

ISSN 2658-3518

LIMNOLOGY & FRESHWATER BIOLOGY

2025, № 1

- > abiotic and biotic water components;
- > ecosystem-level studies;
- > systematics and aquatic ecology;
- > paleolimnology and environmental histories;
- > laboratory experiments and modeling

Current state of the ecosystem of Lake Vedlozero and its biological resources (Republic of Karelia, northwestern Russia)

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Sidorova A.I.*, Syarki M.T., Slastina Yu.L.

Northern Water Problems Institute of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences, 2 Aleksander Nevsky Str. 50, Petrozavodsk, 185030, Russia

ABSTRACT. The results of a study of the current state of the ecosystem of Lake Vedlozero (Republic of Karelia, northwestern Russia) in 2021-2022 and its changes over 30 years are presented. In recent years, in the summer-autumn period, algal blooms, including toxic cyanobacteria, have intensified in the lake, which affects the quality of the water and fish habitat. Active algal blooms are still local and are observed mainly in areas of the lake with intense anthropogenic impact. In general, the Lake Vedlozero ecosystem at the present stage corresponds to mesotrophic status in terms of hydrochemical and hydrobiological indicators. The lake's aquatic communities have not undergone noticeable changes since the 90s of the last century. The concentration of chlorophyll *a* has increased by an order of magnitude (3 µg/l in 1992 and 11-90 µg/l in 2021). Planktonic communities are in a stable state and provide a stable food supply for planktivorous fish. The composition and structure of benthic communities also did not change over the 30-year period. To calculate fish productivity, an analysis of the distribution of organic matter and energy in the food web of the lake ecosystem was carried out using the balance model of V.V. Boulion. The results of the model calculation are in good agreement with empirical data. Thus, the model can be used for calculating fish production and estimating possible catches in the lake. According to the model, possible catches amount to a third of fish production and are equal to 9.6 kg/ha. For the first time in 2021, an alien species of the American rotifer *Kellicottia bostoniensis* was recorded in Lake Vedlozero, which may indicate that the range boundary of this species is moving northward against the backdrop of continuing warming of the regional climate in northwestern Russia.

Keywords: Lake Vedlozero, phytoplankton, zooplankton, macrozoobenthos, fish, catches, ecosystem modeling, alien species

For citation: Sidorova A.I., Syarki M.T., Slastina Yu.L. Current state of the ecosystem of Lake Vedlozero and its biological resources (Republic of Karelia, northwestern Russia) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 1. - P. 1-19. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-1

1. Introduction

In recent decades, there has been an increase in anthropogenic load on lakes, which, coupled with fluctuations in climatic factors, leads to changes in the living conditions of aquatic animals and plants, which entails changes in the useful biological resources of lakes (Dodds et al., 2009; Le et al., 2010; Moss et al., 2011; Schneider et al., 2014; Tsai et al., 2022; Xia et al., 2016; Qin et al., 2023; Zhang et al., 2023).

Climate change is affecting both small and large lakes around the world. A clear and rapid reaction of lakes to climate warming is an increase in the water temperature of the upper layer, where the most active development of phytoplankton occurs. Increases in surface water temperatures observed in the American

Great Lakes - Superior, Huron, Ontario (Austin and Colman, 2007; Dobiesz and Lester, 2009), in the lakes of Europe - Zurich, Geneva, Plußsee (Efremova et al., 2016). Positive trends in surface water temperature have been identified for Lake Baikal (Hampton et al., 2008; Izmet'eva et al., 2016), and the Rybinsk Reservoir (Litvinov and Zakonnova, 2012). Over the past two decades, in Karelian lakes Topozero, Rugozero, Vygozero, Segozero, Vodlozero, and Syamozero, an increase in average water surface temperatures from June to October has been noted (Efremova et al., 2016). The fragile ecosystems of small and medium-sized northern lakes are the most vulnerable to climate change, which requires an in-depth study of the changes in habitat and structure of aquatic communities.

*Corresponding author.

E-mail address: bolt-nastya@yandex.ru (A.I. Sidorova)

Received: July 09, 2024; **Accepted:** January 09, 2025;

Available online: February 26, 2025

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



Eutrophication due to nutrient loads and intensive fishing of valuable fish species change the structure of fish community, lead to significant shifts in fish stocks of lakes and changes in the level of biological resources (Schneider et al., 2014; Feng et al., 2023; Abo-Taleb et al., 2023).

The complex interactions of elements in the food web of a lake, which provide the food supply for fish, make it urgent to comprehensively study lake ecosystems, their production properties and the functioning conditions of plankton and benthos. The level of biological resources depends on the state of the entire ecosystem of the lake, therefore the assessment of fish stocks must take into account the state of its planktonic and benthic communities. Thus, an increase in phosphorus load leads to increased eutrophication in lakes. As a result, the productive properties of the lake change, the production of phyto-, zooplankton and benthos as the basic food resources increases, and as a result, the intensity of fish production and the volume of possible catches increase (Moss et al., 2011).

Lake Vedlozero is medium lake in the southern part of Karelia, which has fishing significance. There are certain difficulties for directly assessing the fish productivity of a lake, so it is relevant to obtain model estimates using food supply values, for example, plankton and benthos biomass, as well as other indicators.

To effectively manage fisheries and carry out measures to increase fish stocks, it is necessary to assess the current state of the lake's ichthyocenosis, its composition, structure and food supply.

The purpose of the work is to assess the current state of the aquatic ecosystem of Lake Vedlozero and its bioresource potential.

2. Materials and methods of research

Lake Vedlozero is located in the Republic of Karelia in the northwestern part of Russia. The climate regime of this territory is characterized as transitional from marine to continental. According to the classification of B.P. Alisov, the climate of Karelia belongs to the Atlantic-Arctic zone of the temperate zone. The predominance of air masses of Atlantic and Arctic origin led to long, relatively warm winters, late springs, short and cool summers. High air humidity, large amounts of precipitation and sharp variability of meteorological indicators are observed in all seasons of the year (Nazarova, 2014a).

In the 2000s, for the territory of Karelia, an increase in the average annual air temperature by 1–2°C and an increase in the annual amount of precipitation by 20–70 mm were noted compared to the base line (1961–1990). The most intense warming

was observed in winter. Over the past twenty years, the date of stable transition of air temperature through 0°C towards an increase occurs earlier by 5–7 days; the stable transition of average daily temperature through 10°C (the onset of the summer season in Karelia) earlier by 2–5 days; the date of transition through 0°C in the downward direction is observed later by 7–10 days. As a result, the duration of the summer season and the warm period has increased for the entire territory of Karelia (Climate..., 2004; Nazarova, 2014b).

Lake Vedlozero is located in the southern part of the Republic of Karelia. Its basin is of glacial origin. The morphometric characteristics of the lake are shown in Table 1.

Lake Vedlozero is a mesotrophic lake (Lakes..., 2013). Its catchment area is well developed economically (agriculture is developed). There is a high population density here. The lake is used for water supply, recreation, and recreational fishing. The current state of the ecosystem of Lake Vedlozero was formed as a result of the interaction of natural processes in the aquatic environment and in the lake's catchment area. The lake is under constant influence of anthropogenic pressure. The northeastern part of the lake, where the rural settlement of Vedlozero is located and where the Vokhtozerk River flows, experiences increased anthropogenic impact. Wastewater flows into the river from treatment plants. In the 70s of the last century, a dam was built in the northeastern region of the lake between the island and the shore of the lake. The dam dramatically changed the hydrological regime of this part of the lake. As a result, an artificially created bay appeared, shallow and stagnant (Sabylina and Efremova, 2022). In the summer of 2023, a hole was made in the dam, which significantly increased the circulation of water in the bay. The response of the plankton community to changing hydrological conditions in this part of the lake will need to be assessed in the coming years.

The chemical composition of Lake Vedlozero water is characterized by satisfactory quality (Sabylina and Efremova, 2022). The water is low-mineralized, pronounced hydrocarbonate class, calcium group. Based on the humus content, the amount of nutrients and the pH value, the lake is classified as meso-humus, eutrophic and neutral. The northeastern bay of the lake is experiencing heavy anthropogenic pressure. High content of nutrients, especially phosphorus, in the waters of the River Vokhtozerk indicates extremely unsatisfactory treatment of domestic wastewater. In the bay, which receives runoff from residential and point sources of pollution, the content of nutrients is the highest throughout the year. This causes the extremely unfavorable ecological state of this area of the lake, which is most in demand by the population in terms of

Table 1. Morphometric characteristics of the Lake Vedlozero (Lakes..., 2013).

Center coordinates	A.s.l., m	Catchment area, km ²	Lake surface area, km ²	Lake volume, million m ³	Depth, m	
					average	maximum
61°33' N 32°42' E	77	564	58	407	7	14.8

water use. In the summer-autumn period, the water of the bay is susceptible to algal blooms, including cyanobacteria, which release toxins dangerous to humans and animals.

Macrophytes vegetation is very poor (Lakes..., 2013).

To assess the current state of the lake's ecosystem, an analysis of the concentration of chlorophyll *a*, the indicators of summer phytoplankton, zooplankton and macrozoobenthos of some fish populations was carried out (based on published data and data obtained during the open water period 2021-2022).

Phytoplankton and chlorophyll *a* samples were taken in the surface layer of the bay (station 1) and the central part of the lake (station 3) in March, May, June, July and September 2021. Zooplankton and macrozoobenthos samples were taken in July 2021, as well as in July and September 2022 at the same stations and additionally near the confluence of the river (station 2) (Fig. 1). Selection and processing of phytoplankton samples was carried out in a Nageotte chamber with a volume of 0.02 cm³ accordance with accepted methods (Methodology..., 1975). The concentration of chlorophyll *a* was measured by the spectrophotometric method (SCOR-UNESCO, 1966). Zooplankton was sampled from the water column using a Judi net with pores of 100 µm at station 3. Benthic samples were collected with an Ekman-Burge dredge (capture area 0.023 m²), and laboratory processing of samples was carried out using standard methods (Proceedings..., 1999).

For the flora and fauna of planktonic and benthic communities, an analysis of species composition, biodiversity and structural indicators, as well as the dominance of indicator species, was carried out. Quantitative estimates of zooplankton abundance and biomass were recalculated per cubic meter and sq.m. in a water column.

To assess fish production, the balance model of V.V. Boulion was used (Häkanson and Boulion, 2002; Boulion, 2017). This model reflects the most general patterns of distribution of organic matter and energy in the food web of a lake ecosystem. The dependencies were obtained by analyzing data on lakes in northern and eastern Europe, the Republic of Belarus and the European part of Russia and are expressed in regression correlation (Häkanson and Boulion, 2002; Boulion, 2017). Initial data for the model of Lake Vedlozero: latitude – 61.5 °N, average depth – 7 m, maximum depth 14.8 m, total phosphorus – 24 µg/l, color – 76 degrees.

3. Results and Discussion

Phytoplankton. According to 1989 and 1992 data, the lake's phytoplankton included 92 taxa: Cyanophyta – 9, Chrysophyta – 9, Bacillariophyta –

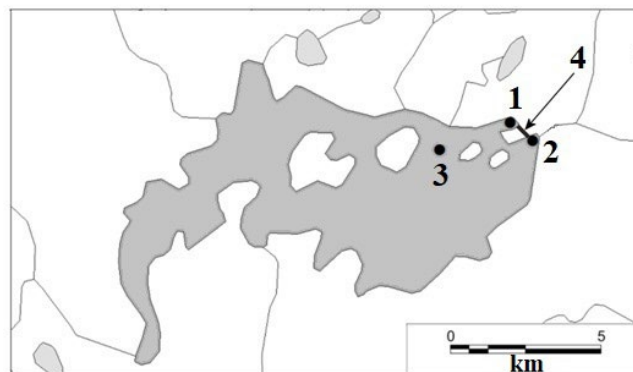


Fig.1. Sampling stations in the Lake Vedlozero in 2021 and 2022: St. 1 – northeastern bay; St. 2 – near the River Vokhtozherka; St. 3 – deep-water part of the lake between the islands. The arrow and number 4 schematically show the position of the dam.

44, Xanthophyta – 3, Cryptophyta – 3, Dinophyta – 3, Euglenophyta – 4, Chlorophyta – 17. Mass species were: *Aulacoseira granulate* (Ehr.) Sim., *Tabellaria fenestrata* (Lyng.) Kütz., *Cetratium hirundinella* (O.F.Müll) Duj., *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz., *Aphanizomenon flosaquae* (L.) Ralfs, *Aphanothece clatrata* W & G.S.West, *Gloeotrichia echinulata* P.G.Rich.. The abundance and biomass of phytoplankton were characterized by minimum values during the ice-covered period and an order of magnitude increase from May to July (Table 2). The average annual concentration of chlorophyll *a* in the lake in 1992 was 3.2 µg/l (Lakes..., 2013). Average annual production according to 1992-1993 data was 50 g C /m² year (Lakes..., 2013):

Phytoplankton in the surveyed areas of the lake during the open water period 2021 was characterized by low species richness. In terms of the number of species, diatoms and green algae predominated; a total of 104 species of algae of eight systematic groups were identified: Bacillariophyta – 42; Chlorophyta – 24; Cyanobacter – 20; Chrysophyta – 6; Dinophyta – 2; Euglenophyta – 5; Cryptophyta – 3, Xanthophyta – 2. The basis of the floristic complex (89% of the total list of all species) were representatives of diatoms, greens, cyanobacteria, and goldens. The data obtained in 2021 are comparable with the data of the previous research period, when the share of species of the four main divisions was 88% of the total list.

The leading group of diatoms in terms of species diversity is represented by the classes Centrophyceae and Pennatophyceae, which is typical for most water bodies of the Arctic and Subarctic (Getsen, 1985). The centric genus *Aulacoseira* (9) is more diverse, and the pennate genus is *Nitzschia* (6), *Navicula* (6), *Pinnularia* (4). Among the centric diatoms in the plankton of the lake, the most common species are *Aulacoseira granulate* A. *italica* (Ehr.) Sim., *A. islandica* subsp. *helvetica*

Table 2. Quantitative indicators of phytoplankton in Lake Vedlozero in 1989 and 1992.

Index	III 1989	III 1992	V 1989	V 1992	VII 1989	VII 1992
Abundance, thousand cells/l	28	19	252	277	2264	2308
Biomass, mg/l	0.07	0.07	0.52	0.31	7.40	7.93

(O.Mül.) Sim., *A. distans* (Ehr.) Sim., *A. distans* var. *alpigena* (Grun.) Sim., *A. ambigua* (Grun.) Sim., *Melosira varians* C.Agard., as well as several species from the genera *Stephanodiscus*, *Cyclotella*. The most common and widespread in the algal flora of Lake Vedlozero were pennate diatoms such as *Asterionella formosa* Has. and *Tabellaria fenestrata* (Lyng.) Kütz.

The second large division is green algae (24 taxa). From this group of algae, the taxonomically diverse order of green algae is Volvox, represented by species from the genera *Chlamydomonas*, *Pandorina*, *Eudorina*.

Of the cyanobacteria, the most diverse are the genera typical of the summer algal flora of the region: *Aphanizomenon*, *Dolichospermum* (Anabaena - 4 taxa), *Microcystis* (3), *Oscillatoria* (2), which cause "water blooms" in water bodies of the temperate zone. Golden algae are represented by species from the genera *Dinobryon*, *Mallomonas*, and small-celled algae from the genus *Kephyrion*. The diversity of euglenaceae is formed by representatives of the genera *Trachelomonas* (4 taxa) and *Euglena*. The share of participation of other departments Xanthophyta, Cryptophyta, Dinophyta in the formation of algal flora diversity is low.

Bay, st. 1. In March 2021, in the bay behind the dam (station 1), a predominance of cyanobacteria was observed, represented by *Dolichospermum flos-aquae* (Lyngb.) Breb., *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wesenbergii* (Kom.) Starm. both in numbers and biomass. Diatoms, whose contribution to the creation of biomass was 39%, mainly belonged to the genus *Aulacoseira*, widespread in northern water bodies. Green algae are few in number, and their contribution to the creation of biomass is also small. The total number is up to 910 thousand cells/l, the total biomass is up to 0.12 mg/l.

In May 2021, the concentration of chlorophyll *a* was 35.6 µg/l. The dominant complex was formed by diatoms. The maximum contribution was made by *Aulacoseira italica* Kutz.Sim. var. *italica*, share in the total biomass is 53.9%, in the total number – 34.5%. *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim., which was also the dominant spring plankton in all studied areas of the lake, reached values of 0.977 mg/l, *Asterionella formosa* also reached its maximum development with a biomass of 0.250 mg/l. Green vegetated inactively, mainly due to representatives of the genus *Chlamydomonas*, up to 10% of the total number. In May, the values of abundance and biomass increased several times compared to the data for March 2021.

In June 2021, 28 species of phytoplankton belonging to 5 divisions were discovered in the bay, with a predominance of diatoms, mainly belonging to the genus *Aulacoseira*: *Aulacoseira distans* var. *alpigena*, *A. granulata*, *A. islandica* subsp. *helvetica*, *A. italica*, *A. subarctica* (O. Mull.) Haworth, *A. distans* both in numbers and biomass. Cyanobacteria, represented by the genus *Microcystis*, grew less actively in this part of the reservoir than in the spring. In addition to green algae, represented by *Monoraphidium contortum* (Thur.) Komark.-Legn., there are golden algae (*Dinobryon divergens* Imh.) and euglenophytes (*Trachelomonas volvocina* Ehr. Total number 1018 thousand cells/l, total biomass 0.731 mg /l.

In July 2021, the concentration of chlorophyll *a* was 90.8 µg/l. In the planktonic community, cyanobacteria dominated in abundance (97.5%) and biomass (72.1%) (Fig. 2). With a relatively small biomass (1.05 mg /l), the number reached 10,307 thousand cells/l due to the small volumes of cyanobacterial cells. During this period, *Dolichospermum flos-aquae* and *Dolichospermum spiroides* actively developed, together their share in the total abundance was up to 70%, in the total biomass up to 58%. *Microcystis aeruginosa* in numbers reached 15.6% of the total, while in biomass only up to 5.4%. The cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs., being the dominant species in the lake in the previous study period (Lakes..., 2013), was noted in this area of the lake in summer, its share in the total biomass up to 8% of the total, as well as *Snowella lacustris* (Chod.) Kom. et Hind (up to 9% of the population). Diatoms are also included in the complex of dominant biomass (up to 24%) due to the species *Aulacoseira distans* and *A. granulata*. In terms of abundance, the share of diatoms was 1.8%.

In September 2021, the concentration of chlorophyll *a* was 39.7 µg/l. The maximum values of phytoplankton abundance and biomass were observed in the autumn due to the massive development of green algae. Green volvox algae dominated (up to 76% of biomass, 84% of abundance), *Eudorina elegans* Ehr. and *Pandorina morum* (O.F.Mull) Bory. Diatoms accounted for 16% by

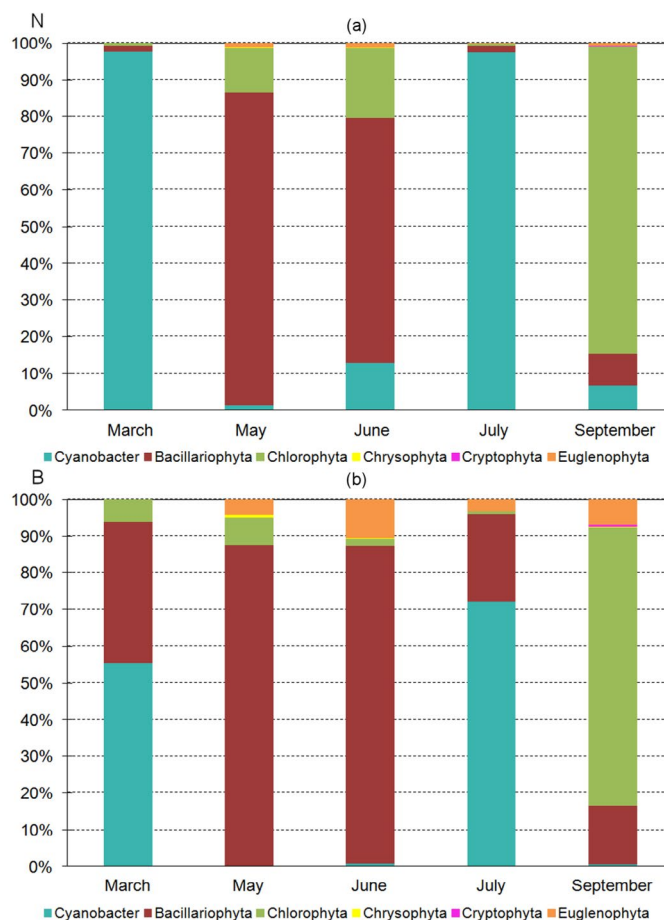


Fig.2. Dynamics of the ratio between the abundance (N, thousand cells/l) (a) and biomass (B, mg/l) (b) of algae of different systematic divisions (%) in the bay in different months of 2021.

biomass, 8.6% by abundance, cyanobacteria – less than 1% by biomass and 6.2% by abundance, euglenoids – 6.2% by biomass, less than 1% by abundance. The littoral zone of Lake Vedlozero is characterized as eutrophic with periods of polytropy during outbreaks of flowering in the summer and autumn according to the lake typification scales (Trifonova, 1990; Kitaev, 2007).

Center, st. 3. In the central deep-water part of the lake (station 3), the maximum development of phytoplankton occurred in the spring (Table 3). Diatoms were dominant in spring, and cyanobacteria in summer and autumn (Fig. 3).

In spring, in the center of the lake, diatoms accounted for 81% of the total number and 97% of the total biomass.

The maximum abundance (695 thousand cells/l, 44% of the total number) and biomass (5.534 mg/l, 81.6% of the total biomass) was recorded for *Melosira varians* (695 thousand cells/l, 5.534 mg/l). The dominant complex also included *Aulacoseira islandica* in abundance (up to 14% of the total abundance, 8.5% of the total biomass), and *Asterionella formosa* was noticeably vegetative (up to 8% of the total abundance, 1.2% of the total biomass). Green algae accounted for 14.7% of the total abundance, 1.1% of the total biomass; the maximum abundance was noted for *Stichococcus* sp. (11.5% of the total number). The abundance of cyanobacteria, golden algae, and euglena algae was 1.1, 1.9, and 1.3% of the total abundance. The biomass of cyanobacteria was extremely small, not exceeding a fraction of a percent of the total biomass; for golden and euglena algae it reached 0.5 and 1.2%, respectively.

In July 2021, in the center of the lake, the concentration of chlorophyll *a* was 35 µg/l. Cyanobacteria (89.9% of the total number, 68.2% of the total biomass), diatoms (4.4% of the total number, 28.7% of the total biomass), and green algae (5.5% of the total number, 2.7% of the total biomass) actively developed. The shares of golden, euglena algae and cryptophytes did not exceed fractions of a percent, both in number and in biomass. The dominant complex of algae is represented by species from the genus *Dolichospermum*, contributing to the formation of the total number up to 70%, and biomass up to 47%. The cyanobacterium *Aphanizomenon flos-aquae*, which was also among the dominants in the lake earlier (Lakes..., 2013), in the summer of 2021 had a share in the total biomass of up to 19%. Diatoms in the dominant summer plankton are represented by *Aulacoseira granulata* (16.5% of the total biomass, 0.4% of the total number).

In September 2021, the concentration of chlorophyll *a* in the center of the lake was 11.4 µg/l. The



Fig.3. Dynamics of the relationship between the abundance (N, thousand cells/l) (a) and biomass (B, mg/l) (b) of algae of different systematic divisions (%) in the central part of Lake Vedlozero in different seasons of 2021.

basis of the population of the autumn phytocenosis in the center of the lake was created by cyanobacteria (91.4%), now due to the development of *Microcystis aeruginosa*, its share in the total number is 86.6%, biomass – 18.5%. The number of diatoms reached 5.8%, greens – 2.5%, euglena – 0.3%. The biomass of autumn phytoplankton in this area of the lake was within the range of 1.890 mg/l; in addition to cyanobacteria (49.7%), its basis was formed by diatoms (37.3%), such species were actively developing as *Aulacoseira granulata*, *Aulacoseira italica*, *Tabellaria fenestrata*. The biomass of green algae reached 10%, euglena – 3.1%.

Compared with the dominant phytoplankton species in terms of abundance and biomass in 1989 and 1992, the dominant species of the 2021 growing season included diatoms *Aulacoseira italica*, *Asterionella formosa*, cyanobacteria *Dolichospermum flos-aquae*, *D. spiroides* and *Microcystis wesenbergii*, green algae *Eudorina elegans* and *Pandorina morum*. The previously

Table 3. Seasonal distribution of biomass (g/m³) and abundance (thousand cells/l) of phytoplankton in the Lake Vedlozero during the open water period 2021.

Station	Seasons					
	Spring (May)		Summer (July)		Autumn (September)	
	Abundance	Biomass	Abundance	Biomass	Abundance	Biomass
St. 1 (Bay)	3305	3.703	10569	1.456	45663	24.029
St. 3 (Center)	1560	6.781	21835	4.839	13575	1.890

dominant *Ceratium hirundinella* is found singly in the summer. In March 2021, the abundance of phytoplankton increased by an order of magnitude, the biomass increased insignificantly compared to the data for 1989 and 1992. This is explained by the dominance of small-celled cyanobacteria *Dolichospermum flos-aquae* and *Microcystis wesenbergii*. The obtained quantitative characteristics of the planktonic phytocenosis in the central part of the Lake Vedlozero characterizes it as mesotrophic, according to the lake typification scales (Trifonova, 1990; Kitaev, 2007).

Zooplankton.

During the period of our research in 2021, 40 species of zooplankton were identified in the pelagic zone of the lake (Copepoda – 9, Cladocera – 14, Rotaria – 17). The number of species in the summer ranged from 24 to 26 and averaged 25. For the first time, an alien species of the American rotifer *Kellicottia bostoniensis* was noted in the lake. It did not reach high abundance (0.3 th.ind/m³) and was observed only in the fall.

The species richness and structure of the zooplankton community of Lake Vedlozero, taking into account its natural and seasonal variability, is typical for lakes in this region of Karelia. The Shannon-Weaver index, reflecting the biodiversity, was relatively high: 3.4-3.6 for abundance and 2.8-3.3 for biomass, reflecting the health of the summer structure of zooplankton.

In summer, the zooplankton biomass was dominated by cladocerans (*Daphnia cristata* и *Bosmina longispina*), accounting for 45 to 60% of the total biomass. Small cyclops *Thermocyclops oithonoides* represented 10-15% of the biomass. The community structure and the ratio of the main zooplankton groups in July 2021 and 2022 were similar. Usually, more than 70-80% of the summer zooplankton biomass was represented by filter-feeding cladocerans and peaceful copepods. Predatory cladocerans and cyclops accounted for about 15%. In July 2022, a rare phenomenon in the samples was the mass development of the large predatory crustacean *Leptodora kindtii*, which accounted for up to 40% of the biomass. This caused a temporary change in the ratio of peaceful and predatory plankton (1:1.5). In autumn plankton, copepods *Eudiaptomus graciloides* and *Thermocyclops crassus* dominated in terms of numbers and biomass.

The summer biomass of pelagic zooplankton of 0.9-1.6 g/m³ characterizes the plankton system as mesotrophic, but close to the oligotrophic boundary (Table 4).

The transcontinental species of the American rotifer *K. bostoniensis* is currently actively expanding its habitat and spreading northward through the lakes of northwestern Russia, including Karelia (Syarki and

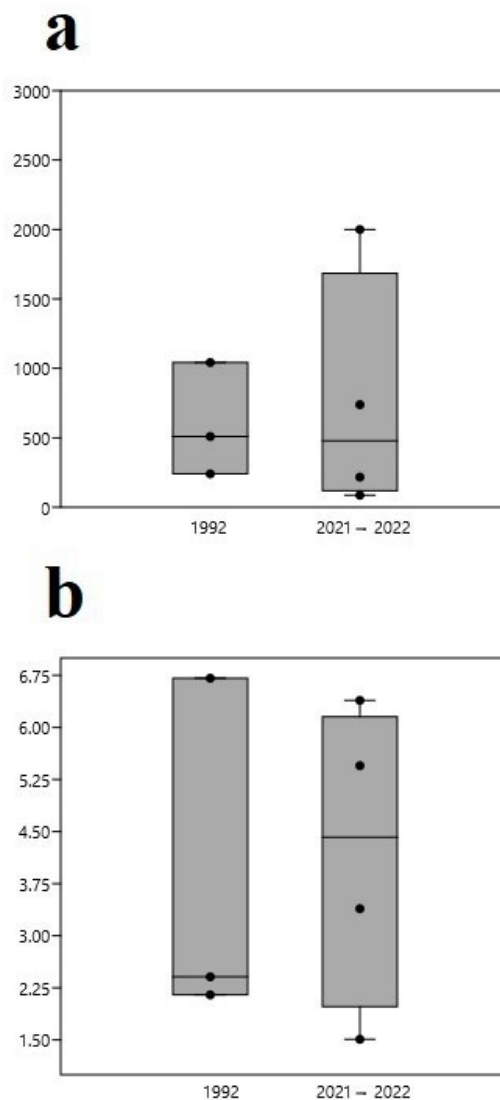


Fig.4. Dynamics of changes in the number (a, ind/m²) and biomass (b, g/m²) of macrozoobenthos of Lake Vedlozero in different years.

Zdorovenova, 2021; Syarki, 2019; Syarki et al., 2023). Since the native rotifer *K. longispina* is not a food item for fish, the appearance of a similar alien species will not have a significant impact on biological resources.

Macrozoobenthos. The data we obtained on the current state of macrozoobenthos indicates that in 2021-2022 the number of benthic organisms varied from 87 to 2000 ind./m², with biomass – 1.51-6.39 g/m².

Comparison of the literature data of 1992 and the results obtained in 2021 and 2022 did not show a decrease in the quantitative indicators of macrozoobenthos. Using the Mann-Whitney criterion, no significant

Table 4. The abundance and biomass of zooplankton in the Lake Vedlozero.

Date	Abundance, thousand individuals		Biomass, g	
	·m ⁻³	·m ⁻²	·m ⁻³	·m ⁻²
07.07.2022	46,7	373,7	0,88	7,01
13.07.2021	86,3	431,5	1,57	7,83
29.09.2021	24,1	180,6	0,81	6,04

change in the total number and biomass of zoobenthos was noted when comparing the two study periods (Fig. 4). Thus, the level of statistical significance is higher than the critical value of 0.05, $p = 0.86$ when comparing the number, and $p = 0.86$ when comparing the biomass.

The dominant complex is represented by larvae of chironomids Chironomidae and Oligochaeta. The quantitatively rich fauna of the bottom of the lake is not distinguished by a wide variety of species. In the zoobenthos of Lake Vedlozero, 6 systematic groups of invertebrates were noted, common to lakes of North-West Russia - chironomid larvae, oligochaete worms, mayfly larvae Ephemeroptera, bivalves Bivalvia and midge larvae Ceratopogonidae, as well as amphipods. A total of 13 taxa have been identified. Oligochaete worms are represented by two eurytopic species *Tubifex tubifex* (Müller, 1774) and *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede, 1862. In the shallow area of Lake Vedlozero, macrozoobenthos is represented by only one group of chironomids, Chironomidae (two genera *Chironomus* sp. and *Procladius* sp.). Ceratopogonidae larvae are rarely found throughout the lake.

The amphipod *Pallasiopsis quarispinosa* (Sars, 1867) is present in the deep-sea part of the reservoir. In the area of the confluence of the Vokhtozerkka River, bivalves of the genus *Pisidium* sp.

The obtained data confirms literary materials. Thus, according to literary sources (Lakes..., 2013), the bottom fauna in Lake Vedlozero consists mainly of insects. The average number is 325 ind./m², biomass is 1.9 g/m². Dominant complex: chironomids, oligochaetes.

Ichthyofauna. The following fish species were found in the ichthyofauna: vendace, pike, roach, bleak, bream, bluefish, burbot, perch, ruffe, pike perch, peled. Pike perch and peled are introduced, pike perch is a commercial fish, peled is rare. The main commercial fish are bream and perch (Alexandrov, 1957). The lake also contains sculpin goby, minnow, presumably whitefish, released into Vedlozero in 1949-1951, and grayling, but these are very rare fish. Rare fish include salmon and trout. Pike perch moved into the Lake Vedlozero in 1959 and 1964 (Sterligova and Ilmast, 2009; Sterligova et al., 2016; Sterligova et al., 2012). Positive results of the introduction of pike perch were noted by the authors in Vedlozero (Kudersky et al., 1990).

Model estimates of fish productivity

To calculate fish productivity, an analysis of the distribution of organic matter and energy in the food web of the lake ecosystem was carried out by using the balance model of V.V. Boulion (Häkanson and Boulion, 2002; Boulion, 2017).

A comparison of model data with empirical data showed a fairly close agreement in terms of water transparency, primary production, and phyto- and zooplankton biomass. The model-estimated benthic biomass concentration were slightly higher than the measured values of these parameters (Table 5). Empirical data on the content of chlorophyll *a* are higher than model calculations. The distribution of plankton and benthos biomass in Lake Vedlozero corresponded to the basic ideas of functioning of the food web, which allows the model to be used for calculating fish production and assessing possible catches in the lake. Model calculations of the total fish production amounted to approximately 28 kg/ha for the season. Possible annual catches can be a third of ichthyoproducts and equal to 9.6 kg/ha.

The ecosystem of Lake Vedlozero provides a food supply for planktivores, benthivores and predators (Fig. 5).

For comparison with literary data (Lakes..., 2013), Table 5 shows the converted biomasses of links using standard coefficients from kcal to grams of wet weight.

4. Conclusions

As a result of the study and analysis, the current state of Lake Vedlozero was established based on sampling data in 2021 and 2022 compared to data from thirty years ago.

It has been shown that at the present stage, the lake's ecosystem corresponds to eutrophic state in terms of hydrochemical and hydrobiological indicators. The concentration of chlorophyll *a* has increased by an order of magnitude (from 3 µg/l in 1992 to 11-90 µg/l in 2021). In terms of the level of phytoplankton development, the littoral zone in the northeastern region of the lake, which is experiencing significant anthropogenic pressure, is characterized as eutrophic with periods of polytrophism during outbreaks of blooms. In the summer-autumn period there are episodes of intensive development of algae, including toxic cyanobacteria.

Table 5. Comparison of literature, empirical and model data on Lake Vedlozero.

Parameter	(Lakes of Karelia, 2013)	Empirical data	Model data
Transparency, m	1.7	1.2	1.6
Chlorophyll <i>a</i> , µg/l	3.2	23.2	5.9
Primary production, gC/m ² per year	50	-	49
Phytoplankton biomass, g/m ³	1.05-1.12	7.4-20.0*	2.5
Zooplankton biomass, g/m ³	1.5	1,0-1,7	1.3
Benthos biomass, g/m ²	4.9	4.5	6.1
Possible catches, kg/ha	12		9.6

Note: * – individual maximum phytoplankton indicators (our data 2021).

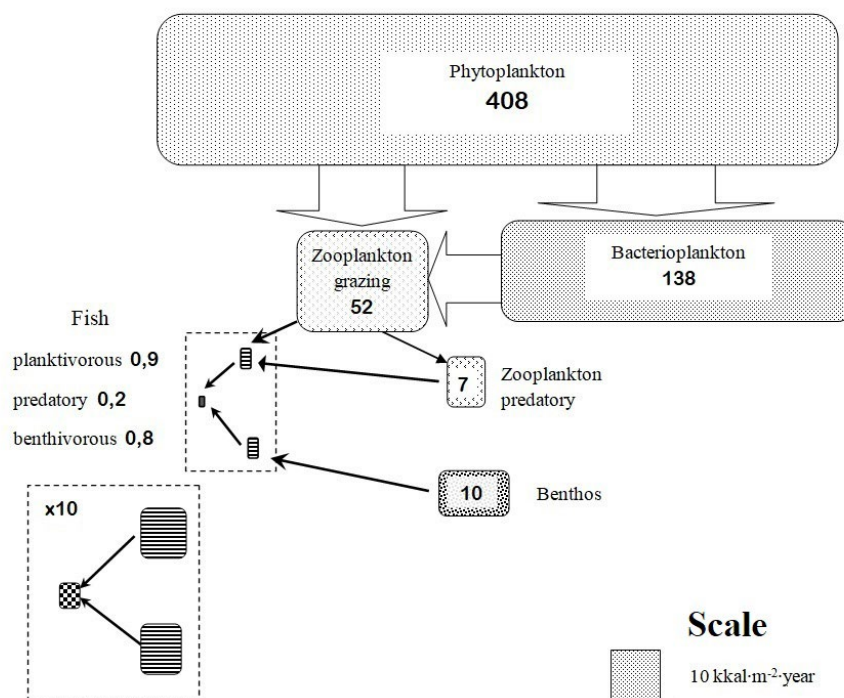


Fig.5. Annual production (kcal·m²·year) of the main elements of the Lake Vedlozero ecosystem.

At the present stage, flowering outbreaks are local. A possible reason for their appearance is the synergistic influence of two factors: constant anthropogenic load and ongoing climate warming in the region. Also, the appearance in the lake of an alien species of the American rotifer *Kellicottia bostoniensis*, first notice in the lake in 2021, can be considered a consequence of the ongoing climate warming in northwestern Russia.

It is shown that aquatic communities have not undergone noticeable changes since the 90s of the last century. Planktonic communities are in a stable state and provide a stable food supply for planktivorous fish. The composition and structure of benthic communities has also not changed since the 90s of the last century. The fish fauna of Lake Vedlozero includes the following fish species: vendace, pike, roach, bleak, bream, bluegill, burbot, perch, ruffe, pike perch, and peled.

Analysis of the distribution of organic matter and energy in the food web of the lake ecosystem of the lake. Vedlozero using the balance model of V.V. Boulion showed that the results of the model calculation are in good agreement with the empirical data. Evaluations showed that possible catches (9.6 kg/ha) account for a third of fishproducts.

Acknowledgements

The authors sincerely thank for the work and initiative of writing the manuscript the senior researcher at the laboratory of hydrobiology the NWPI KarRC RAS Ph.D. A. P. Georgiev.

The study was carried out within the framework of the state assignment of the Institute of Northern Water Problems of the Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

- Abo-Taleb H.A., El-Tabakh M.A., Hendy D.M. 2023. Chapter 5 - Plankton and fish nutrition in African lakes. In: El-Sheekh M., Elsaied H.E. (Eds.), Lakes of Africa Microbial Diversity and Sustainability, pp. 139-172. DOI: [10.1016/B978-0-323-95527-0.00017-8](https://doi.org/10.1016/B978-0-323-95527-0.00017-8)
- Alexandrov T.N. 1957. Habitat conditions for fish in the Vedlozero Reservoir and measures for their reproduction. In: Kozhin N.I. (Ed.), Fisheries of Karelia. Karelian Research Institute. Petrozavodsk, pp. 135-142. (in Russian)
- Austin J.A., Colman S.M. 2007. Lake Superior summer water temperatures are increasing more rapidly than regional air temperatures: A positive ice-albedo feedback. Geophysical research letters 34(6): 1-5. DOI: [10.1029/2006GL029021](https://doi.org/10.1029/2006GL029021)
- Boulion V.V. 2017. Two versions of a balance model to predict the bioproductivity of aquatic ecosystems. Water Resources 44: 820-830. DOI: [10.1134/S0097807817050025](https://doi.org/10.1134/S0097807817050025)
- Dobiesz N.E., Lester N.P. 2009. Changes in mid-summer water temperature and clarity across the Great Lakes between 1968 and 2002. Journal of Great Lakes Research 35(3): 371-384. DOI: [10.1016/j.jglr.2009.05.002](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2009.05.002)
- Dodds W.K., Bouska W.W., Eitzmann J.L. et al. 2009. Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. Environmental Sciences and Technology 43(1): 1-12. DOI: [10.1021/es801217q](https://doi.org/10.1021/es801217q)
- Efremova T.V., Palshin N.I., Belashev B.Z. 2016. Water temperature in different types of lakes in Karelia under changing climate based on data of instrumental measurements in 1953–2011. Water resources 43(2): 402-411. DOI: [10.1134/S0097807816020020](https://doi.org/10.1134/S0097807816020020)
- Feng K., Deng W., Zhang Y. et al. 2023. Eutrophication induces functional homogenization and traits filtering in Chinese lacustrine fish communities. Science of The Total Environment 857(3). DOI: [10.1016/j.scitotenv.2022.159651](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159651)

- Getzen M.V. 1985. Algae in the ecosystems of the Far North. Leningrad: Science. (in Russian)
- Häkanson L., Boulion V.V. 2002. The Lake Foodweb – modelling predation and abiotic/biotic interactions. Leiden: Backhuys Pablischers.
- Hampton S.E., Izmet'eva L.R., Moore M.V. et al. 2008. Sixty years of environmental change in the world's largest freshwater lake – Lake Baikal, Siberia. *Global Change Biology* 14: 1947-1958. DOI: [10.1111/j.1365-2486.2008.01616.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01616.x)
- Izmet'eva L.R., Moore M.V., Hampton S.E. et al. 2016. Lake-wide physical and biological trends associated with warming in Lake Baikal. *Great Lakes Research* 42: 6-17. DOI: [10.1016/j.jglr.2015.11.006](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2015.11.006)
- Kitaev S.P. 2007. Fundamentals of limnology for hydrobiologists and ichthyologists. Petrozavodsk: Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences. (in Russian)
- Climate of Karelia: variability and impact on water bodies and watersheds. 2004. In: Filatov N.N. (Ed.). Petrozavodsk: Karelian Research Center RAS. (in Russian)
- Kudersky L.A., Orlov Yu.I., Shimanovskaya L.N. 1990. Acclimatization of fish in inland waters. Fisheries, series "Aquaculture": Overview information. Moscow: VNIERKH. (in Russian)
- Le C., Zha Y., Li Y. et al. 2010. Eutrophication of Lake Waters in China: Cost, Causes, and Control. *Environmental Management* 45: 662-668. DOI: [10.1007/s00267-010-9440-3](https://doi.org/10.1007/s00267-010-9440-3)
- Litvinov A.S., Zakonnova A.V. 2012. Thermal regime of the Rybinsk Reservoir under global warming. *Meteorologiya i gidrologiya* [Meteorology and Hydrology] 9: 91-96. (in Russian)
- Methodology for studying biogeocenoses of inland water bodies. 1975. In: Mordecai-Boltovskiy F.D. (Ed.). Moscow: Science. (in Russian)
- Moss B., Kosten S., Meerhoff M. et al. 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters* 1(2): 101-105. DOI: [10.5268/IW-1.2.359](https://doi.org/10.5268/IW-1.2.359)
- Nazarova L.E. 2014. Climate of the Republic of Karelia (Russia): air temperature, variability and changes. *Geopolitika i ekogeodinamika regionov* [Geopolitics and ecogeodynamics of regions] 10(1): 746-749. (in Russian)
- Nazarova L.E. 2014. Variability of average long-term air temperature values in Karelia. *Izvestiya Russkogo geograficheskogo obshchestva* [Proceedings of the Russian Geographical Society] 146(4): 27-33. (in Russian)
- Lakes of Karelia. Directory. 2013. In: Filatov N.N., Kuhareva V.I. (Eds.). Petrozavodsk: Karelian Research Center RAS. (in Russian)
- Proceedings of a Workshop on monitoring of Large Lakes. 1999. Joensuu.
- Qin B., Zhang Y., Zhu G. et al. 2023. Eutrophication control of large shallow lakes in China. *Science of The Total Environment* 881: 163494. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2023.163494](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163494)
- Sabylina A.V., Efremova T.A. 2022. Changes in the chemical composition of the waters of Lake Vedlozero and its separate bay as a result of anthropogenic eutrophication. *Trudy Karel'skogo nauchnogo centra Rossijskoj akademii nauk* [Proceedings of the Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences] 8: 20-30. DOI: [10.17076/eco1718](https://doi.org/10.17076/eco1718) (in Russian)
- Schneider S.C., Cara M., Eriksen T.E. et al. 2014. Eutrophication impacts littoral biota in Lake Ohrid while water phosphorus concentrations are low. *Limnologica* 44: 90-97. DOI: [10.1016/j.limno.2013.09.002](https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.09.002)
- SCOR-UNESCO Working Group № 17. 1966. Determination of photosynthetic pigments in sea water. Monographs on Oceanographic Methodology, 1. Paris: UNESCO.
- Sterligova O.P., Ilmast N.V. 2009. Invasive species in aquatic ecosystems of Karelia. *Voprosy ihtologii* [Questions of ichthyology] 49(3): 372-379. (in Russian)
- Sterligova O.P., Ilmast N.V., Savosin D.S. 2016. Cyclostomes and freshwater fish of Karelia. Petrozavodsk: Karelian Research Center RAS. (in Russian)
- Sterligova O.P., Ryukshiev A.A., Ilmast N.V. 2012. Results of fish farming work on the resettlement of Sander lucioperca in water bodies of Karelia. *Voprosy ihtologii* [Questions of ichthyology] 49(4): 558-560. (in Russian)
- Syarki M., Sidorova A., Georgiev A. et al. 2023. Biological resources of Lake Kroshnozzero (North-West of Russia). *E3S Web of Conferences* 420: 09007. DOI: [10.1051/e3sconf/202342009007](https://doi.org/10.1051/e3sconf/202342009007)
- Syarki M.T. 2019. The Invasion of the American Rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera: Brachionidae) into Vygozersky Reservoir (Republic of Karelia, Russia). *Russian Journal of Biological Invasions* 10: 382-386. DOI: [10.1134/S207511171904009X](https://doi.org/10.1134/S207511171904009X)
- Syarki M.T., Zdorovenova G.E. 2021. Species composition of zooplankton in Lake Vendyurskoye (Republic of Karelia) *Proceedings of the Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences* 8: 80-89.
- Trifonova I.S. 1990. Ecology and succession of lake phytoplankton. Leningrad: Nauka. (in Russian)
- Tsai C.W., Chiang C.-H., Shen S. 2022. Probabilistic eutrophication risk mapping in response to reservoir remediation. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 44: 101213. DOI: [10.1016/j.ejrh.2022.101213](https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101213)
- Xia R., Zhang Y., Critto A. et al. 2016. The Potential Impacts of Climate Change Factors on Freshwater Eutrophication: Implications for Research and Countermeasures of Water Management in China. *Sustainability* 8(3): 229. DOI: [10.3390/su8030229](https://doi.org/10.3390/su8030229)
- Zhang C., McIntosh K.D., Sienkiewicz N. et al. 2023. Using cyanobacteria and other phytoplankton to assess trophic conditions: A qPCR-based, multi-year study in twelve large rivers across the United States. *Water Research* 235: 119679. DOI: [10.1016/j.watres.2023.119679](https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119679)

Современное состояние экосистемы озера Ведлозеро и его биологических ресурсов (Республика Карелия, северо-запад России)

Оригинальная статья

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Сидорова А.И.*, Сярки М.Т., Сластина Ю.Л.

Институт водных проблем Севера Карельского научного центра Российской академии наук, пр. Александра Невского, 50, Петрозаводск, 185030, Россия

АННОТАЦИЯ. Приведены результаты исследования современного состояния экосистемы озера Ведлозеро (Республика Карелия, северо-запад России) по данным 2021 и 2022 гг. и ее изменения в сравнении с данными 30-летней давности. В последние годы в летне-осенний период в озере интенсифицируется цветение водорослей, в том числе, токсичных цианобактерий, что сказывается на качестве воды и состоянии рыбного сообщества. Активное цветение водорослей пока носит локальный характер и отмечается, главным образом, в районах озера с интенсивным антропогенным воздействием. В целом, экосистема Ведлозеро на современном этапе по гидрохимическим и гидробиологическим показателям соответствует мезотрофному статусу. Водные сообщества озера не претерпели заметных изменений с 90-х годов прошлого века. Планктонные сообщества находятся в стабильном состоянии и обеспечивают устойчивую кормовую базу рыб-планктофагов. Состав и структура бентосных сообществ также не изменилась за 30-летний период. Концентрация хлорофилла «а» увеличилась на порядок (от 3 мкг/л в 1992 г. до 11-90 мкг/л в 2021 г.). Для расчета рыбопродуктивности был проведен анализ распределения органического вещества и энергии в трофических сетях озерной экосистемы оз. Ведлозеро с использованием балансовой модели В.В.Бульона. Результаты модельного расчета неплохо соответствуют эмпирическим данным, что позволяет использовать модель для расчетов рыбопродукции и оценки возможных уловов в озере. Согласно модели, возможные уловы составляют треть от ихтиопродукции и равны 9.6 кг/га. Впервые в 2021 г. в озере Ведлозеро отмечен чужеродный вид американской коловратки *Kellicottia bostoniensis*, что может свидетельствовать о продвижении границы ареала этого вида на север на фоне продолжающегося потепления регионального климата северо-запада России.

Ключевые слова: Ведлозеро, фитопланктон, зоопланктон, макрозообентос, ихтиофауна, уловы, моделирование экосистемы, чужеродный вид

Для цитирования: Сидорова А.И., Сярки М.Т., Сластина Ю.Л. Современное состояние экосистемы озера Ведлозеро и его биологических ресурсов (Республика Карелия, северо-запад России) // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 1. - С. 1-19. DOI: [10.31951/2658-3518-2025-A-1-1](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2025-A-1-1)

1. Введение

В последние десятилетия отмечается рост антропогенной нагрузки на водоемы и колебания климатических факторов, в результате чего изменяются условия существования водных животных и растений, и полезные биоресурсы озер (Dodds et al., 2009; Le et al., 2010; Moss et al., 2011; Schneider et al., 2014; Tsai et al., 2022; Xia et al., 2016; Qin et al., 2023; Zhang et al., 2023). Особенно быстро экосистемные изменения происходят в небольших озерах.

Изменения климата влияют как на малые, так и на крупнейшие озера во всем мире. Явной

и быстрой реакцией озер на потепление климата является повышение температуры воды верхнего слоя, где происходит наиболее активное развитие фитопланктона. Увеличение температуры поверхности воды отмечено в Великих Американских озерах – Верхнем, Гурон, Онтарио (Austin and Colman, 2007; Dobiesz and Lester, 2009), в озерах Европы – Цюрих, Женева, Плюссее (Ефремова и др., 2016). Положительные тренды температуры поверхностного слоя воды выявлены для Байкала (Hampton et al., 2008; Izmet'eva et al., 2016) и Рыбинского водохранилища (Литвинов и Законнова, 2012). За последние два десятилетия в следующих карель-

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: bolt-nastya@yandex.ru (А.И. Сидорова)

Поступила: 09 июля 2024; **Принята:** 09 января 2025;

Опубликована online: 26 февраля 2025

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



ских озерах Топозеро, Ругозеро, Выгозеро, Сегозеро, Водлозеро, Сямозеро отмечено повышение усредненных с июня по октябрь значений температуры поверхности воды (Ефремова и др., 2016). Хрупкие экосистемы северных озер наиболее уязвимы в отношении климатических изменений, что требует углубленного изучения происходящих в них изменений среды обитания и структуры сообществ гидробионтов.

Процессы эвтрофирования из-за биогенной нагрузки различной природы и интенсивный лов ценных пород рыб изменяют структуру ихтиоценозов, приводят к значительным сдвигам в рыбных запасах озер и изменению уровня биоресурсов (Schneider et al., 2014; Feng et al., 2023; Abo-Taleb et al., 2023).

Сложные взаимодействия элементов в трофической сети водоема, обеспечивающие кормовую базу рыб, делают актуальным комплексное изучение водных экосистем, их продукционных свойств и функционирования планктона и бентоса. Уровень биологических ресурсов зависит от состояния всей экосистемы водоема, поэтому оценка рыбных запасов должна учитывать состояние ее планктонных и бентосных организмов. Так, увеличение фосфорной нагрузки приводит к усилению процессов эвтрофирования в озерах. В итоге изменяются продукционные свойства водоема, увеличивается продукция фито-, зоопланктона и бентоса, как основных кормовых объектов, и в результате этого растет интенсивность рыбопродукции и объем возможных уловов (Moss et al., 2011).

Озеро Ведлозеро является средним по размеру водоемом южной части Карелии, имеющим рыбопромысловое значение. Существуют определенные трудности для прямой оценки рыбопродуктивности водоема, поэтому актуальным является получение модельных оценок с использованием величин кормовой базы, например, биомасс планктона и бентоса, а также по иным показателям.

Для эффективного управления рыбным хозяйством и проведения мероприятий по увеличению рыбных запасов необходимо дать оценку современного состояния ихтиоценоза озера, его состава, структуры и кормовой базы.

Целью работы является оценка современного состояния водной экосистемы оз. Ведлозеро и его биоресурсного потенциала.

2. Материалы и методы исследования

Озеро Ведлозеро располагается в Республике Карелия в северо-западной части России. Климатический режим этой территории характеризуется как переходный от морского к континен-

тальному. По классификации Б. П. Алисова, климат Карелии относится к атлантико-арктической зоне умеренного пояса. Преобладание воздушных масс атлантического и арктического происхождения обусловили продолжительную относительно теплую зиму, позднюю весну, короткое и прохладное лето, высокую влажность воздуха, большое количество осадков и резкую изменчивость метеорологических показателей во все сезоны года (Назарова, 2014а).

В 2000-х гг. для территории Карелии отмечено повышение среднегодовой температуры воздуха на 1–2°C и увеличение годового количества атмосферных осадков на 20–70 мм по сравнению с климатической нормой (1961–1990 гг.). Зимой отмечено наиболее интенсивное потепление. За последние двадцать лет дата устойчивого перехода температуры воздуха через 0°C в сторону повышения происходит раньше на 5–7 дней, устойчивый переход среднесуточной температуры через 10°C (наступление летнего сезона в Карелии) раньше на 2–5 дней, дата перехода через 0°C в сторону понижения отмечается позже на 7–10 дней. В результате этого продолжительность летнего сезона и теплого периода года возросли для всей территории Карелии (Климат Карелии, 2004; Назарова, 2014б).

Ведлозеро расположено в южной части Республики Карелия. Котловина озера Ведлозеро ледникового происхождения. Морфометрические характеристики озера приведены в Таблице 1.

Озеро Ведлозеро – мезотрофный водоем (Озера..., 2013). Его водосбор хорошо освоен в хозяйственном отношении. Здесь высокая плотность населения, развито сельское хозяйство. Озеро используется для водоснабжения, рекреации, любительского рыбного промысла. Современное состояние экосистемы оз. Ведлозеро, сформировавшееся в результате взаимодействия природных процессов в водной среде и на водосборе озера, находится под постоянным влиянием антропогенной нагрузки. Повышенное антропогенное воздействие испытывает северо-восточный район озера, где располагается сельское поселение Ведлозеро и куда впадает р. Вохтозерка. В реку из очистных сооружений поступают сточные воды. В 70-е годы прошлого века в северо-восточном районе озера между островом и берегом озера была сооружена дамба, нарушившая естественный водообмен, что резко изменило гидрологический режим этого района озера. В результате этой постройки появился искусственно созданный залив, мелководный и непроточный (Сабылина и Ефремова, 2022). В летний период 2023 г. в дамбе было сделано отверстие, что заметно усилило циркуляцию воды в заливе. Реакцию планктонного сообщества на изменение гидрологических условий в этом районе озера предстоит оценить в ближайшие годы.

Таблица 1. Морфометрические характеристики оз. Ведлозеро (Озера..., 2013)

Координаты Центра	Абсолютная высота, м	Площадь водосбора, км ²	Площадь зер- кала озера, км ²	Объем озера, млн. м ³	Глубина, м	
					средняя	Макс.
61°33' с.ш., 32°42' в.д.	77	564	58	407	7	14.8

По химическому составу вод Ведлозеро, согласно литературным данным, характеризуется удовлетворительным качеством (Сабылина и Ефремова, 2022). Вода маломинерализованная, выраженного гидрокарбонатного класса, группы кальция. По величине гумусности, количеству биогенных элементов и величине pH озеро относят к мезогумусному, эвтрофному и нейтральному. Северо-восточный район озера испытывает большую антропогенную нагрузку. Высокое содержание биогенных элементов, особенно фосфора, в водах р. Вохтозерки свидетельствует о крайне неудовлетворительной очистке хозяйственно-бытовых сточных вод. В заливе, в который поступают стоки селитебных и точечных источников загрязнения, содержание биогенных элементов наиболее высокое в течение всего года, что обуславливает крайне неблагоприятное экологическое состояние этого района озера, наиболее востребованного населением с точки зрения водопользования. В летне-осенний период вода залива подвержена цветению водорослей, в том числе цианобактерий, которые в процессе жизнедеятельности выделяют опасные для человека и животных токсины.

Высшая водная растительность очень бедна (Озера..., 2013). Для оценки современного состояния экосистемы озера был проведен анализ концентраций хлорофилла «а», показателей летнего фитопланктона, зоопланктона и макрозообентоса некоторых популяций рыб (по литературным данным и данным, полученным в период открытой воды 2021-2022 гг.).

Пробы воды для определения хлорофилла а и фитопланктона отбирались в поверхностном слое (0.5 м) залива (ст. 1) и центральной части озера (ст. 3) в марте, мае, июне, июле и сентябре 2021 г., пробы зоопланктона и макрозообентоса – в июле 2021 г., а также в июле и сентябре 2022 г. на тех же станциях и дополнительно вблизи впадения реки (ст. 2) (Рис. 1). Отбор и камеральную обработку проб фитопланктона с использованием камеры Нажотта объемом 0.02 см³ осуществляли в соответствии с общепринятыми методами (Методика..., 1975). Концентрацию хлорофилла а измеряли спектрофотометрическим методом (SCOR-UNESCO, 1966). Пробы зоопланктона были получены интегральным обловом из столба воды сетью Джели с порами размером 100 мкм на станции 3. Пробы бентоса отбирали дночерпателем Экмана-Берджа (площадь захвата 0.023 м²), камеральная обработка проб производилась стандартными методами (Proceedings..., 1999).

Для флоры и фауны планктонных и бентосных сообществ был проведен анализ видового состава, биоразнообразия и структурных показателей, а также обзор доминирующих видов. Количественные

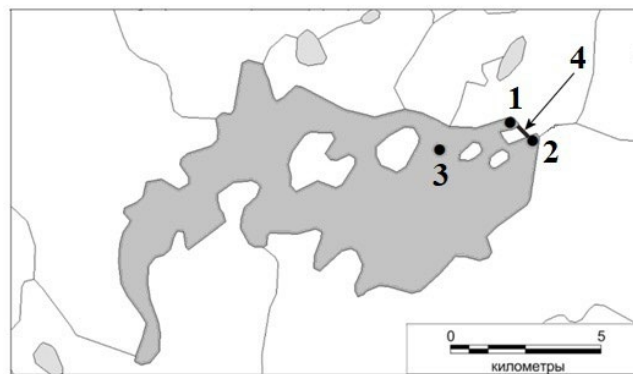


Рис.1. Станции отбора проб в оз. Ведлозеро в 2021 и 2022 гг.: ст. 1 – северо-восточный залив; ст. 2 – вблизи впадения р. Вохтозерки; ст. 3 – глубоководная часть озера между островами. Стрелкой и цифрой 4 схематично показано положение дамбы.

оценки численности и биомассы зоопланктона были пересчитаны на куб. м и кв. м. в столбе воды.

Для оценки рыбопродукции была использована балансовая модель В.В. Бульона (Häkanson and Boulion, 2002; Boulion, 2017), которая отражает наиболее общие закономерности распределения органического вещества и энергии в трофических сетях озерной экосистемы. Закономерности получены при анализе данных по озерам северной и восточной Европы, Республики Беларусь и европейской части России и выражены в регрессионных зависимостях (Häkanson and Boulion, 2002; Boulion, 2017). Начальные данные для модели озера Ведлозеро: широта – 61.5 °N, средняя глубина – 7 м, максимальная глубина 14.8 м, общий фосфор – 24 мкг/л, цветность – 76 град.

3. Результаты и обсуждение

Согласно данным 1989 и 1992 гг. **фитопланктон** озера включал 92 таксона: Cyanophyta – 9, Chrysophyta – 9, Bacillariophyta – 44, Xanthophyta – 3, Cryptophyta – 3, Dinophyta – 3, Euglenophyta – 4, Chlorophyta – 17. Массовые виды: *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim., *Tabellaria fenestrata* (Lyng.) Kütz., *Ceratium hirundinella* (O.F.Müll) Duj., *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz., *Aphanizomenon flos-aquae* (L.) Ralfs, *Aphanothece clathrata* W & G.S.West, *Gloeotrichia echinulata* P.G.Rich. Численность и биомасса фитопланктона характеризовались минимальными значениями в период ледостава и увеличением на порядок от мая к июлю (Таблица 2). Среднегодовая концентрация хлорофилла а в озере в 1992 г. по данным (Озера..., 2013) составляла 3,2 мкг/л; средняя годовая продукция по данным 1992-1993 гг. составляла 50 г С м² (Озера..., 2013).

Таблица 2. Количественные показатели фитопланктона оз. Ведлозеро в 1989 и 1992 гг.

Показатель	III 1989	III 1992	V 1989	V 1992	VII 1989	VII 1992
Численность, тыс.кл/л	28	19	252	277	2264	2308
Биомасса, мг/л	0.07	0.07	0.52	0.31	7.40	7.93

Фитопланктон обследованных районов озера в период открытой воды 2021 г. характеризовался невысоким видовым богатством. По числу видов преобладали диатомовые и зеленые водоросли, всего определено 104 вида водорослей восьми систематических групп: Bacillariophyta – 42; Chlorophyta – 24; Cyanobacter – 20; Chrysophyta – 6; Dinophyta – 2; Euglenophyta – 5; Cryptophyta – 3, Xanthophyta – 2. Основу флористического комплекса (89% от общего списка всех видов) составляли представители диатомовых, зеленых, цианобактерий, золотистых. Полученные данные сопоставимы с данными предыдущего периода исследований, когда доля видов четырех основных отделов составляла 88% от общего списка.

Ведущая по видовому разнообразию группа диатомовых представлена классами Centrophyceae и Pennatophyceae, что характерно для большинства водоемов Арктики и Субарктики (Гецен, 1985). Более разнообразно представлен род центрических *Aulacoseira* (9) а из пеннатных – *Nitzschia* (6), *Navicula* (6), *Pinnularia* (4). Из центрических диатомей в планктоне озера наиболее обычны виды *Aulacoseira granulata*, *A. italica* (Ehr.) Sim., *A. islandica* subsp. *helvetica* (O.Mül.) Sim., *A. distans* (Ehr.) Sim., *A. distans* var. *alpigena* (Grun.) Sim., *A. ambigua* (Grun.) Sim., *Melosira varians* C.Agard., а также несколько видов из родов *Stephanodiscus*, *Cyclotella*. Наиболее обычными и широко распространенными в альгофлоре Ведлозера оказались пеннатные диатомеи такие виды как *Asterionella formosa* Has. и *Tabellaria fenestrata*.

Второй крупный отдел – зеленые водоросли (24 таксона). Из этой группы водорослей таксономически разнообразный порядок зеленых водорослей вольвовковые, представленные видами из родов *Chlamydomonas*, *Pandorina*, *Eudorina*.

Из цианобактерий наиболее разнообразны роды типичных для летней альгофлоры региона *Aphanizomenon*, *Dolichospermum* (*Anabaena* – 4 таксона), *Microcystis* (3), *Oscillatoria* (2), которые в водоемах умеренной зоны вызывают «цветение воды». Золотистые водоросли представлены видами из родов *Dinobryon*, *Mallomonas*, мелкоклеточных из рода *Kephyrion*. Разнообразие эвгленовых формируется представителями из родов *Trachelomonas* (4 таксона) и *Euglena*. Доля участия других отделов Xanthophyta, Cryptophyta, Dinophyta в формировании разнообразия альгофлоры невысока.

Залив за дамбой, ст. 1. В марте 2021 г. в этом районе озера отмечается преобладание цианобактерий, представленных *Dolichospermum flos-aquae* (Lyngb.) Breb., *Microcystis aeruginosa*, *Microcystis wesenbergii* (Kom.) Starm. как по численности, так и по биомассе. Диатомовые, чей вклад в создание биомассы составил 39%, в основном принадлежали к роду *Aulacoseira*, широко распространенному в северных водоемах. Зеленые водоросли малочисленны, их вклад в создание биомассы также невелик. Общая численность зеленых до 910 тыс. кл/л, общая биомасса до 0.12 мг/л.

В мае 2021 г. концентрация хлорофилла а составляла 35.6 мкг/л. Доминирующий комплекс

фитопланктонного сообщества был сформирован диатомовыми водорослями (Рис. 2). Наиболее активно вегетировала *Aulacoseira italica* Kutz.Sim. var. *italica*, ее доля в общей биомассе 53.9%, в общей численности – 34.5%. *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim., также выступавшая доминантом весеннего планктона во всех изученных районах озера, достигала значений 0.97 г/м³, Максимум биомассы *Asterionella formosa* составил 0,25 мг/л. Зеленые вегетировали неактивно, в основном за счет представителей рода *Chlamydomonas*, до 10% в общей численности. В мае значения численности и биомассы выросли в несколько раз в сравнении этими показателями в марте 2021 г.

В июне 2021 г. в заливе обнаружено 28 видов фитопланктона, принадлежащих к 5 отделам, отмечается преобладание диатомовых водорослей, в основном принадлежащих к роду *Aulacoseira*: *Aulacoseira distans* var. *alpigena*, *A. granulata*, *A. islandica* subsp. *helvetica* *A. distans*. как по численности, так и по биомассе. Цианобактерии, представленные родом *Microcystis*, вегетировали в этой части водоема менее активно, чем в весну. Помимо зеленых водорослей, в массе представленных *Monoraphidium contortum* (Thur. in Breb.) Kom.-Legn., встречаются золотистые (*Dinobryon divergens* Imh.) и эвгленовые (*Trachelomonas volvocina* Ehr.). Общая численность 1018 тыс. кл/л, общая биомасса 0.73 мг/л.

В июле 2021 г. концентрация хлорофилла а составляла 90,8 мкг/л. В планктонном сообще-

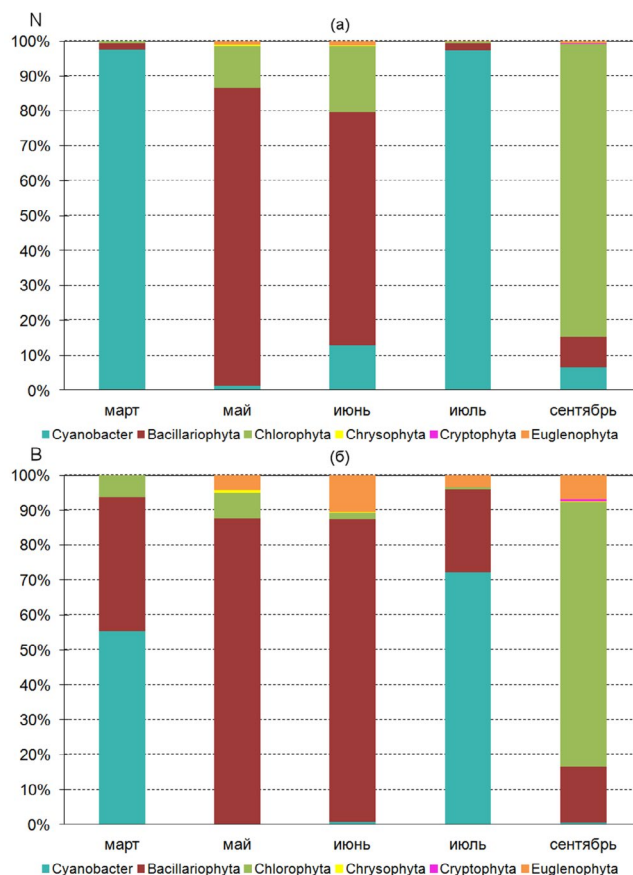


Рис.2. Динамика соотношения между численностью (N, тыс.кл./л) (а) и биомассой (B, мг/л) (б) водорослей разных систематических отделов (%) в заливе (ст. 1) в разные месяцы 2021 г.

стве по численности (97.5%) и биомассе (72.1%) доминировали цианобактерии (Рис. 2). При относительно небольшой биомассе (1.05 мг/л.) численность цианобактерий достигала значений 10307 тыс. кл/л вследствие малых объемов клеток цианобактерий. В этот период активно развивались *Dolichospermum flos-aquae* и *D. spiroides*, в совокупности их доля составила в суммарной численности до 70%, в суммарной биомассе до 58%. *Microcystis aeruginosa* по численности достигал значений 15.6% от общей, тогда как по биомассе только до 5,4%. Цианобактерия *Aphanizomenon flos-aquae*, будучи доминантом в озере в предыдущий период исследования (Озера..., 2013), была отмечена в этом районе озера летом, доля в общей биомассе до 8% от общей, как и *Snowella lacustris* (Chod.) Kom. et Hind (до 9% численности). Диатомовые также входят в комплекс доминантов по биомассе (до 24%) за счет видов *Aulacoseira distans* и *A. granulata*, по численности диатомовые – 1,8%.

В сентябре 2021 г. концентрация хлорофилла а составляла 39.7 мкг/л. Максимальные значения численности и биомассы фитопланктона наблюдались осенью за счет массового развития зеленых водорослей. Доминировали зеленые вольвоксовые водоросли (до 76% биомассы, 84% численности), *Eudorina elegans* Ehr. и *Pandorina morum* (O.F.Mull) Bory. Диатомовые составляли 16% по биомассе, 8,6% по численности, цианобактерии – менее 1% по биомассе и 6.2% по численности, эвгленовые – 6.2% по биомассе, менее 1% по численности.

Литоральная зона озера Ведлозеро характеризуется как эвтрофная с периодами политрофии во время вспышек цветения в летне-осенний период согласно шкалам типизации водоемов (Трифонов, 1990; Китаев, 2007)..

Центр, ст. 3. В центральной глубоководной части озера (ст. 3) максимальное развитие фитопланктона происходило в весенний период (Таблица 3). Доминантами весной выступали диатомовые водоросли, а летом и осенью – цианобактерии (Рис. 3).

Весной в центре озера на долю диатомовых приходилось 81% общей численности, 97% общей биомассы. Максимум численности (695 тыс. кл/л, 44% общей численности) и биомассы (5.534 мг/л, 81.6% общей биомассы) зафиксирован для *Melosira varians* (695 тыс. кл/л, 5.534 мг/л). В доминирующий комплекс также входила по численности *Aulacoseira islandica* (до 14%), заметно вегетировала *Asterionella formosa* (до 8% от общей численности, 1.2% от общей биомассы). На долю зеленых водо-



Рис.3. Динамика соотношения между численностью (N, тыс.кл./л) (а) и биомассой (В, мг/л) (б) водорослей разных систематических отделов (%) в центральной части оз. Ведлозеро в разные сезоны 2021г.

рослей приходилось 14.7% от общей численности, 1,1% от общей биомассы; максимальная численность отмечена для *Stichococcus* sp. (11.5% от общей численности). Численность цианобактерий, золотистых и эвгленовых водорослей составляла 1.1, 1.9 и 1.3% от общей численности; биомасса цианобактерий была крайне мала, не превышала долей процента от общей биомассы, для золотистых и эвгленовых достигала 0.5 и 1.2% соответственно.

В июле 2021 г. в центре озера концентрация хлорофилла а составляла 35 мкг/л. Активно развивались цианобактерии (89.9% общей численности, 68.2% общей биомассы), диатомовые (4.4% общей численности, 28.7% общей биомассы), зеленые (5.5% общей численности, 2.7% общей биомассы). Доли золотистых, эвгленовых и криптофитовых не превышали долей процента, как по численности, так и по биомассе. Доминирующий комплекс водорослей представлен видами из рода *Dolichospermum*,

Таблица 3. Сезонное распределение биомассы (мг/л) и численности (тыс. кл/л) фитопланктона в оз. Ведлозеро в период открытой воды 2021 г.

Станция	Сезон					
	Весна (май)		Лето (июль)		Осень (сентябрь)	
	Численность	Биомасса	Численность	Биомасса	Численность	Биомасса
Залив (ст. 1)	3305	3.703	10569	1.456	45663	24.029
Центр (ст. 3)	1560	6.781	21835	4.839	13575	1.890

вклад в формирование общей численности до 70%, а биомассы до 47%. Цианобактерия *Aphanizomenon flos-aquae*, также входившая в число доминант в озере ранее (Озера..., 2013), летом 2021 г. имела долю в общей биомассе до 19%. Диатомовые в доминирующем летнем планктоне представлены *Aulacoseira granulata* (16.5% от общей биомассы, 0.4% от общей численности).

В сентябре 2021 г. концентрация хлорофилла а в центре озера составляла 11.4 мкг/л. Основу численности осеннего фитопланктона в центре озера создавали цианобактерии (91.4%), теперь за счет развития *Microcystis aeruginosa*, его доля в общей численности 86.6%, биомассе – 18.5%. Численность диатомовых достигала 5.8%, зеленых – 2.5%, эвгленовых – 0.3%. Биомасса осеннего фитопланктона в этом районе озера находилась в пределах 1.89 мг/л, ее основу кроме цианобактерий (49.7%) формировали диатомовые водоросли (37.3%), активно развивались такие виды, такие как *Aulacoseira granulata*, *A. italica*, *Tabellaria fenestrata*. Биомасса зеленых водорослей достигала 10%, эвгленовых – 3.1%.

В сравнении с доминирующими по численности и биомассе видами фитопланктона в 1989 и 1992 гг. в число доминант вегетационного периода 2021г. вошли диатомовые *Aulacoseira italica*, *Asterionella formosa*, цианобактерии *Dolichospermum flos-aquae*, *D. spiroides* и *Microcystis wesenbergii*, зеленые *Eudorina elegans* и *Pandorina morum*. Ранее доминировавший *Ceratium hirundinella* встречается единично в летний период. В марте 2021г. обилие фитопланктона увеличилось на порядок, биомасса выросла незначительно в сравнении с данными за 1989 и 1992г. Это объясняется доминированием мелкоклеточных цианобактерий *Dolichospermum flos-aquae* и *Microcystis wesenbergii*.

Полученные количественные характеристики планктонного фитопланктона центральной части оз. Ведлозера характеризуют его как мезотрофный, согласно шкалам типизации водоемов (Трифонов, 1990; Китаев, 2007)..

Зоопланктон

В период наших исследований в 2021 г. в пелагиали озера отмечено 40 видов зоопланктона (Copepoda – 9, Cladocera – 14, Rotaria – 17). Количество видов в летний период колебалось от 24 до 26 и в среднем равнялось 25. Впервые в озере отмечен чужеродный вид американской коловратки *Kellicottia bostoniensis*. Она не достигла высокой численности (0.3 тыс.экз./м³) и отмечалась только осенью.

Видовое богатство или структура зоопланктонного сообщества озера Ведлозеро с учетом

его естественной и сезонной изменчивости являются типичным для озера данного региона Карелии. Индекс Шеннона-Уивера, отражающий биоразнообразие сообщества, был относительно высоким: 3,4-3,6 по численности и 2,8-3,3 по биомассе, что отражает благополучие в летней структуре зоопланктона.

В летний период в зоопланктоне доминировали ветвистоусые рачки (*Daphnia cristata* и *Bosmina coregonii*), составляя от 45 до 60% общей биомассы. Мелкие циклопы *Thermocyclops oithonoides* представляли 10-15% биомассы. Структура сообщества и соотношение основных групп зоопланктона в июле 2021 и 2022 г. были сходными.

Обычно более 70-80% биомассы летнего зоопланктона было представлено кладоцерами фильтраторами и мирными копеподами. Хищные кладоцеры и циклопы составляли около 15%. В июле 2022 г. отмечалось редкое в пробах явление массового развития крупного хищного рачка *Leptodora kindtii*, который составлял до 40% биомассы. Из-за этого произошло временное изменение в соотношении мирного и хищного планктона (1:1,5). В осеннем планктоне по численности и биомассе доминировали веслоногие рачки *Eudiaptomus graciloides* и *Thermocyclops crassus*.

Показатели летней биомассы пелагического зоопланктона в 0,9-1,6 г/м³ характеризуют планктонную систему как мезотрофную, но близкую к границе олиготрофии (Таблица 4).

Трансконтинентальный вид американской коловратки *K.bostoniensis* в настоящее время активно расширяет ареал обитания и распространяется на север по водоемам северо-запада России, в том числе и Карелии (Сярки и Здоровеннова, 2021; Syarki, 2019; Syarki et al., 2023). Поскольку аборигенная коловратка *K.longispina* не является кормовым объектом для рыб, появление сходного с ним чужеродного вида значимого влияния на биоресурсы не оказывает. Изменение его северной границы ареала может свидетельствовать об изменении климата.

Макрозообентос. Полученные нами данные о современном состоянии макрозообентоса свидетельствуют о том, что в 2021-2022 гг. численность донных организмов варьировала от 87 до 2000 экз./м², при биомассе – 1.51-6.39 г/м².

Сравнение литературных данных 1992 года и полученных результатов 2021 и 2022 гг. не показало снижения количественных показателей макрозообентоса. Используя критерий Манна-Уитни, не отмечалось достоверное изменение общей численности и биомассы зообентоса при сопоставлении двух периодов исследования (Рис. 4). Так, уровень

Таблица 4. Численность и биомасса зоопланктона оз. Ведлозеро

Дата	Численность, тыс.экз.		Биомасса, г	
	·м ³	·м ²	·м ³	·м ²
07.07.2022	46,7	373,7	0,88	7,01
13.07.2021	86,3	431,5	1,57	7,83
29.09.2021	24,1	180,6	0,81	6,04

статистической значимости выше критического значения 0.05, $p = 0.86$ при сравнении численности, и $p = 0.86$ при сравнении биомассы.

Доминирующий комплекс представлен личинками хирономид Chironomidae и малощетинковыми червями Oligochaeta. Богатая в количественном отношении фауна дна водоема не отличается большим разнообразием видов. В зообентосе озера Ведлозеро отмечено 6 систематических групп беспозвоночных, обычных для водоемов Северо-запада России – личинки хирономиды, малощетинковые черви, личинки поденок Ephemeroptera, двустворчатые моллюски Bivalvia и личинки мокрецов Ceratopogonidae, а также бокоплавцы. Всего идентифицировано 13 таксонов. Малошетинковые черви представлены двумя эвритопными видами *Tubifex tubifex* (Müller, 1774) и *Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede, 1862. В мелководном районе озера Ведлозеро макрозообентос представлен личинками хирономидами Chironomidae (два рода *Chironomus* sp. и *Procladius* sp.). Редко встречаются личинки Ceratopogonidae.

В глубоководной части водоема присутствуют амфиподы *Pallasiopsis quarispinosa* (Sars, 1867). В районе впадения реки Вохтозерки отмечаются двустворчатые моллюски рода *Pisidium* sp.

Полученные данные соответствуют более ранним исследованиям. Так, по литературным источникам, донная фауна в озере Ведлозеро состоит в основном из представителей насекомых. Средняя численность – 325 экз./м², биомасса – 1,9 г/м². Доминирующий комплекс: хирономиды, олигохеты и Chaoboridae.

Ихтиофауна. В составе ихтиофауны обнаружены следующие виды рыб: ряпушка, щука, плотва, укля, лещ, синец, налим, окунь, ерш, судак, пелядь. Судак и пелядь – интродуцированы, судак является промысловой рыбой, пелядь – редка. Основными промысловыми рыбами являются лещ и окунь (Александров, 1957). В озере встречаются также бычок-подкаменщик, голянь, предположительно есть и сиг, выпущенный в Ведлозеро в 1949–1951 гг., и хариус, но это очень редкие рыбы. К редким рыбам относятся лосось и форель. Судак вселялся в оз. Ведлозеро в 1959 и 1964 гг. (Стерлигова и Ильмаст, 2009; Стерлигова и др., 2012; Стерлигова и др., 2016). Положительные результаты вселения судака отмечены авторами в Ведлозере (Кудерский и др., 1990).

Расчет рыбопродуктивности по показателям планктона.

Для расчета рыбопродуктивности был проведен анализ распределения органического вещества и энергии в трофических сетях озерной экосистемы оз. Ведлозеро с использованием балансовой модели В.В.Бульона (Häkanson and Boulion, 2002; Boulion, 2017).

Сравнение модельных данных с эмпирическими показало довольно близкое соответствие по прозрачности, уровню первичной продукции, биомассе зоопланктона. Оцененные по модели биомасса бентоса были несколько выше измеренных значе-

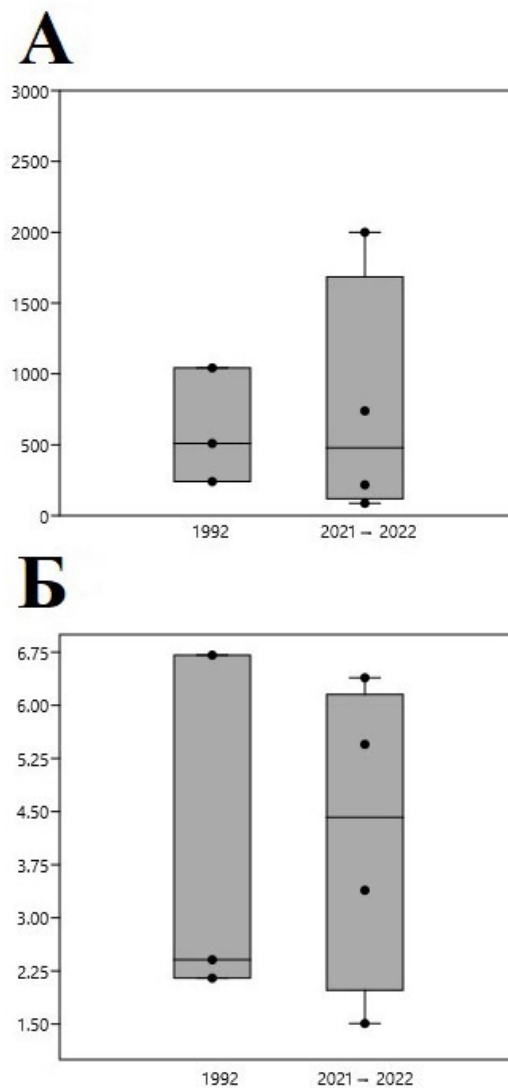


Рис. 4. Динамика изменений численности (А, экз./м²) и биомассы (Б, г/м²) макрозообентоса озера Ведлозеро в разные годы.

ний этих параметров (Таблица 5). Эмпирические данные содержания хлорофилла а выше модельных расчетов. Распределение биомассы планктона и бентоса озера Ведлозеро соответствовало закономерностям функционирования трофической сети экосистемы, что позволяет использовать модель для расчетов рыбопродукции и оценки возможных уловов в озере.

Модельные расчеты общей ихтиопродукции составила за сезон примерно 28 кг/га. Возможные годовые уловы могут составлять треть от ихтиопродукции и равны 9.6 кг/га.

Экосистема озера Ведлозеро обеспечивает кормовую базу для планктофагов, бентофагов и хищников (Рис.5).

Для сравнения с литературными данными (Озера..., 2013) в Таблице 5 приведены модельные величины (в ккал./м²·год) для фитопланктона, зоопланктона и бентоса были пересчитаны в сырую биомассу.

Таблица 5. Сравнение литературных, эмпирических и модельных данных по оз. Ведлозеро

Величина	(Озера Карелии, 2013)	Эмпирические данные	Модельные данные
Прозрачность, м	1.7	1.2	1.6
Хлорофилл а, мкг/л	3.2	23.2	5.9
Первичная продукция, гС/м ² год	50	-	49
Биомасса фитопланктона, г/м ³	1.05-1.12	7.4-20.0*	2.5
Биомасса зоопланктона, г/м ³	1.5	0,9-1.6	1.3
Биомасса бентоса, г/м ²	4.9	4.5	6.1
Возможные уловы, кг/га	12		9.6

Примечание: * – отдельные максимальные показатели фитопланктона (данные 2021 г.)

4. Выводы

В результате исследования и анализа было установлено современное состояние озера Ведлозеро по данным отбора проб в 2021 и 2022 гг. в сравнении с данными тридцатилетней давности.

Показано, что на современном этапе экосистема озера по гидробиологическим показателям соответствует мезотрофному статусу. Концентрация хлорофилла «а» увеличилась на порядок от 3 мкг/л в 1992 г. до 11-90 мкг/л в 2021 г. По уровню развития фитопланктона литоральная зона в северо-восточном районе озера, испытывающем значительный антропогенный прессинг, характеризуется как эвтрофная с периодами политрофии во время вспышек цветения. В летне-осенний период отмечаются эпизоды массового развития водорослей, в том числе, токсичных цианобактерий. На современном этапе вспышки цветения носят локальный характер. Возможной причиной их появления является синергическое влияние двух факторов: постоянной антропогенной нагрузки и продолжающегося

потепления климата в регионе. Также следствием продолжающегося потепления климата северо-запада России можно считать появление в озере чужеродного вида американской коловратки *Kellicottia bostoniensis*, впервые обнаруженного в озере в 2021 г.

Показано, что водные сообщества не претерпели заметных изменений с 90-х годов прошлого века. Планктонные сообщества находятся в стабильном состоянии и обеспечивают устойчивую кормовую базу рыб-планктофагов. Состав и структура бентосных сообществ также не изменилась с 90-х годов прошлого века. Ихтиофауна Ведлозеро включает следующие виды рыб: ряпушка, щука, плотва, уклей, лещ, синец, налим, окунь, ерш, судак, пелядь.

Анализ распределения органического вещества и энергии в трофических сетях озерной экосистемы оз. Ведлозеро с использованием балансовой модели В.В.Бульона показал, что результаты модельного расчета неплохо соответствуют эмпирическим данным. Расчеты показали, что возможные уловы (9/6 кг/га) составляют треть от ихтиопродукции.

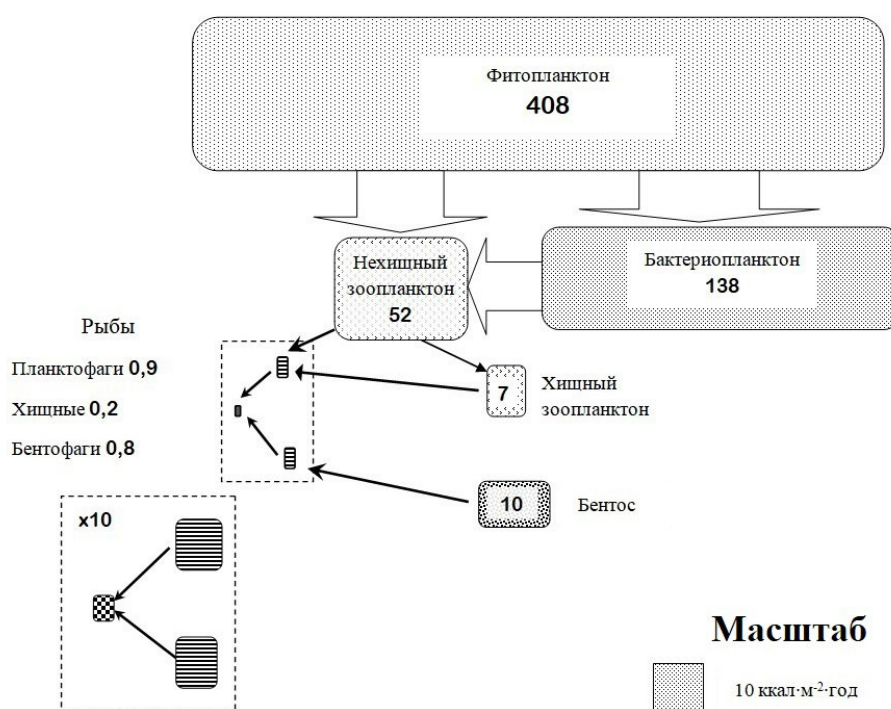


Рис.5. Годовая продукция (ккал·м²·год) основных звеньев экосистемы озера Ведлозеро.

Благодарности

Авторы сердечно благодарят за работу и инициативу написания рукописи старшего научного сотрудника лаборатории ИВПС КарНЦ РАН к.б.н. Андрея Павловича Георгиева.

Исследование выполнено при финансовой поддержке государственного задания Института водных проблем Севера КарНЦ РАН.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Abo-Taleb H.A., El-Tabakh M.A., Hendy D.M. 2023. Chapter 5 - Plankton and fish nutrition in African lakes. In: El-Sheekh M., Elsaied H.E. (Eds.), *Lakes of Africa Microbial Diversity and Sustainability*, pp. 139-172. DOI: [10.1016/B978-0-323-95527-0.00017-8](https://doi.org/10.1016/B978-0-323-95527-0.00017-8)

Austin J.A., Colman S.M. 2007. Lake Superior summer water temperatures are increasing more rapidly than regional air temperatures: A positive ice-albedo feedback. *Geophysical research letters* 34(6): 1-5. DOI: [10.1029/2006GL029021](https://doi.org/10.1029/2006GL029021)

Boulion V.V. 2017. Two versions of a balance model to predict the bioproductivity of aquatic ecosystems. *Water Resources* 44: 820-830. DOI: [10.1134/S0097807817050025](https://doi.org/10.1134/S0097807817050025)

Dobiesz N.E., Lester N.P. 2009. Changes in mid-summer water temperature and clarity across the Great Lakes between 1968 and 2002. *Journal of Great Lakes Research* 35(3): 371-384. DOI: [10.1016/j.jglr.2009.05.002](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2009.05.002)

Dodds W.K., Bouska W.W., Eitzmann J.L. et al. 2009. Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. *Environmental Sciences and Technology* 43(1): 1-12. DOI: [10.1021/es801217q](https://doi.org/10.1021/es801217q)

Feng K., Deng W., Zhang Y. et al. 2023. Eutrophication induces functional homogenization and traits filtering in Chinese lacustrine fish communities. *Science of The Total Environment* 857(3). DOI: [10.1016/j.scitotenv.2022.159651](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159651)

Hampton S.E., Izmet'eva L.R., Moore M.V. et al. 2008. Sixty years of environmental change in the world's largest freshwater lake – Lake Baikal, Siberia. *Global Change Biology* 14: 1947-1958. DOI: [10.1111/j.1365-2486.2008.01616.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01616.x)

Häkanson L., Boulion V.V. 2002. *The Lake Foodweb – modelling predation and abiotic/biotic interactions*. Leiden: Backhuys Pablischers.

Izmet'eva L.R., Moore M.V., Hampton S.E. et al. 2016. Lake-wide physical and biological trends associated with warming in Lake Baikal. *Great Lakes Research* 42: 6-17. DOI: [10.1016/j.jglr.2015.11.006](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2015.11.006)

Le C., Zha Y., Li Y. et al. 2010. Eutrophication of Lake Waters in China: Cost, Causes, and Control. *Environmental Management* 45: 662–668. DOI: [10.1007/s00267-010-9440-3](https://doi.org/10.1007/s00267-010-9440-3)

Moss B., Kosten S., Meerhoff M. et al. 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters* 1(2): 101-105. DOI: [10.5268/IW-1.2.359](https://doi.org/10.5268/IW-1.2.359)

Proceedings of a Workshop on monitoring of Large Lakes. 1999. Joensuu.

Qin B., Zhang Y., Zhu G. et al. 2023. Eutrophication control of large shallow lakes in China. *Science of The Total Environment* 881: 163494. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2023.163494](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163494)

Schneider S.C., Cara M., Eriksen T.E. et al. 2014. Eutrophication impacts littoral biota in Lake Ohrid while water phosphorus concentrations are low. *Limnologia* 44:

90-97. DOI: [10.1016/j.limno.2013.09.002](https://doi.org/10.1016/j.limno.2013.09.002)

SCOR-UNESCO Working Group № 17. 1966. Determination of photosynthetic pigments in sea water. *Monographs on Oceanographic Methodology*, 1. Paris: UNESCO.

Syarki M., Sidorova A., Georgiev A. et al. 2023. Biological resources of Lake Kroshnozzero (North-West of Russia). *E3S Web of Conferences* 420: 09007. DOI: [10.1051/e3sconf/202342009007](https://doi.org/10.1051/e3sconf/202342009007)

Syarki M.T. 2019. The Invasion of the American Rotifer *Kellicottia bostoniensis* (Rousselet, 1908) (Rotifera: Brachionidae) into Vygozersky Reservoir (Republic of Karelia, Russia). *Russian Journal of Biological Invasions* 10: 382-386. DOI: [10.1134/S207511171904009X](https://doi.org/10.1134/S207511171904009X)

Tsai C.W., Chiang C.-H., Shen S. 2022. Probabilistic eutrophication risk mapping in response to reservoir remediation. *Journal of Hydrology: Regional Studies* 44: 101213. DOI: [10.1016/j.ejrh.2022.101213](https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101213)

Xia R., Zhang Y., Critto A. et al. 2016. The Potential Impacts of Climate Change Factors on Freshwater Eutrophication: Implications for Research and Countermeasures of Water Management in China. *Sustainability* 8(3): 229. DOI: [10.3390/su8030229](https://doi.org/10.3390/su8030229)

Zhang C., McIntosh K.D., Sienkiewicz N. et al. 2023. Using cyanobacteria and other phytoplankton to assess trophic conditions: A qPCR-based, multi-year study in twelve large rivers across the United States. *Water Research* 235: 119679. DOI: [10.1016/j.watres.2023.119679](https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119679)

Александров Т.Н. 1957. Условия обитания рыб в Ведлозерском водохранилище и мероприятия по их воспроизводству. В: Кожин Н.И. (ред.). *Рыбное хозяйство Карелии. Карельский научно-исследовательский институт*. Петрозаводск: Гос.изд. КАССР, С. 135-142.

Гецен М.В. 1985. *Водоросли в экосистемах крайнего Севера*. Ленинград: Наука.

Ефремова Т.В., Пальшин Н.И., Белашев Б.З. 2016. Температура воды разнотипных озер Карелии в условиях изменения климата (по данным инструментальных измерений 1953–2011 гг.). *Водные ресурсы* 43(2): 228-238.

Китаев С.П. 2007. *Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов*. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН.

Климат Карелии: изменчивость и влияние на водные объекты и водосборы. 2004. В: Филатов Н.Н. (ред.). Петрозаводск: КарНЦ РАН.

Кудерский Л.А., Орлов Ю.И., Шимановская Л.Н. 1990. Аклиматизация рыб во внутренних водоемах. *Рыбное хозяйство, серия «Аквакультура»: Обзорная информация*. Москва: ВНИЭРХ.

Литвинов А.С., Законнова А.В. 2012. Термический режим Рыбинского водохранилища при глобальном потеплении. *Метеорология и гидрология* 9: 91-96.

Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. 1975. В: Мордухай-Болтовский Ф.Д. (ред.). Москва: Наука.

Назарова Л.Е. 2014. Климат Республики Карелия (Россия): температура воздуха, изменчивость и изменения. *Геополитика и экогеодинамика регионов* 10(1): 746-749.

Назарова Л.Е. 2014. Изменчивость средних многолетних значений температуры воздуха в Карелии. *Известия Русского географического общества* 146(4): 27-33.

Озера Карелии. Справочник. 2013. В: Филатов Н.Н., Кухарева В.И. (ред.). Петрозаводск: КарНЦ РАН.

Сабылина А.В., Ефремова Т.А. 2022. Изменение химического состава вод озера Ведлозеро и отдельного его залива в результате антропогенного эвтрофирования. *Труды Карельского научного центра РАН* 8: 20-30. DOI: [10.17076/eco1718](https://doi.org/10.17076/eco1718)

Стерлигова О.П., Ильмаст Н.В., Савосин Д.С. 2016. Круглоротые и рыбы пресных вод Карелии. Петрозаводск: КарНЦ РАН.

Стерлигова О.П., Ильмаст Н.В. 2009. Виды-вселенцы в водных экосистемах Карелии. Вопросы ихтиологии 49(3): 372-379.

Стерлигова О.П., Рюкшиев А.А., Ильмаст Н.В. 2012. Результаты рыбоводных работ по расселению *Sander lucioperca* в водоемы Карелии. Вопросы ихтиологии 49(4): 558-560.

Сярки М.Т., Здоровеннова Г.Э. 2021. Видовой состав зоопланктона озера Вендюрского (Республика Карелия). Труды КарНЦ РАН 8: 80-89.

Трифорова И.С. 1990. Экология и сукцессия озерного фитопланктона. Ленинград: Наука.

Euphotic zone depth according to measurements of the photosynthetically active radiation profile of Lake Teletskoye in August 2023: regional features

Suslin V.V.^{1*}, Latushkin A.A.¹, Kudinov O.B.¹, Sutorikhin I.A.², Kirillov V.V.², Martynov O.V.¹

¹FSBSI FRC Marine Hydrophysical Institute of RAS, 2, Kapitanskaya str., Sevastopol, 299011, Russia

²FSBSI Institute for Water and Environmental Problems, Siberian Branch of RAS, 1, Molodezhnaya str., Barnaul, 656038, Altai region, Russia

ABSTRACT. The work analyzed measurements of the profile of photosynthetically active radiation (PAR) in Lake Teletskoye, obtained in August 2023. It was found that in the areas where rivers flow into the lake, the rate of vertical attenuation of photosynthetically active radiation is less than in the rest lake aquatorium. The maximum values of 0.577 m^{-1} were found in the northern part of the lake, the minimum - 0.247 m^{-1} in the central part of the lake, exposed to the river Chelyush runoff. All this indicates that the main source of dissolved organic matter is the degradation processes of organic matter in the lake itself, which are not associated with its supply due to river runoff. An estimate of the average PAR value attributable to the upper mixed layer was obtained. The range of its variability was from 0.13 to 0.62, which is also associated with river inflow.

Keywords: Lake Teletskoye, photosynthesis layer, *in situ* measurements, optical properties of inland water

For citation: Suslin V.V., Latushkin A.A., Kudinov O.B., Sutorikhin I.A., Kirillov V.V., Martynov O.V. Euphotic zone depth according to measurements of the photosynthetically active radiation profile of Lake Teletskoye in August 2023: regional features // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 1. - P. 20-29. DOI: [10.31951/2658-3518-2025-A-1-20](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2025-A-1-20)

1. Introduction

The photosynthesis rate and primary production depend on the light conditions in the environment, which explains the relevance of studying the distribution of solar radiation in the lake (Sherstyankin, 1975; Sutorikhin et al., 2016; Churilova et al., 2018; Churilova et al., 2020a;b; Kovaleva and Suslin, 2022). The photosynthetic layer thickness (Z_{eu}) is one of the important characteristics of the aquatic ecosystem state, depending on the primary hydrooptical characteristics of the upper layer of water (Churilova, 2009). As part of the summer expedition of 2023, large-scale measurements of photosynthetically active radiation (PAR) profiles were carried out, including the entire water area of Lake Teletskoye.

Lake Teletskoye is a unique mountain lake with a special hydrodynamic regime and hydrochemical composition (Selegey and Selegey, 1978; Zinoviev et al., 2021) which determines the optical properties of its water.

The purpose of the work is to obtain an estimate of the thickness of the photosynthetic layer for various geographical areas of Lake Teletskoye, including

areas adjacent to river mouths, using an array of PAR profile measurements, and to obtain estimates of some important characteristics of the light field, including the exponential attenuation of PAR and the proportion of the average PAR value in the upper mixed layer of the lake (UML).

The optical properties of the waters of Lake Teletskoye, in particular, the PAR and its attenuation coefficient, have been studied previously. However, the results presented in this paper have a wider spatial coverage of measurements than in (Akulova et al., 2022) and a more detailed regional analysis within the lake than in (Churilova et al., 2023; Churilova et al., 2024). In addition, the novelty lies in obtaining an estimate of the light in the upper mixed layer UML. Another important aspect is that all measurements were carried out using equipment developed and manufactured at the Marine Hydrophysical Institute of RAS.

2. Materials and methods

To solve the problem, we used measurements with the “CONDOR” instrument, which performed

*Corresponding author.

E-mail address: slava.suslin@mhi-ras.ru (V.V. Suslin)

Received: June 17, 2024; **Accepted:** January 09, 2025;

Available online: February 26, 2025

synchronous measurements of temperature (T), turbidity ($Turb$) and PAR profiles (Lee, 2012; Latushkin and Kudinov, 2019). All sensors of the “CONDOR” instrument are calibrated (Hydrobiophysical multiparametric submersible autonomous complex “CONDOR”: URL: <https://dent-s.narod.ru/kondor.html>).

The analysis uses the results of measuring the PAR profiles at 56 stations obtained during the expedition to Lake Teletskoye in August 2023. A synchronous measurement of the temperature profile was also carried out to determine the thickness of the UML (Z_{UML}), which was defined as a temperature drop of 2°C from the surface to its lower boundary. The value of 2°C was chosen as a result of the analysis of temperature profiles for all stations performed ($N = 56$) in order to remove the influence of small rivers flowing into the lake on the UML. This analysis is not presented in this article. The criterion we introduced allows us to identify the main thermocline in the summer season, or more precisely, to clearly determine the position of the main thermocline, and thereby obtain an estimate of the thickness of the UML with sufficient accuracy ($< 1\text{ m}$).

A map of regions at which synchronous measurements of PAR and temperature profiles were carried out is presented in Fig. 1.

An example of temperature and PAR profiles measured in Kamga Bay is shown in Fig. 2. The figure shows the position of the lower boundary of the UML and euphotic zone depth Z_{eu} , as well as the value of photosynthetically active radiation immediately below the water surface $PAR(0^-)$.

The entire lake was divided into 7 regions, including areas adjacent to the river mouths (see Table 1).

The procedure for processing data by the “CONDOR” instrument measured, including the calculation of the UML and Z_{eu} layer, is presented as an example in Fig. 2.

The value of the photosynthetic layer Z_{eu} was determined as the depth at which 1% of the level of photosynthetically active radiation incident on

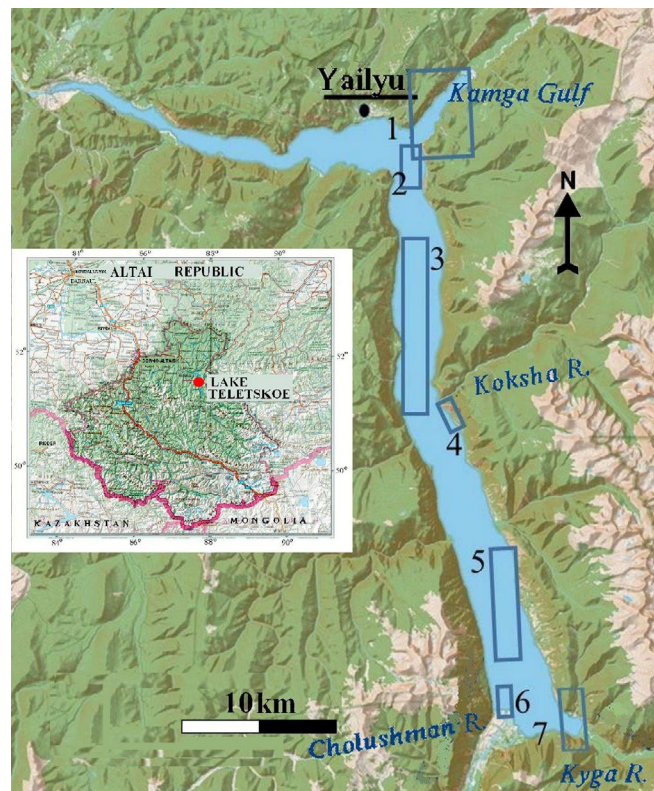


Fig.1. Map of the location of Lake Teletskoye and the regions where the research was conducted. The numbers on the maps indicate region numbers: 1 – Kamga Bay, 2 – opposite the Yailyu village, 3 – central deep-water part, 4 – mouth of the Koksha River, 5 – southern deep-water part, 6 – mouth of the Cholyshman River, 7 – mouth of the Kyga River.

the water surface $PAR(0^+)$ was reached, where $PAR(0^+) = 1.06 \cdot PAR(0^-)$ (Mankovsky, 1996), $PAR(0^-)$ is photosynthetically active radiation immediately below the water surface. The $PAR(0^-)$ values were found by interpolating the measured $PAR(z)$ profile at $z \rightarrow 0$ for the vertical attenuation coefficient $K_d(PAR)$, independent of z

$$PAR(z) = PAR(0^-) \cdot \exp(-K_d(PAR) \cdot z) \quad (1).$$

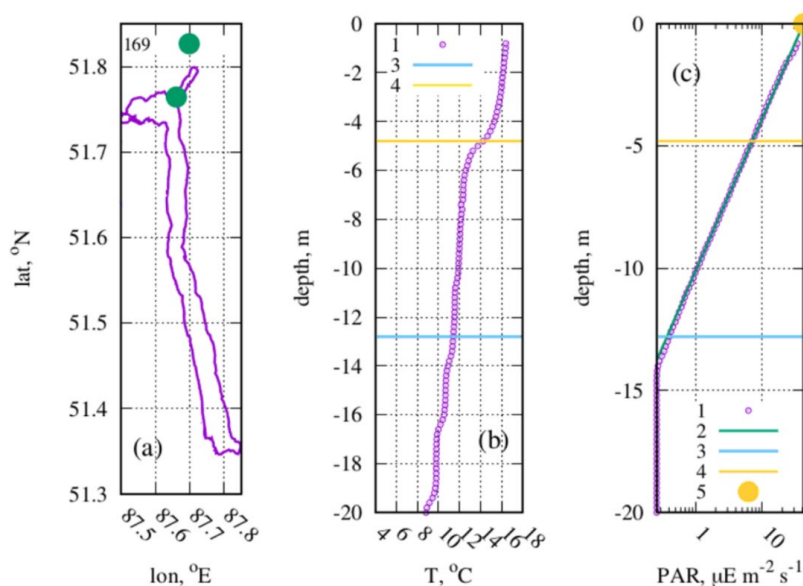


Fig.2. An example of simultaneous measurement of temperature profiles (b) and PAR (c) by the “CONDOR” instrument at station 169, carried out on August 17 in Kamga Bay (a), and the result of data processing: 1 – behavior of the profile of the measured parameter; 2 – linear approximation by equation (2); 3 – lower border of Z_{eu} ; 4 – lower limit of the UML; 5 – $PAR(0^-)$.

The solution $\{K_d(\text{PAR}), \text{PAR}(0^-)\}$ was found by the least squares method after taking the logarithm of equation (1) in the form of a linear function (2)

$$y = -a \cdot z + b, \quad (2)$$

where $y = \ln(\text{PAR}(z))$, $b = \ln(\text{PAR}(0^-))$, $a = K_d(\text{PAR})$ is vertical attenuation coefficient of PAR in m^{-1} , z – depth in m .

Thus, Z_{eu} was determined both from direct measurements of the PAR profile and from expression (1)

$$Z_{eu} = -\frac{1}{K_d(\text{PAR})} \cdot \ln(0.01), \text{ with known } K_d(\text{PAR}).$$

After finding the $\text{PAR}(0^-)$ and the exponent a (or $K_d(\text{PAR})$), it is easy to obtain an estimate of the average

$$\text{PAR proportion in the UML } (\omega = \frac{\langle \text{PAR}(0^- - Z_{UML}) \rangle}{\text{PAR}(0^+)})$$

in relation to the entire incident photosynthetically active radiation, where

$$\langle \text{PAR}(0^- - Z_{UML}) \rangle = \frac{1}{Z_{UML}} \cdot \int_0^{Z_{UML}} \text{PAR}(z) dz, \quad (3)$$

where $\langle \text{PAR}(0^- - Z_{UML}) \rangle$ is the average value of PAR in the UML layer, integrating (3) taking into account (1), we obtain:

$$\omega = \frac{0.943}{K_d(\text{PAR}) \cdot Z_{UML}} \cdot (1 - \exp(-K_d(\text{PAR}) \cdot Z_{UML})), \quad (4)$$

3. Results and discussion

The result of comparison of Z_{eu} measured *in situ* with its value calculated from equation (1) with $K_d(\text{PAR})$ independent of z is shown in Fig. 3. From Fig. 3 it can be seen that *in situ* Z_{eu} coincide quite satisfactorily with their calculated value according to formula (1) ($R^2 = 0.95$) for depth-independent $K_d(\text{PAR})$. Figure 3 shows the results for 53 stations, since at 3 out of 56 stations the calculated Z_{eu} was greater than the sounding depth for the corresponding station.

Knowing $K_d(\text{PAR})$ and $\text{PAR}(0^+)$, it is easy to obtain an estimate of $\text{PAR}(z)$ for any depth from the photosynthesis layer. For example, you can calculate the average PAR value in the UML layer, which is important for a number of problems in the functioning of phytoplankton (Churilova et al., 2020a). A summary table of the average values of the coefficients $\langle Z_{eu} \rangle$, $\langle K_d(\text{PAR}) \rangle$, $\langle \omega \rangle$ and $\langle Z_{UML} \rangle$ and their standard deviations (RMS), maximum (max) and minimum (min) values for each of the seven regions is presented in Table. 2. The results we obtained – the range of values of the photosynthetic layer – are in satisfactory agreement with the previously obtained results of other researchers (Akulova et al., 2022; Churilova et al., 2023; Churilova et al., 2024).

Maximum values of 0.577 m^{-1} were found in the northern part of the lake in the Kamga bay (Fig. 1), minimum – 0.247 m^{-1} in the central part of the lake, exposed to the Kokshi river flow (Fig. 1). The average values of $\langle K_d(\text{PAR}) \rangle$ for deepwater stations remoted from river mouths varied from north to south with a small minimum in the center of the lake – 0.45 m^{-1} , 0.34 m^{-1} , 0.38 m^{-1} , respectively. Figure 4a shows the

Table 1. Information about the study areas of Lake Teletskoye in August 2023

No	Number of measurements	Geographical location of the area
01	11	Northeast (Kamga Bay)
02	3	Northern part (opposite Yailyu village)
03	8	Central deepwater part
04	7	Central part (mouth of the Kokshi River)
05	2	Southern deepwater part
06	10	Southwestern part (mouth of the Cholyshman River)
07	15	South-eastern part (mouth of the Kyga River)

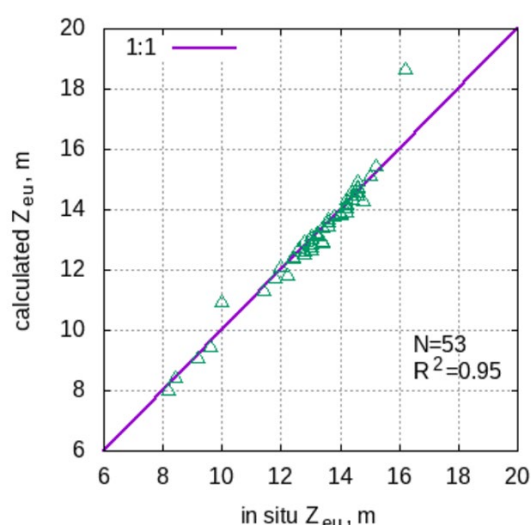


Fig.3. Comparison of *in situ* Z_{eu} with calculated Z_{eu} using equation (1).

relationship between $\langle K_d(\text{PAR}) \rangle$ and $\langle Z_{eu} \rangle$ for seven regions, demonstrating regional variability. The nature of the relationship indicates that the optical properties of water carried out by rivers differ from the optical properties of the lake. Figure 4b illustrates the relationship between $\langle \omega \rangle$ and $\langle Z_{UML} \rangle$, which is also related to river inflow. The range of variability of ω was from 0.13 to 0.62 (Table 2). All of the listed features indicate that the main source of dissolved organic matter is the degradation processes of organic matter in the lake itself, which are not associated with its supply through river runoff.

4. Conclusions

It has been shown that in the areas where rivers flow, the vertical attenuation coefficient of photosynthetically active radiation is on average less than in the remaining lake aquatory. The maximum values of 0.577 m^{-1} were found in the northern part of the lake, the minimum – 0.247 m^{-1} in the central part of the lake,

Table 2. Statistical characteristics of PAR for seven regions of Lake Teletskoye

№	$\langle Z_{eu} \rangle \pm \text{RMS}$ min/max, m	$\langle K_d(\text{PAR}) \rangle \pm \text{RMS}$ min/max, m^{-1}	$\langle \omega \rangle \pm \text{RMS}$ min/max	$\langle Z_{UML} \rangle \pm \text{RMS}$ min/max, m
01	13.3 ± 0.5 8.2/14.4	0.359 ± 0.022 0.315/0.577	0.44 ± 0.02 0.33/0.56	5.6 ± 0.4 3.8/8.2
02	10.9 ± 2.0 8.4/14.8	0.452 ± 0.067 0.322/0.547	0.31 ± 0.03 0.26/0.36	6.9 ± 0.6 6.0/8.0
03	13.9 ± 0.8 9.2/16.2	0.337 ± 0.027 0.247/0.509	0.51 ± 0.03 0.38/0.62	4.9 ± 0.5 3.0/7.6
04	13.2 ± 0.2 12.6/14.4	0.351 ± 0.006 0.322/0.365	0.31 ± 0.06 0.13/0.55	10.8 ± 2.1 4.2/20.6
05	12.6 ± 0.4 12.2/13.0	0.377 ± 0.013 0.364/0.390	0.32 ± 0.14 0.18/0.46	9.5 ± 4.5 5.0/14.0
06	12.9 ± 0.4 11.4/14.6	0.358 ± 0.010 0.312/0.408	0.19 ± 0.02 0.13/0.57	17.0 ± 0.7 3.8/19.6
07	13.6 ± 0.3 10/14.6	0.338 ± 0.007 0.309/0.422	0.32 ± 0.02 0.24/0.61	9.4 ± 0.7 3.2/12.2

Note: *PAR – $\mu\text{E m}^{-2} \text{s}^{-1}$

exposed to the river Kokshi runoff. This indicates that the main source of dissolved organic matter is the degradation processes of organic matter in the lake itself, which are not associated with its supply due to river runoff. In addition, an estimate was obtained for the proportion of the average PAR value attributable to the upper mixed layer, with a variability range of 0.13 – 0.62, which is also associated with river inflow.

Acknowledgements

The work was carried out within the frameworks of government assignments: for FSBSI FRC MHI RAS № FNNN-2024-0012, and for FSBSI IWEP SB RAS №0306-2021-0001 agreements with the administration of the Altai State Nature Reserve. The expeditionary work used scientific equipment of the CSU “Research Vessels of the FSBSI IWEP SB RAS”.

Conflict of interest

The authors declare no competing interest.

References

- Akulova O.B., Bukaty V.I., Wagner A.A. et al. 2022. Photosynthetically active solar radiation in Lake Teletskoye during the open water period. *Izvestiya Altajskogo gosudarstvennogo universiteta* [Bulletin of the Altai State University] 4(126): 11-17. (in Russian)
- Churilova T.Ya. 2009. Seasonal and interannual variability of the depth of the photosynthesis zone in the Black Sea according to model calculations. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoj i shel'fovoj zon i kompleksnoe ispol'zovanie resursov shel'fa* [Environmental safety of the coastal and shelf zones and integrated use of shelf resources] 19: 265-278. (in Russian)
- Churilova T.Ya., Efimova T.V., Moiseeva N.A. et al. 2024. Comparison of Bio-Optical Properties of Optically Complex Waters with Different Trophic Status. *Physical Oceanography* 31(4): 507–526.
- Churilova T., Moiseeva N., Efimova T. et al. 2020a. Spectral bio-optical properties of Lake Baikal (July 2018 and September 2019). *Limnology and Freshwater Biology* 4: 910–911. DOI: [10.31951/2658-3518-2020-A-4-910](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2020-A-4-910)
- Churilova T.Ya., Suslin V.V., Moiseeva N.A. et al. 2020b. Phytoplankton bloom and photosynthetically active radiation in coastal waters. *Journal of Applied Spectroscopy* 86(6): 1084–1091. DOI: [10.1007/s10812-020-00944-0](https://doi.org/10.1007/s10812-020-00944-0)

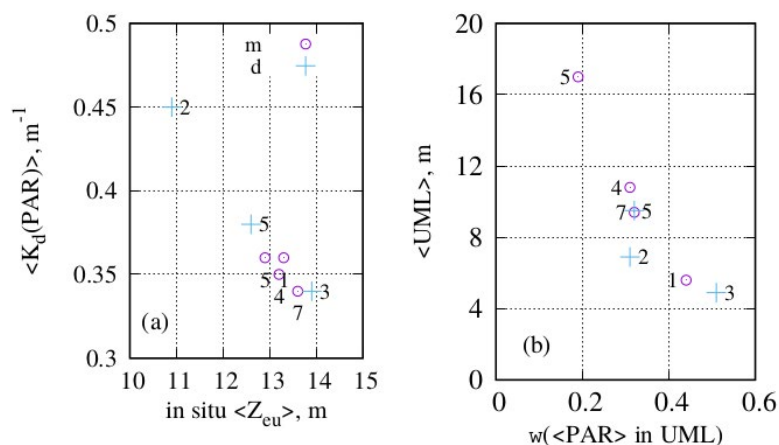


Fig.4. Relationship between the average values of the photosynthesis layer and the PAR attenuation coefficient in this layer (a); the PAR share in the UML and the thickness of the UML (b) in seven regions of Lake Teletskoye: (m) near river mouths and (d) in the deep-water part beyond from river mouths. The numbers indicate the measurement districts (see Tables 1 and 2).

Churilova T.Ya., Moiseeva N.A., Efimova T.V. et al. 2023. Water transparency and spectral downwelling irradiance in the Black and Azov seas and in Lake Teletskoye. Proc. SPIE 12780, 29th International Symposium on Atmospheric and Ocean Optics: Atmospheric Physics 1278047. DOI: [10.1117/12.2690845](https://doi.org/10.1117/12.2690845)

Churilova T., Moiseeva N., Latushkin A. et al. 2018. Development of operative ecological monitoring based on remote sensing data: preliminary results of investigation of biooptical properties of lake Baikal in July 2018. In: International Conference "Freshwater Ecosystems – Key Problems" LIN SB RAS, pp. 127.

Hydrobiophysical multiparametric submersible autonomous complex "CONDOR". 2024. URL: <https://dent-s.narod.ru/kondor.html> (21.01.2024) (in Russian)

Kovalyova I.V., Suslin V.V. 2022. Integrated Primary Production in the Deep-Sea Regions of the Black Sea in 1998–2015. *Physical Oceanography* 29(4): 404-416. DOI: [10.22449/1573-160X-2022-4-404-416](https://doi.org/10.22449/1573-160X-2022-4-404-416)

Latushkin A.A., Kudinov O.B. 2019. Autonomous sound-ing meter of photosynthetically active radiation. In: Andreeva A.Yu. et al. (Eds.), *Materials of the IV All-Russian Scientific*

Conference of Young Scientists: Comprehensive studies of the World Ocean. Sevastopol, pp. 365–366. (in Russian)

Lee M.E. 2012. Development of hydro-optical instruments at MHI NAS of Ukraine. *Sistemy kontrolya okruzhayushchey sredy* [Environmental Control Systems] 17: 7–20. DOI: [10.33075/2220-5861](https://doi.org/10.33075/2220-5861) (in Russian)

Mankovsky V.I. 1996. *Fundamentals of ocean optics*. Sevastopol: MHI NAS of Ukraine. (in Russian)

Sherstyankin P.P. 1975. *Experimental studies of the sub-glacial light field of Lake Baikal*. Moscow: Nauka. (in Russian)

Selegey V.V., Selegey T.S. 1978. *Lake Teletskoye*. Leningrad: Gidrometeoizdat. (in Russian)

Sutorikhin I.A., Bukaty V.I., Kharlamova N.F. et al. 2016. *Climatic conditions and hydrooptical characteristics of freshwater lakes of the Altai Territory*. Novosibirsk: Publishing house SB RAS. (in Russian)

Zinoviev A.T., Koshelev K.B., Dyachenko A.V. et al. 2021. Numerical modeling and field studies of the thermal bar in Lake Teletskoye. *Meteorologiya i gidrologiya* [Metrology and Hydrology] 5: 86-94. DOI: [10.52002/0130-2906-2021-5-86-94](https://doi.org/10.52002/0130-2906-2021-5-86-94) (in Russian)

Слой фотосинтеза по данным измерений профиля фотосинтетически активной радиации Телецкого озера в августе 2023 года: региональные особенности

Оригинальная статья

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Суслин В.В.^{1*}, Латушкин А.А.¹, Кудинов О.Б.¹, Суторихин И.А.²,
Кирилов В.В.², Мартынов О.В.¹

¹ ФГБУН ФИЦ «Морской гидрофизический институт РАН», 2, ул. Капитанская, Севастополь, 299011, Россия

² ФГБУН «Институт водных и экологических проблем СО РАН», 1, ул. Молодежная, Барнаул, 656038, Россия

АННОТАЦИЯ. В работе выполнен анализ измерений профиля фотосинтетически активной радиации (ФАР) в Телецком озере, полученных в августе 2023 года. Получено, что в районах впадения рек показатель вертикального ослабления фотосинтетически активной радиации меньше, чем на остальной акватории озера. Максимальные значения 0.577 м^{-1} обнаружены в северной части озера, минимальные – 0.247 м^{-1} в центральной части озера, подверженной стоку р. Челюш. Все это указывает, что основным источником растворённой органики являются процессы деградации органического вещества в самом озере, не связанные с её поступлением за счёт стока рек. Получена оценка среднего значения ФАР, приходящейся на верхний квазиоднородный слой. Диапазон её изменчивости составил от 0.13 до 0.62, который также связан с притоком рек.

Ключевые слова: Телецкое озеро, слой фотосинтеза, измерения *in situ*, оптические свойства внутренних водоёмов

Для цитирования: Суслин В.В., Латушкин А.А., Кудинов О.Б., Суторихин И.А., Кирилов В.В., Мартынов О.В. Слой фотосинтеза по данным измерений профиля фотосинтетически активной радиации Телецкого озера в августе 2023 года: региональные особенности // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 1. - С. 20-29. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-20

1. Введение

Скорость фотосинтеза и первичная продукция зависят от световых условий в среде обитания, что и объясняет актуальность исследования распространения солнечной радиации в озере (Шерстянкин, 1975; Суторихин и др., 2016; Churilova et al., 2018; Churilova et al., 2020a,b; Ковалёва и Суслин, 2022). Толщина слоя фотосинтеза (Z_{eu}) одна из важных характеристик состояния водной экосистемы, зависящая от первичных гидрооптических характеристик верхнего слоя воды (Чурилова, 2009). В рамках летней экспедиции 2023 года проведены масштабные измерения профилей фотосинтетически активной радиации (ФАР или PAR, photosynthetically active radiation), включающие всю акваторию Телецкого озера.

Телецкое озеро – уникальное горное озеро с особым гидродинамическим режимом и гидрохимическим составом (Селегей и Селегей, 1978; Зиновьев и др., 2021), что и определяет оптические свойства его воды.

Цель работы – получить оценку толщины слоя фотосинтеза для различных географических районов Телецкого озера, включая районы, прилегающие к устьям рек, с использованием массива измерений профиля ФАР, и получить оценки некоторых важных характеристик светового поля, включая показатель экспоненциального ослабления ФАР и доли среднего значения ФАР в верхнем квазиоднородном слое озера (ВКС или UML, upper mixed layer).

Оптические свойства вод Телецкого озера, в частности, ФАР и показатель её ослабления изучались и ранее. Однако представленные в данной работе результаты имеют более широкий пространственный охват измерениями, чем в работе (Акулова и др., 2022), и более подробный региональный анализ внутри озера, чем в работе (Churilova et al., 2023; Churilova et al., 2024). Кроме того, новизна состоит в получении оценки света в верхнем перемешанном слое. Другой немаловажный аспект состоит в том, что все измерения были выполнены с помощью аппаратуры разработанной и изготовленной в Морском гидрофизическом институте РАН.

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: slava.suslin@mhi-ras.ru (В.В. Суслин)

Поступила: 17 июня 2024; Принята: 09 января 2025;

Опубликована online: 26 февраля 2025

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



2. Материалы и методы

Для решения задачи использовали измерения прибором «КОНДОР», который выполнял синхронные измерения профилей температуры (Т), мутности (Turb) и ФАР (Ли, 2012; Латушкин и Кудинов, 2019). Все датчики прибора «КОНДОР» прокалиброваны (Комплекс гидробиофизический мультипараметрический погружной автономный «КОНДОР»: URL: <https://dent-s.narod.ru/kondor.html>).

В анализе использованы результаты измерения профилей ФАР на 56 станциях, полученные в ходе экспедиции на Телецкое озеро в августе 2023 года. Проводилось и синхронное измерение профиля температуры для определения толщины ВКС, которая определялась, как падение температуры на 2°C от поверхности до его нижней границы. Величина 2°C была выбрана в результате анализа профилей температуры для всех, выполненных станций ($N = 56$), чтобы убрать влияние на ВКС небольших рек, впадающих в озеро. Этот анализ в данной статье не приведён. Введённый нами критерий позволяет выделить основной термоклин в летний сезон, точнее, чётко определить положение основного термоклина, и тем самым получить оценку толщины ВКС с достаточной точностью (< 1 м).

Карта районов, на которых выполнены синхронные измерения профилей ФАР и температуры, представлены на Рис. 1.

Пример профилей температуры и ФАР, измеренных в зал. Камга, показан на Рис. 2. На рисунке отмечено положение нижней границы ВКС и Z_{eu} , а также значение фотосинтетически активной радиации сразу под поверхностью воды ФАР(0⁻).

Все озеро было разбито на 7 районов, включая районы, прилегающие к устьям рек (см. Таблицу 1).

Процедура обработки данных измерений прибором «КОНДОР», включающая расчёт слоя ВКС и Z_{eu} , представлена в виде примера на Рис. 2.

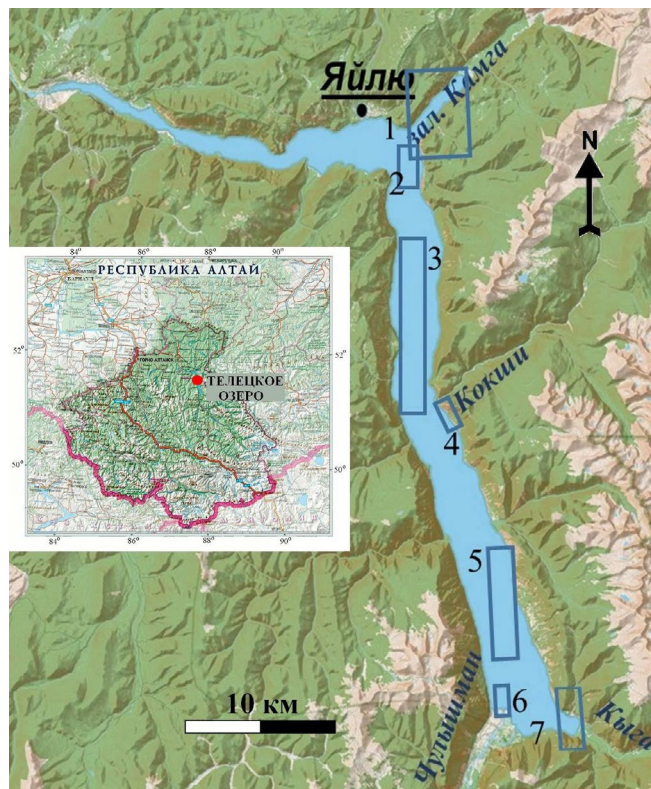


Рис. 1. Схема расположения Телецкого озера и районов, где проводились исследования: 1– залив Камга, 2– напротив поселка Яйлю, 3– центральная глубоководная часть, 4– устье р. Кокши, 5– южная глубоководная часть, 6– устье р. Чулышман, 7 – устье р. Кыга.

Величина слоя фотосинтеза Z_{eu} определялась как глубина, на которой достигался 1 % уровень фотосинтетически активной радиации, падающей на поверхность воды ФАР(0⁺), где $\text{ФАР}(0^+) = 1.06 \cdot \text{ФАР}(0^-)$ (Маньковский, 1996), ФАР(0⁻) – фотосинтетически активная радиация сразу под поверхностью воды. Значения ФАР(0⁻) находились путём интерполяции измеренного про-

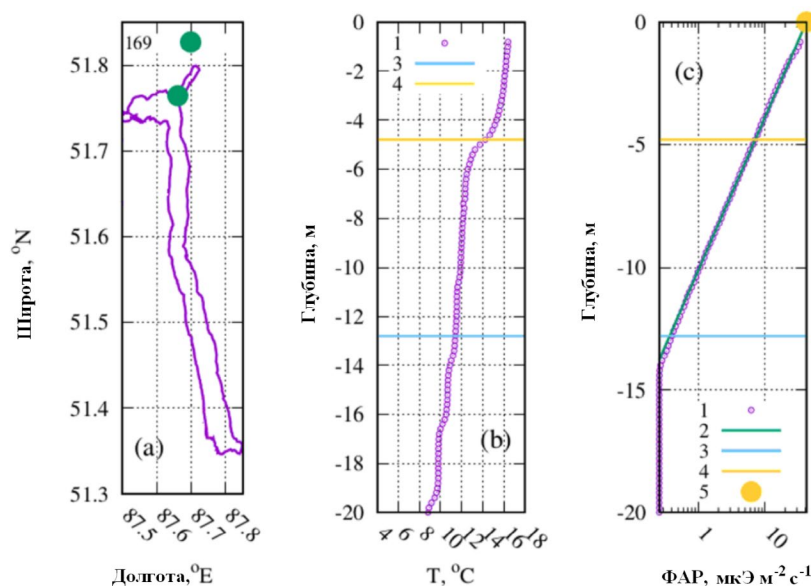


Рис. 2. Пример одновременного измерения профилей температуры (b) и ФАР (c) прибором «КОНДОР» на ст. 169 район 1, выполненной 17 августа в заливе Камга (a), и результат обработки данных: 1 – поведение профиля измеряемого параметра; 2 – линейная аппроксимация уравнением (2); 3 – нижняя граница Z_{eu} ; 4 – нижняя граница ВКС; 5 – ФАР(0⁻).

филя $\Phi AP(z)$ при $z \rightarrow 0^-$ для показателя вертикального ослабления $K_d(\Phi AP)$, не зависящего от z

$$\Phi AP(z) = \Phi AP(0^-) \cdot \exp(-K_d(\Phi AP) \cdot z) \quad (1)$$

Процедура обработки данных измерений прибором «КОНДОР», включающая расчёт слоя ВКС и Z_{eu} , представлена в виде примера на Рис. 2.

Решение $\{K_d(\Phi AP), \Phi AP(0^-)\}$ найдено методом наименьших квадратов после логарифмирования уравнения (1) в виде линейной функции (2)

$$y = -a \cdot z + b, \quad (2)$$

где $y \equiv \ln(\Phi AP(z))$, $b \equiv \ln(\Phi AP(0^-))$, $a \equiv K_d(\Phi AP)$ – показатель вертикального ослабления ΦAP , в m^{-1} , z – глубина в м.

Таким образом, Z_{eu} определялось как по прямым измерениям профиля ΦAP , так и из выражения

$$(1) \quad Z_{eu} = -\frac{1}{K_d(\Phi AP)} \cdot \ln(0.01), \text{ при известном } K_d(\Phi AP).$$

После нахождения $\Phi AP(0^-)$ и показателя экспоненты a (или $K_d(\Phi AP)$) легко получить оценку доли среднего значения ΦAP в ВКС

$$(\omega \equiv \frac{\langle \Phi AP(0^- - Z_{BKC}) \rangle}{\Phi AP(0^+)}) \text{ по отношению ко всей}$$

падающей фотосинтетически активной радиации, где

$$\langle \Phi AP(0^- - Z_{BKC}) \rangle = \frac{1}{Z_{BKC}} \cdot \int_0^{Z_{BKC}} \Phi AP(z) dz, \quad (3)$$

где $\langle \Phi AP(0^- - Z_{BKC}) \rangle$ – среднее значение ΦAP в слое ВКС, интегрируя (3) с учётом (1), получаем

$$\omega = \frac{0.943}{K_d(\Phi AP) \cdot Z_{BKC}} \cdot (1 - \exp(-K_d(\Phi AP) \cdot Z_{BKC})). \quad (4)$$

3. Результаты и обсуждение

Результат сравнения Z_{eu} , измеренной in situ, с её значением, вычисленным по уравнению (1) при $K_d(\Phi AP)$, не зависящим от z , показан на Рис. 3. Из Рис. 3 видно, что in situ Z_{eu} вполне удовлетворительно совпадают с их расчётным значением по формуле (1) ($R^2=0.95$) для независящего от глубины $K_d(\Phi AP)$. На Рис. 3 показаны результаты для 53 станций, т. к. на 3 из 56 станций расчётная Z_{eu} была больше, чем глубина зондирования для соответствующей станции.

Зная $K_d(\Phi AP)$ и $\Phi AP(0^+)$, легко получить оценку $\Phi AP(z)$ для любой глубины из слоя фотосинтеза. Например, можно сделать расчёт среднего значения ΦAP в слое ВКС, что важно для ряда задач функционирования фитопланктона (Churilova et al., 2020a). Сводная таблица средних значений коэффициентов $\langle Z_{eu} \rangle$, $\langle K_d(\Phi AP) \rangle$, $\langle \omega \rangle$ и $\langle Z_{BKC} \rangle$ и их среднеквадратичных отклонений (СКО), максимального (макс) и минимального (мин) значений для каждого из семи районов представлена в Таблице 2. Полученные нами результаты – диапазон значений слоя фотосинтеза – удовлетворительно согласуются с ранее полученными результатами других исследователей (Акулова и др., 2022; Churilova et al., 2023; Churilova et al., 2024).

Таблица 1. Информация о районах исследования Телецкого озера в августе 2023 г.

№	Количество измерений	Географическое положение района
01	11	Северо-восток (залив Камга)
02	3	Северная часть (напротив поселка Яйлю)
03	8	Центральная глубоководная часть
04	7	Центральная часть (устье р. Кокши)
05	2	Южная глубоководная часть
06	10	Юго-западная часть (устье р. Чулышман)
07	15	Юго-восточная часть (устье р. Кыга)

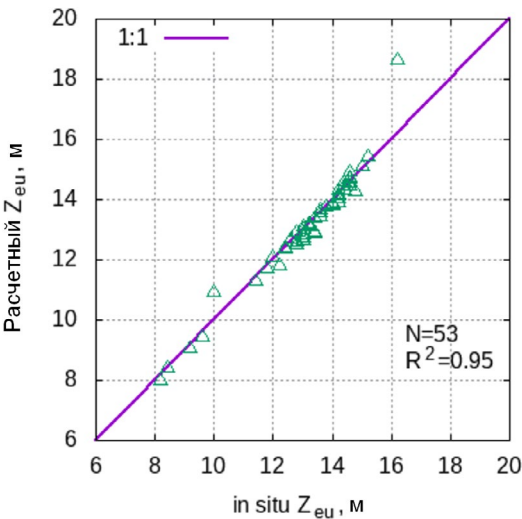


Рис.3. Сравнение in situ Z_{eu} с расчётным Z_{eu} по уравнению (1).

Максимальные значения $0.577 m^{-1}$ обнаружены в северной части озера в зал. Камга (Рис. 1 район 1), минимальные – $0.247 m^{-1}$ в центральной части озера, подверженной стоку р. Кокши (Рис. 1 район 4). Средние значения $\langle K_d(\Phi AP) \rangle$ для глубоководных станций, удалённых от устьев рек, менялись с севера на юг с небольшим минимумом в центре озера – $0.45 m^{-1}$, $0.34 m^{-1}$, $0.38 m^{-1}$ соответственно. На Рис. 4а показана связь между $\langle K_d(\Phi AP) \rangle$ и $\langle Z_{eu} \rangle$ для семи районов, демонстрирующая региональную изменчивость. Характер связи указывает, что оптические свойства вод, выносимых реками, отличаются от оптических свойств озера. На Рис. 4б проиллюстрирована связь между $\langle \omega \rangle$ и $\langle Z_{BKC} \rangle$, которая также связана с притоком рек. Диапазон изменчивости ω составил от 0.13 до 0.62 (Таблица 2). Все перечисленные особенности указывают, что основным источником растворённой органики являются процессы деградации органического вещества в самом озере, не связанные с её поступлением за счёт стока рек.

Таблица 2. Статистические характеристики ФАР для семи районов Телецкого озера

№	$\langle Z_{eu} \rangle \pm \text{СКО}$ мин/макс, м	$\langle K_d(\text{ФАР}) \rangle \pm \text{СКО}$ мин/макс, м ⁻¹	$\langle \omega \rangle \pm \text{СКО}$ мин/макс	$\langle Z_{ВКС} \rangle \pm \text{СКО}$ мин/макс, м
01	13.3 ± 0.5 8.2/14.4	0.359 ± 0.022 0.315/0.577	0.44 ± 0.02 0.33/0.56	5.6 ± 0.4 3.8/8.2
02	10.9 ± 2.0 8.4/14.8	0.452 ± 0.067 0.322/0.547	0.31 ± 0.03 0.26/0.36	6.9 ± 0.6 6.0/8.0
03	13.9 ± 0.8 9.2/16.2	0.337 ± 0.027 0.247/0.509	0.51 ± 0.03 0.38/0.62	4.9 ± 0.5 3.0/7.6
04	13.2 ± 0.2 12.6/14.4	0.351 ± 0.006 0.322/0.365	0.31 ± 0.06 0.13/0.55	10.8 ± 2.1 4.2/20.6
05	12.6 ± 0.4 12.2/13.0	0.377 ± 0.013 0.364/0.390	0.32 ± 0.14 0.18/0.46	9.5 ± 4.5 5.0/14.0
06	12.9 ± 0.4 11.4/14.6	0.358 ± 0.010 0.312/0.408	0.19 ± 0.02 0.13/0.57	17.0 ± 0.7 3.8/19.6
07	13.6 ± 0.3 10/14.6	0.338 ± 0.007 0.309/0.422	0.32 ± 0.02 0.24/0.61	9.4 ± 0.7 3.2/12.2

Примечание: * ФАР – мкЭ м⁻² с⁻¹.

4. Выводы

Показано, что в районах впадения рек показатель вертикального ослабления фотосинтетически активной радиации в среднем меньше, чем на остальной акватории озера. Максимальные значения 0.577 м⁻¹ обнаружены в северной части озера, минимальные – 0.247 м⁻¹ в центральной части озера, подверженной стоку р. Кокши. Это указывает, что основным источником растворённой органики являются процессы деградации органического вещества в самом озере, которые не связаны с её поступлением за счёт стока рек. Кроме того, получена оценка доли среднего значения ФАР, приходящейся на верхний квазиоднородный слой, с диапазоном изменчивости 0.13 – 0.62, который также связан с притоком рек.

Благодарности

Работа выполнена в рамках государственных заданий ФГБУН ФИЦ МГИ № FNNN-2024-0012 и ФГБУН ИВЭП СО РАН №0306-2021-0001 и догово-

ров с администрацией ФГБУ «Алтайский государственный заповедник». В экспедиционных работах использовалось научное оборудование ЦКП «Научно-исследовательские суда ИВЭП СО РАН».

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Акулова О.Б., Букатый В.И., Вагнер А.А. и др. 2022. Фотосинтетически активная солнечная радиация в Телецком озере в период открытой воды. Известия Алтайского государственного университета 4(126): 11-17.
Зиновьев А.Т., Кошелев К.Б., Дьяченко А.В. и др. 2021. Численное моделирование и натурные исследования термобара в Телецком озере. Метрология и гидрология 5: 86-94. DOI: [10.52002/0130-2906-2021-5-86-94](https://doi.org/10.52002/0130-2906-2021-5-86-94)
Ковалёва И.В., Суслин В.В. 2022. Интегральная первичная продукция в глубоководных районах Черного моря в 1998 - 2015 годах. Морской гидрофизический журнал 38(4): 432-445. DOI: [10.22449/0233-7584-2022-4-432-445](https://doi.org/10.22449/0233-7584-2022-4-432-445)

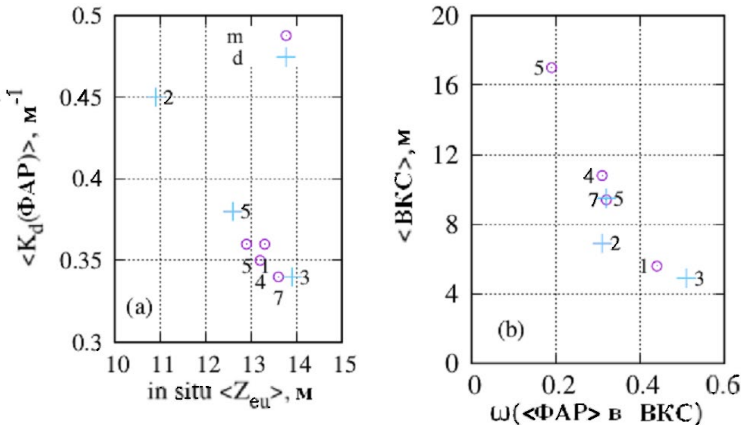


Рис.4. Связь между средними значениями слоя фотосинтеза и показателя ослабления ФАР в этом слое (а) и доли ФАР в ВКС и толщины ВКС (б) в семи районах Телецкого озера: (m) около устьев рек и (d) – в глубоководной части вдали от устьев рек. Цифрами показаны номера районов (см. Таблица 1 и 2).

Комплекс гидробиофизический мультипараметрический погружной автономный «КОНДОР». 2024. URL: <https://dent-s.narod.ru/kondor.html> (21.01.2024).

Латушкин А.А., Кудинов О.Б. 2019. Автономный зондирующий измеритель фотосинтетически активной радиации. В: Андреева А.Ю. и др. (ред.), Материалы IV Всероссийской научной конференции молодых ученых: Комплексные исследования Мирового океана. Севастополь, С. 365-366.

Ли М.Е. 2012. Разработки гидрооптических приборов в МГИ. Системы контроля окружающей среды 17: 7–20. DOI: [10.33075/2220-5861](https://doi.org/10.33075/2220-5861)

Маньковский В.И. 1996. Основы оптики океана. Севастополь: МГИ НАН Украины.

Селегей В.В., Селегей Т.С. 1978. Телецкое озеро. Ленинград: Гидрометеиздат.

Суторихин И.А., Букатый В.И., Харламова Н.Ф. и др. 2016. Климатические условия и гидрооптические характеристики пресноводных озер Алтайского края. Новосибирск: Изд-во СО РАН.

Чурилова Т.Я. 2009. Сезонная и межгодовая вариабельность глубины зоны фотосинтеза в Черном море по модельным расчетам. Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон и комплексное использование ресурсов шельфа 19: 265-278.

Шерстянкин П.П. 1975. Экспериментальные исследования подледного светового поля озера Байкал. Москва: Наука.

Churilova T., Moiseeva N., Efimova T. et al. 2020a. Spectral bio-optical properties of Lake Baikal (July 2018 and September 2019). *Limnology and Freshwater Biology* 4: 910–911. DOI: [10.31951/2658-3518-2020-A-4-910](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2020-A-4-910)

Churilova T.Ya., Suslin V.V., Moiseeva N.A. et al. 2020b. Phytoplankton bloom and photosynthetically active radiation in coastal waters. *Journal of Applied Spectroscopy* 86(6): 1084–1091. DOI: [10.1007/s10812-020-00944-0](https://doi.org/10.1007/s10812-020-00944-0)

Churilova T.Ya., Moiseeva N.A., Efimova T.V. et al. 2023. Water transparency and spectral downwelling irradiance in the Black and Azov seas and in Lake Teletskoye. *Proc. SPIE 12780, 29th International Symposium on Atmospheric and Ocean Optics: Atmospheric Physics* 1278047. DOI: [10.1117/12.2690845](https://doi.org/10.1117/12.2690845)

Churilova T.Ya., Efimova T.V., Moiseeva N.A. et al. 2024. Comparison of Bio-Optical Properties of Optically Complex Waters with Different Trophic Status. *Physical Oceanography* 31(4): 507–526.

Churilova T., Moiseeva N., Latushkin A. et al. 2018. Development of operative ecological monitoring based on remote sensing data: preliminary results of investigation of biooptical properties of lake Baikal in July 2018. In: International Conference “Freshwater Ecosystems – Key Problems” LIN SB RAS, pp. 127.

Trophic state of the Kizhi skerries area of Lake Onego and water quality assessment based on summer phytoplankton indicators

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Smirnova V.S.

Northern Water Problems Institute of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences, Aleksander Nevsky Str. 50, Petrozavodsk, 185030, Russia

ABSTRACT. The study of summer phytoplankton (July-August 2020 and 2022) in the Kizhi skerries area of Lake Onego revealed high quantitative indicators of phytoplankton development, which characterises this area as meso-eutrophic. The phytocenosis was characterised by high species diversity, which is typical for the summer phytoplankton community of Lake Onego. However, at the time of the study, the indicator species of β -mesosaprobic pollution zones (water quality class 3, satisfactorily clean) exhibited the greatest quantitative development. Notable species with the potential to produce cyanotoxins were observed, although their quantitative development was relatively limited. The analysis of multi-year changes revealed an increase in the abundance of cyanobacteria, green algae and euglena algae. The total biomass of phytoplankton increased as a result of the proliferation of numerous, small-celled cyanobacteria and a limited number of large-celled, benthic and planktonic-benthic diatom algal species. The marked proliferation of phytoplankton in the study area is attributable to the prevailing natural conditions. Further research is required to ascertain the precise reasons for the observed increase in phytoplankton quantities in recent years.

Keywords: phytoplankton, Kizhi Island, Lake Onego, abundance, biomass

For citation: Smirnova V.S. Trophic state of the Kizhi skerries area of Lake Onego and water quality assessment based on summer phytoplankton indicators // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 1. - P. 30-51. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-30

1. Introduction

The Kizhi archipelago is a system of islands situated in the north-western part of Lake Onego, the second largest freshwater body of water in Europe. The Kizhi skerries are distinguished from all other areas of the lake by exceptional geological structure (Golubev, 1999; Deines, 2013). The landscape features of this territory have resulted in the formation of unique conditions for the development of not only terrestrial, but also aquatic biocenoses (Kapitonova, 2008; Deines, 2013). The development of hydrobiocenoses in this area is characterised by the presence of well-warmed shallow water and weak dynamics of water masses. Consequently, even in the earlier period of research (60-70s), this area was identified as the most productive (Vislyanskaya et al., 1999; Chekryzheva, 2008).

One of the islands of the Kizhi archipelago, Kizhi Island, is the location of the architectural ensemble of the Kizhi Pogost. The Kizhi State Historical, Architectural and Ethnographic Museum-Reserve comprises 68 archi-

tectural monuments on Kizhi Island (Onego Lake, Atlas, 2010). The architectural ensemble of the Kizhi Pogost was inscribed on the UNESCO List of World Cultural Heritage Sites in 1990, becoming one of the inaugural three Russian sites to be included on the UNESCO list. From 1989 to 1997, the Reserve received an average of 65,000 to 158,000 visitors annually (Protasov, 1999). At this juncture, the Kizhi skerries area is subjected to considerable anthropogenic pressure, largely due to the impact of water transport and an increase in the volume of domestic wastewater generated by the museum-reserve and private residences. During the summer season (July-August) between 1992 and 2011, high concentrations of oil products in water, ranging from 0.15 to 0.6 mg/l, were observed (Sabylina, 1999; Protasov, 1999; Sabylina and Ryzhakov, 2007; Sabylina et al., 2012). With regard to the total phosphorus concentration in water during this period, the Kizhi skerries area was characterised as mesotrophic (up to 25 $\mu\text{g/l}$) (Galakhina et al., 2022). It is at this juncture that alterations in the phyto- and bacterioplankton of the study

*Corresponding author.

E-mail address: SmirnovaLera24@yandex.ru (V.S. Smirnova)

Received: July 10, 2024; **Accepted:** January 13, 2025;

Available online: February 26, 2025

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



area are discerned. In accordance with the degree of advancement of these biocenosis representatives, the Kizhi skerries area was also categorised as a mesotrophic region of Lake Onego (Vislyanskaya et al., 1999; Chekryzheva, 2008).

The number of tourist arrivals has increased to 360,000 per year, as indicated in the Activity Report for 2023. The highest concentration of microplastics was identified in the bottom sediments adjacent to the primary passenger pier of the Museum-Reserve 'Kizhi' (Zobkov and Efremova, 2023). However, recent hydrochemical studies conducted between 2019 and 2020 indicate a reduction in total phosphorus, nitrates, and BOD₅ levels compared to long-term data from the same region (Galakhina et al., 2022).

Phytoplankton demonstrate a rapid response to alterations in habitat conditions, thereby enabling the determination of the trophic status and sanitary condition of water bodies (Abakumov, 1977; Reynolds, 2008; Parmar et al., 2016). The objective of this study is to evaluate the present condition of the surrounding area of the Kizhi Museum-Reserve, with particular attention to water quality and trophic status, employing quantitative and structural indicators of summer phytoplankton.

2. Materials and methods of research

In July and August of 2020 and 2022, four water samples were collected at two stations in the Kizhi Skerries region of Lake Onego for the purpose of analysing the phytoplankton present in the surface layer (0.5 m). Station Z_2 (5 m depth) is situated in close proximity to the water transport pier on Kizhi Island, where the Kizhi Museum-Reserve is located. Station Z_3 (10 m depth) is located on the eastern side of the island (Figure 1).

Water samples of 500 ml were taken with a Ruttner bathometer and fixed with 10 ml of 40% formalin. They were then concentrated on membrane filters (pore diameter 0.8 µm) to a volume of 5ml, in accordance with the methodology described by Kuzmin (1975) and Fedorov (1979). The identification of spe-

cies was conducted in accordance with the criteria set forth by Zabelina et al. (1951), Matvienko (1954), Tikkanen (1986), and the "Freshwater Algae of..." reference (2015), utilizing a Mikmed-6 microscope at 400x magnification. The species diversity of the phytoplankton community was assessed by the Shannon-Weaver (H) index (Shannon and Weaver, 1949), the uniformity of species distribution in the community by the Pieluequalization index (E) (Odum, 1986). Species with abundance and/or biomass greater than 10% were categorized as dominant species, and species with abundance and/or biomass greater than 5% were categorized as subdominants species. Ecological and geographical characteristics and indicator significance of phytoplankton species were determined according to the methodology (Makrushin, 1974; Vasser et al., 1989; Barinova et al., 2006). The water saprobic index was calculated in accordance with the Pantle-Buck method, modified by Sladeczek (Sladeczek, 1973). The zone of water saprobity was determined in accordance with the established ecological classification of surface waters (Oksiyuk et al., 1993). To analyse modern phytoplankton data with long-term data, we utilised the registered database (Syarki et al., 2015) and Spearman's rank correlation coefficient, performed in Statistica Advanced 10 for Windows Ru package. The water surface temperature during the study period was measured using a CastAway-CTD device and compared with the recorded temperature data using a confidence interval (Kalinkina et al., 2023).

3. Results and discussion

The phytoplankton composition in the Kizhi skerries area at the time of the survey included 105 taxa, including 97 algal taxa ranked below the genus, 8 taxa ranked up to the genus, belonging to 7 systematic divisions: Bacillariophyta - 38 (36.2%), Chlorophyta - 29 (27.6%), Cyanobacteria - 16 (15.2%); Chrysophyta - 15 (14.3%); Euglenophyta - 3 (2.9%); Cryptophyta - 1 (1%), Dinophyta - 3 (2.8%) (Table 1). The species composition of phytoplankton is typical for the phytocenosis of Lake Onego (Chekryzheva, 2012).

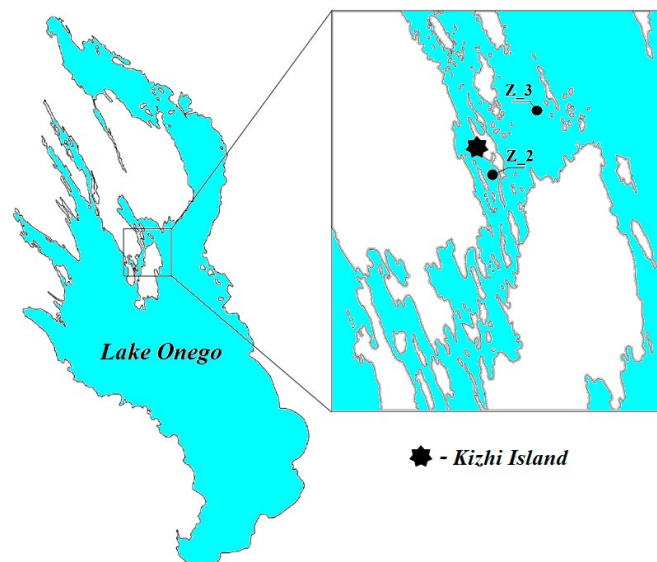


Fig.1. Location map of phytoplankton sampling stations in the area of Kizhi skerries of Lake Onego.

Table 1. Occurrence of summer phytoplankton species at water sampling stations in the area of Kizhi skerries of Lake Onego

№	Species composition	Stations	
		Z_2	Z_3
Cyanobacteria			
1	<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauv.	+	+
2	<i>Merismopedia punctata</i> Meyen.	+	-
3	<i>Aphanocapsa elachista</i> var. <i>elachista</i> W. et G. S. West	+	+
4	<i>Aphanothece clathrata</i> W. et G.S. West f. <i>clathrata</i>	+	+
5	<i>Gloeocapsa limnetica</i> (Lemm.) Hollerb. (= <i>Croococcus limneticus</i> Lemm.)	+	+
6	<i>Gloeocapsa magma</i> (Bréb.) Kütz. emend Hollerb.	-	+
7	<i>Gloeocapsa minima</i> (Keissl.) Hollerb. ampl. f. <i>minima</i>	+	-
8	<i>Gloeocapsa minor</i> (Kütz.) Hollerb. (= <i>Croococcus minor</i> (Kütz.) Näg.)	+	-
9	<i>Gloeocapsa minor</i> f. <i>dispersa</i> (Keissler) Hollerbach	+	+
10	<i>Gloeocapsa punctata</i> Näg. emend. Hollerb.	+	+
11	<i>Gloeocapsa turgida</i> (Kütz.) Hollerb. (= <i>Chroococcus turgidus</i> (Kütz.) Näg.)	+	-
12	<i>Gloeocapsa vacuolata</i> (Skuja) Hollerb.	+	+
13	<i>Gloeocapsa varia</i> (A. Br.) Hollerb.	-	+
14	<i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chod. (= <i>Snowella lacustris</i> (Chod.) Kom. et Hind.)	+	+
15	<i>Oscillatoria planctonica</i> Wolosz. (= <i>Limnothrix planctonica</i> (Wolosz.) Meffert	+	-
16	<i>Gloeocapsa</i> sp.	-	+
Cryptophyta			
17	<i>Cryptomonas erosa</i> Ehr.	+	-
Dinophyta			
18	<i>Glenodinium edax</i> Schilling.	+	-
19	<i>Peridinium cinctum</i> (Müll.) Ehrb.	+	-
20	<i>Ceratium hirundinella</i> (O. F. Müll.) Schrank	+	+
Chrysophyta			
21	<i>Chrysococcus cordiformis</i> Naum.	+	-
22	<i>Chrysococcus rufescens</i> Klebs. var. <i>rufescens</i>	+	-
23	<i>Kephyrion ovum</i> Pascher	+	-
24	<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof var. <i>bavaricum</i>	+	+
25	<i>Dinobryon divergens</i> Imhof.	+	+
26	<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.	+	+
27	<i>Dinobryon sociale</i> Ehr.	+	-
28	<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>stipitatum</i> (Stein) Lemm.	+	+
29	<i>Dinobryon suecicum</i> Lemm.	+	+
30	<i>Pseudokephyrion entzii</i> Corn.	+	+
31	<i>Mallomonas caudate</i> Iwan. Ssensu Krieger	+	-
32	<i>Mallomonas coronata</i> Boloch.	-	+
33	<i>Mallomonas fressenii</i> Kent.	+	-
34	<i>Bitrichia chodatii</i> (Reverdin) Chodat.	-	+
35	<i>Chrysopyxis urna</i> Korsch.	-	+
Bacillariophyta			
36	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun.	-	+
37	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz. (= <i>C. kuetzingiana</i>)	+	+
38	<i>Cyclotella schumannii</i> (Grun.) Håkasson (= <i>C. kuetzingiana</i> var. <i>schumannii</i> Grun.)	+	-
39	<i>Discostella stelligera</i> (Cleve et Grunow) Houk et Klee	+	+
40	<i>Puncticulata bodanica</i> (Grun.) Håkansson	+	+

№	Species composition	Stations	
		Z_2	Z_3
41	<i>Puncticulata comta</i> (Ehr.) Håkansson.	+	+
42	<i>Puncticulata radiosa</i> (Lemm.) Håkansson	+	+
43	<i>Melosira varians</i> Ag.	+	-
44	<i>Aulacoseira islandica</i> (O. Müller) Sim. (= incl. <i>f. curvata f. islandica</i> (O. Müll.) Sim.; <i>Melosira islandica ssp. helvetica</i> O. Müll. (O. Müll.) Sim.; <i>Melosira islandica ssp. helvetica</i> O. Müll.	+	+
45	<i>Aulacoseira granulate</i> (Ehr.) Sim.	+	+
46	<i>Aulacoseira italica</i> (Ehr.) Kütz. <i>f. italica</i>	+	+
47	<i>Acanthoceras zachariasii</i> (Brun) Sim.	-	+
48	<i>Fragilaria constricta</i> Ehr. <i>f. constricta</i>	+	-
49	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitt.	+	+
50	<i>Fragilaria pinnata</i> Ehr.	+	-
51	<i>Synedra acus</i> Kütz. <i>ssp. acus</i>	-	+
52	<i>Asterionella formosa</i> Hass. <i>var. formosa</i>	+	+
53	<i>Diatoma tenuis</i> Ag. (= <i>D. elongatum</i> (Lyngb.) Ag.)	+	-
54	<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.	+	+
55	<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth.) Kütz. (incl. <i>var. ventricosa</i> Grun.)	+	-
56	<i>Navicula dicephala</i> (Ehr.) W. Sm.	+	-
57	<i>Navicula longirostris</i> Hust.	+	-
58	<i>Navicula rotaeana</i> (Rabenh.) Grun.	+	-
59	<i>Navicula salinarum f. capitata</i> Schulz	+	+
60	<i>Diploneis smithii</i> (Bréb.) Cl. <i>var. smithii</i>	+	-
61	<i>Frustulia rhomboides var. saxonica</i> (Rabenh.) D. T.	-	+
62	<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehr.) Kirchn. <i>var. lanceolata</i> (incl. <i>var. notata</i> Wisl. et Poretzky)	+	-
63	<i>Cymbella ventricosa</i> Kütz. <i>var. ventricosa</i>	+	-
64	<i>Amphora coffeaformis</i> (Ag.) Kütz. <i>var. coffeaformis</i>	+	-
65	<i>Amphora ovalis</i> (Kütz.) Kütz. (incl. <i>var. gracilis</i> (Ehr.) Cl.)	+	-
66	<i>Amphora pediculus</i> (Kütz.) Grun. (= <i>A. ovalis var. pediculus</i> (Kütz.) V.H.)	+	-
67	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Sm.	+	-
68	<i>Nitzschia angustata</i> (W. Sm.) Grun. <i>var. angustata</i>	+	-
69	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz.) Grun.	+	-
70	<i>Nitzschia hungarica</i> Grun.	+	-
71	<i>Nitzschia tryblionella var. levidensis</i> (W. Sm.) Grun.	+	+
72	<i>Campylodiscus noricus</i> Ehr. (incl. <i>var. costatum</i> (W. Sm.) Grun.)	-	+
73	<i>Cyclotella</i> sp.	-	+
Euglenophyta			
74	<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr. <i>var. volvocina</i>	+	+
75	<i>Trachelomonas volvocina var. subglobosa</i> Lemm. sens. Swir.	+	-
76	<i>Trachelomonas</i> sp.	+	-
Chlorophyta			
77	<i>Chlamydomonas globosa</i> Snow.	+	+
78	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i> P.A. Dang.	+	+
79	<i>Lobomonas stellate</i> Chod.	+	+
80	<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	+	-
81	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen.	+	-
82	<i>Coenococcus planctonicus</i> Korschik.	+	+

№	Species composition	Stations	
		Z_2	Z_3
83	<i>Chlorella vulgaris</i> Beyer. var. <i>vulgaris</i>	-	+
84	<i>Oocystis elliptica</i> W. Sm.	-	+
85	<i>Oocystis lacustris</i> Chod.	+	+
86	<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.	+	-
87	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komark-Legn.	+	+
88	<i>Coelastrum cambricum</i> Arch.	+	-
89	<i>Coelastrum sphaericum</i> Näg.	-	+
90	<i>Crucigenia quadrata</i> Morren.	+	+
91	<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchn.) W. et G. West.	+	+
92	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Bréb.	+	-
93	<i>Kirchneriella contorta</i> (Shmiddle) Bohl.	+	+
94	<i>Koliella spiculiformis</i> (Vischer) Hind.	+	+
95	<i>Ulothrix zonata</i> (Web. et. Mohr.) Kütz. var. <i>zonata</i>	+	-
96	<i>Gloeotila spiralis</i> Chod.	+	+
97	<i>Closterium gracile</i> Bréb. var. <i>gracile</i>	+	-
98	<i>Closterium pusillum</i> Hantzsch.	+	+
99	<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen.	+	+
100	<i>Ankyra juday</i> (G. M. Smith.) Fott.	-	+
101	<i>Chlamydomonas</i> sp.	-	+
102	<i>Coenococcus</i> sp.	+	-
103	<i>Monodus</i> sp.	+	+
104	<i>Stigeoclonium</i> sp.	-	+
105	<i>Ulothrix</i> sp.	+	-

The phytoplankton of the Kizhi skerries area were found to be dominated by cosmopolitan (84.5%) and boreal (8.2%) species, as detailed in Table 2. The community was found to comprise mainly planktonic (58.8%), planktonic-benthic (15.6%) and benthic forms (15.6%) (see Table 2). In terms of salinity, the community species were represented by indifferent species (59.8%), oligohalobes (12.4%), oligohalob-halophiles (12.4%) and oligohalob-halophobes (7.2%) (see Table 2), which is typical for a water body of such low salinity as Lake Onego (Lakes of Karelia, 2013). With regard to the acidity of the aquatic environment, the largest proportion were indifferent species (50.5%), alkalophilic species that prefer slightly alkaline waters (28.9%) and the smallest proportion were acidophilic species that are capable of living in highly acidic conditions (10.3%) (see Table 2).

In the present (2020 and 2022), the dominant complex in terms of biomass (B) consists of large species of Bacillariophyta ($V_{\text{cells}} < 72250 \mu\text{m}^3$), Dinophyta ($V_{\text{cells}} < 19000 \mu\text{m}^3$) and Chrysophyta ($V_{\text{cells}} < 1376 \mu\text{m}^3$) (Table 3). The subdominant species were represented by the phyla Chrysophyta and Bacillariophyta (see Table 3).

The dominant species in terms of abundance (N) were mainly small celled Cyanobacteria ($V_{\text{cells}} < 9 \mu\text{m}^3$) and larger Chrysophyta ($V_{\text{cells}} < 1376 \mu\text{m}^3$) (see

Table 2). Subdominants species were represented by Cyanobacteria, Chrysophyta and Chlorophyta (see Table 2).

The phytoplankton community during the study period exhibited high species diversity, as indicated by the H index, which ranged from 3.24 to 3.97 in abundance and from 2.63 to 4.03 in biomass. The equalization index E exhibited fluctuations between 1.97 and 2.19 in abundance and between 1.63 and 2.23 in biomass, indicative of a uniform distribution of species within the phytocenosis.

One of the key indices employed to evaluate the extent of organic pollution in aquatic ecosystems is the saprobic index (Barinova et al., 2006). During the study period, the algocenosis was predominantly composed of indicator species of oligosaprobic (31.6%), o-β-mesosaprobic (33.7%) and β-mesosaprobic (28.9%) pollution zones. Indicator species of highly polluted waters with organic matter – *Chlorella vulgaris* var. *vulgaris* at stations Z_2 and Z_3 and *Stephanodiscus hantzschii* at station Z_3 (p-α-saprobionts) were detected (Table 4). Oligosaprobic, o-b-mesosaprobic and b-mesosaprobic were the most quantitatively abundant at both study stations (see Table 4).

As a result of the analysis of saprobic characteristics of phytoplankton species found in the area of Kizhi skerries of Lake Onego at the time of the study

Table 2. Ecological and geographical characterization of summer phytoplankton in the Kizhi skerries area of the northwestern part of Lake Onegoin July-August in 2020 and 2022

Indicators	Number of species	% of total number of species
Spreading		
Cosmopolitans	82	84.5
Boreal	8	8.2
Alpine	1	1.1
Nodata	6	6.2
Habitat		
Planktonic	57	58.8
Benthic	15	15.6
Planktonic-benthic	15	15.6
Littoral	1	4
Foulingin habitants	4	1
Epibionts	1	1
Nodata	4	4
Halobicity		
Indifferents	58	59.8
Oligohalobes	12	12.4
Oligohalob-halophiles	12	12.4
Oligohalob-halophobes	7	7.2
Mesohalobes	3	3.1
Nodata	5	5.1
Relation to pH		
Indifferents	49	50.5
Alkaliphiles	28	28.9
Acidophiles	10	10.3
Nodata	10	10.3

and calculation of the saprobic index (1.61 ± 0.09) (see Table 4), this type of water can be classified as β -mesosaprobic (water quality class 3, satisfactorily clean).

Among the cyanobacteria in the study area, species potentially capable of producing cyanotoxins dangerous to human and animal health and life were noted – *Oscillatoria planctonica* (= *Limnothrix planctonica*) (Somdee et al., 2013; Oliveira et al., 2019), *Aphanocapsa elachista* var. *elachista* (Krienitz et al., 2013), *Merismopedia punctate* (Ribeiro et al., 2017), *Synechocystis aquatilis* (Magalhaes et al., 2003), *Gomphosphaeria lacustris* (= *Snowella lacustris*) (Echenique et al., 2014). The mean number of cells per millilitre was 990 cells/ml at the studied stations. At Station Z_2, the mean number of potentially harmful species was 584 cells/ml, with the highest concentration observed on the eastern side of the island at Station Z_3 (1640 cells/ml) (see Fig. 1). In accordance with the threshold value for dangerous cyanobacteria content (20,000 cells/ml), capable of producing cyanotoxins, established by the World Health Organization (WHO) (Guidelines for..., 2003), the quantity of potentially hazardous cyanobacteria identified in the examined water region does not pose a threat to human or animal health and life.

During the summer months of 2020 and 2022, a notable increase in microalgal biomass was observed in the study area. The total abundance (N_{tot}) was found to be 7134.4 ± 1097.14 thousand cells/l, with a total biomass (B_{tot}) of phytoplankton of 3.685 ± 1.25 mg/l. The trophic status of the summer phytoplankton indices during the study period was characterised as meso-eutrophic (Kitaev, 2007) (Table 5). The highest biomass and abundance indices were observed at station Z_3 (see Fig. 1), particularly in 2022 (see Table 5).

At the time of the study, Cyanobacteria (43.3-76.6%) and Chrysophyta (8-40.3%) dominated the phytocenosis in terms of abundance. Bacillariophyta (5-12%), Chlorophyta (5.8-14.4%) and Dinophyta, Cryptophyta, Euglenophyta were present in the least abundance (no more than 2% in terms of numbers) (Fig. 2a).

The greatest contribution to biomass was made by Chrysophyta (37.4-60%), Bacillariophyta (24-43.8%) and Dinophyta (1.1-16.5%) (Fig. 2b). The remaining microalgal divisions were represented in the lowest biomass quantities (Chlorophyta 1.4-7.2%; Cryptophyta, Euglenophyta, Cyanobacteria - not exceeding 5%) (see Fig. 2b).

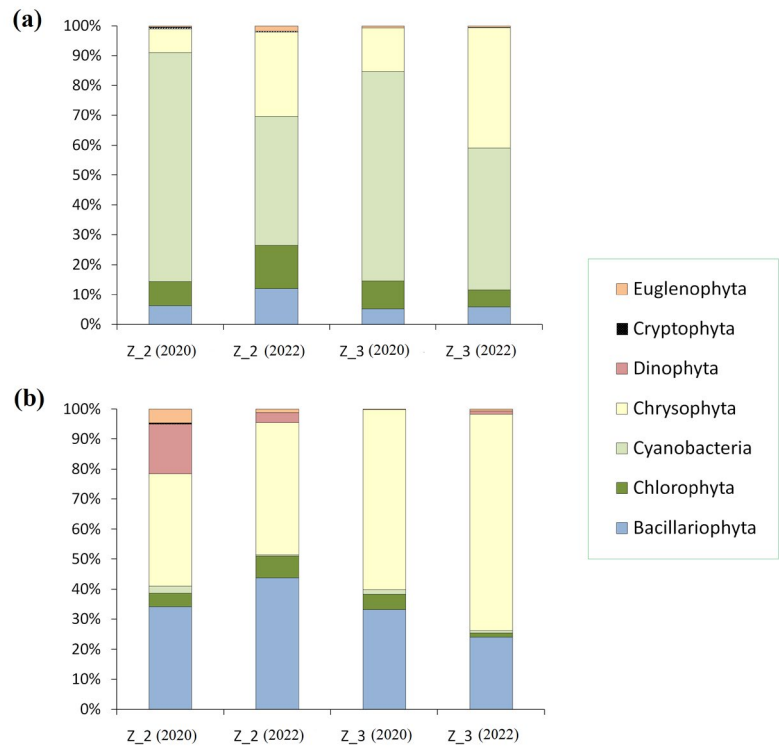


Fig.2. Ratio of different phytoplankton groups in the Kizhi skerries area of Lake Onego in summer (2020 and 2022): (a) - by abundance, (b) - by biomass.

A comparative analysis of phytoplankton indicators in the Kizhi skerries area, based on earlier studies conducted between 1996 and 2010 and more recent studies carried out in 2020 and 2022, revealed an increase in N_{tot} and B_{tot} , which was accompanied by a decline in the abundance of certain phytoplankton groups (Table 6). Earlier in the summer period, the study area was characterised by an abundance of small-celled species of the genus *Chlorococcales* and *Chrysophyta* (Chekryzheva, 2008). Nevertheless, the study revealed a statistically significant increase in cyanobacteria, green algae and euglena algae. The Spearman rank correlation coefficient between the number of cyanobacteria (N_{cyan}) and the year of study (1996-2022) was 0.65 ($p < 0.05$). The correlation between the number of green (N_{chl}) and euglena (N_{eug}) algae and the year of

study was 0.82 ($p < 0.05$, $n = 10$) and 0.67 ($p < 0.05$, $n = 10$), respectively (see Table 6), resulting in an increase in N_{tot} micro algae ($p = 0.71$, $n = 10$).

The rise in the number of algae groups observed above, which are reliable indicators of organic pollution (Algae causing..., 2006), may be regarded as an indicator of the present anthropogenic load in the water areas of the Kizhi archipelago. However, the total phosphorus content in the study area (7-13 $\mu\text{g/L}$) is consistent with the presence of this element in the central lake shoulder (Zobkov et al., 2022). It is noteworthy that the area of Kizhi skerries is characterised by a high density of aquatic vegetation, which has the potential to compete with phytoplankton for nutrients or impede algal growth through the release of allelopathic substances (Semenchenko, 2014).

Table 3. Dominant and subdominant species of summer phytoplankton in the area of Kizhi skerries of Lake Onego during the study period

Indicator	Dominant species	Subdominant species
N (thousand cells/l)	<i>Aphanocapsa elachista</i> W. et G. S. West ^{Cyan} <i>Gomposphaeria lacustris</i> Chod. ^{Cyan} <i>Aphanothece clathrata</i> W. et G. S. West ^{Cyan} <i>Dinobryon sociale</i> Ehr. ^{Chry} <i>Dinobryon suecicum</i> Lemm. ^{Chry}	<i>Aphanothece clathrata</i> W. et G. S. West ^{Cyan} <i>Dinobryon divergens</i> Imhof. ^{Chry} <i>Pediastrum duplex</i> Meyen. ^{Chl}
B (mg/l)	<i>Dinobryon divergens</i> Imhof. ^{Chry} <i>Dinobryon sociale</i> Ehr. ^{Chry} <i>Dinobryon suecicum</i> Lemm. ^{Chry} <i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz. ^{Bac} <i>Melosira varians</i> Ag. ^{Bac} <i>Cymbella lanceolata</i> (Ehr.) Kirchn. ^{Bac} <i>Ceratium hirundinella</i> (O. F. Müll.) Schrank ^{Din}	<i>Acanthoceras zachariasii</i> (Brun) Sim. ^{Bac} <i>Fragilaria crotonensis</i> Kitt. ^{Bac} <i>Dinobryon sertularia</i> Ehr. ^{Chry} <i>Dinobryon divergens</i> Imhof. ^{Chry}

Note: Superscript designations of departmental affiliation: ^{Bac} – Bacillariophyta; ^{Chl} – Chlorophyta; ^{Cyan} – Cyanobacteria; ^{Chry} – Chrysophyta; ^{Din} – Dinophyta

Table 4. Number of indicator species (N_{ind}) of water saprobity and their share in phytoplankton abundance (%) in the Kizhi Skerries area in July-August 2020 and 2022

Saprobity	StationZ_2				StationZ_3			
	2020		2022		2020		2022	
	N_{ind}	%	N_{ind}	%	N_{ind}	%	N_{ind}	%
x-saprobies	–	–	–	–	–	–	–	–
x-o-saprobies	1	0.2	1	0.1	–	–	–	–
o-saprobies	10	10.1	11	19.8	5	3.0	9	35.7
o-b-mesosaprobies	13	22.1	14	35.8	8	27.8	9	27.8
o- α -mesosaprobies	2	0.5	1	1.1	–	–	1	0.4
b-mesosaprobies	17	64.1	18	32.6	12	58.8	11	32.4
β - α -mesosaprobies	1	0.2	1	0.1	–	–	1	0.1
α -mesosaprobies	1	0.4	5	0.8	1	0.4	1	0.1
p- α -saprobies	1	0.4	–	–	2	0.4	–	–
p-saprobies	–	–	–	–	–	–	–	–
Saprobic index	1.82		1.45		1.72		1.45	

Note: "–" the presence of indicator species within the phytocenosis is currently undetected.

Only non-large ($V_{cells} < 9 \mu m^3$) but abundant cyanobacteria (B_{cyan}) ($p=0.68$, $n=10$) and large but low abundance diatoms (B_{diat}) ($p=0.76$, $n=10$) affected the statistically significant increase in phytoplankton B_{tot} ($p=0.76$, $n=10$) (see Table 5). The diatom complex included large-celled benthic (*Nitzschia hungarica*, *Cymbella lanceolata* var. *lanceolata*, *Frustulia rhomboides* var. *saxonica*, *Diploneis smithii* var. *smithii*) and planktonic-benthic species (*Melosira varians*, *Acanthoceras zachariasii*) with cell volumes ranging from 4160 to 72250 μm^3 . The increase in total biomass was not affected by the increased abundance of euglena and green algae, as smaller species were observed during the study period. During the study period (2020 and 2022), the euglena algae were dominated by *Trachelomonas volvocina* var. *volvocina* and *Trachelomonas volvocina* var. *subglobosa*, with cell volumes not exceeding 1609 μm^3 . Among the green algae, various species of the order Chlorococcales were dominant, with sizes ranging mainly from 143-496 μm^3 .

In general, the Lake Onego ecosystem has remained static throughout the period from 1992 to 2022. With regard to chlorophyll *a* and saprophytic bacteria, the trophic status of the central deep-water channel of Lake Onego remains at the level of oligotrophy, characterised by excellent water quality (Tekanova et al., 2023). The trophic level in the littoral zone of Lake Onego remains oligotrophic in terms of summer

phytoplankton (Chekryzheva, 2008; Chekryzheva and Kalinkina, 2016). Two areas with a higher trophic level merit particular mention. The first is Kondopoga Bay, where the source of pollution is a pulp and paper mill situated in the upper part of the bay and trout farms in its central section. The second is the Kizhi skerries area.

Despite the increase in small-cell, more productive forms of algae (Gutelmacher, 1986), an analysis of a comparison of chlorophyll *a* (Chl *a*) concentrations in the Kizhi skerries area of Lake Onego of previous studies (Chl *a* = 3.4 ± 0.3 - 1992-2010) with more recent ones (Chl *a* = 4.6 ± 0.7 - 2016-2022) demonstrated that there were no significant differences (Tekanova et al., 2023). The surface layer temperature in 2020 (17.4-18.0°C) was within the range of multiyear variability observed for this parameter in August in the study area (Onego Lake Atlas, 2010; Kalinkina et al., 2023). However, the surface temperature in 2022 reached 21-22°C, which was outside the confidence interval ($p < 0.05$, $n = 12$) in comparison to earlier observations of this indicator (1996-2017) (Kalinkina et al., 2023). It is conceivable that a more pronounced warming of the surface water layer may have resulted in a more pronounced phytoplankton growth in 2022 (Winder and Sommer, 2012). Further research is required to ascertain the precise causes of the observed increase in phytoplankton quantities during the study period.

Table 5. A quantitative analysis of phytoplankton development in the Kizhi skerries area during the summer months of 2020 and 2022.

Station	Selection time	N_{tot} (thousand cells/l)	B_{tot} (mg/l)	Trophic state
Z_2	Year 2020	6900	1.662	α -mesotrophic
Z_3		7012.5	2.183	β -mesotrophic
Z_2	Year 2022	4637.5	3.684	β -mesotrophic
Z_3		9987.5	7.210	α -eutrophic

Table 6. Statistical characteristics of phytoplankton of the Kizhi skerries area in the early (1996-2010*) and modern study periods (2020 and 2022)

Phytoplankton indicators	Early observations		Current observations	
	M ± m	<u>Min</u> max	M ± m	<u>Min</u> max
N _{tot} (thousand cells/l)	1016.1 ± 437.98	<u>5</u> 2930	7134.4 ± 1097.14	<u>4637.5</u> 9987.5
N _{cyan} (thousand cells/l)	456.4 ± 417.80	<u>2.5</u> 2125	4239.1 ± 752.73	<u>2006.3</u> 5287.5
N _{chl} (thousand cells/l)	95.3 ± 25.58	<u>29</u> 167.5	617.2 ± 28.11	<u>562.5</u> 668.8
N _{eug} (thousand cells/l)	8.8 ± 1.25	<u>7.5</u> 10	51.6 ± 11.52	<u>25</u> 81.3
B _{tot} (mg/l)	0.729 ± 0.24	<u>0.013</u> 1.618	3.685 ± 1.25	<u>1.662</u> 7.210
B _{cyan} (mg/l)	0.016 ± 0.01	<u>0.0002</u> 0.03	0.033 ± 0.01	<u>0.013</u> 0.048
B _{bac} (mg/l)	0.512 ± 0.22	<u>0.011</u> 1.548	1.157 ± 0.3	<u>0.564</u> 1.730

Note: M ± m – mean value and its error; min/max – minimum and maximum values

*- according to Syarki et al. (2015).

The distinctive natural conditions that prevail in the vicinity of the Kizhi skerries of Lake Onego, in comparison to other regions of the lake, foster a more robust phytoplankton growth during the summer season. However, with the increase of anthropogenic impact and climate change, more significant alterations to the phytocenosis of the study area are likely.

4. Conclusions

The study of summer phytoplankton in the Kizhi skerries area of Lake Onego in July-August 2020 and 2022 revealed an intensive development of summer phytoplankton. The species composition was consistent with that of the Lake Onego phytocenosis, but the greatest quantitative development was observed in the indicator species of β -mesosaprobic pollution zones (water quality class 3, satisfactorily clean). Furthermore, the presence of potentially harmful species with the capacity to produce cyanotoxins was observed. However, there was only a minimal quantitative development, from 584 to 1640 kl/l. A comparison with earlier studies (1996-2010) revealed an increase in the quantitative indicators of phytoplankton development in recent years (N_{max} up to 9987.5 thousand cells/l; B_{max} up to 7.210 mg/l). An increase in cyanobacteria, green algae and euglena algae, which are among the principal indicators of the process of eutrophication of water bodies, was observed. The total biomass increased due to the proliferation of numerous, small-celled cyanobacteria and a significant number of large-celled benthic and planktonic-benthic diatom species. The study area was found to exhibit characteristics of meso-eutrophic conditions.

Despite the observed increase in tourist activity, as well as the potential rise in domestic wastewater, the nutrient status of the local section of the Kizhi skerries of Lake Onego remains at the level of oligotrophy. The

observed increase in quantitative phytoplankton indicators in 2022 may be attributed to enhanced warming of the surface water layer. To ascertain the precise reasons for the increase in microalgae in recent years, further research is required.

Acknowledgements

The study was funded through Russian Science Foundation grant № 23-17-20018, <https://rscf.ru/project/23-17-20018/>, implemented in collaboration with Republic of Karelia authorities with funding from the Republic of Karelia Venture Capital Fund.

Conflict of interest

The authors declare that there is no conflict of interest.

References

- Abakumov V.A. 1977. Water quality control by hydrobiological indicators in the system of the Hydrometeorological Service of the USSR. In: Abakumov V.A. (ed.), Scientific basis for monitoring the quality of surface waters based on hydrobiological indicators. Proceedings of the Soviet-English Seminar. Leningrad, pp. 93–99. (in Russian)
- Algae causing “blooms” in water bodies of North-West Russia. 2006. In: Vinogradova K.L. (ed.) Moscow: Scientific Publications Association KMK. (in Russian)
- Barinova S.S., Medvedeva L.A., Anisimova O.V. 2006. Biodiversity of environmental indicator algae. Tel Aviv: Pilies Studio. (in Russian)
- Chekryzheva T.A. 2008. Phytoplankton as a component of the bioresource base of the lake. In: Kukharev V.I., Lukin A.A. (eds.), Bioresources of Lake Onego. Petrozavodsk, pp. 24–36. (in Russian)
- Chekryzheva T.A. 2012. Taxonomic and ecological characterization of phytoplankton of Lake Onego. Trudy Karel'skogo nauchnogo centra Rossijskoj akademii nauk

[Proceedings of the Karelian Scientific Center of the RAS] 1: 56–69. (in Russian)

Chekryzheva T.A., Kalinkina N.M. 2016. Structure and seasonal dynamics of phytoplankton communities in the open and closed littoral of Lake Onega (Pinguba, Pukhtinskaya Bay). *Trudy Karel'skogo nauchnogo centra Rossijskoj akademii nauk* [Proceedings of the Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences] 12: 83–95. (In Russian)

Deines Y.E. 2013. Geological structure of Kizhi Island according to geophysical data. In: *Proceedings of the XXIV Youth Scientific Conference in memory of K.O. Kratz, Corresponding Member of the USSR Academy of Sciences "Actual problems of geology, geophysics and geoecology of northwest Russia"*. Apatity, October 7-10, 2013. Apatity: K & M Publishing House, pp. 43–45. (in Russian)

Echenique R.O., Aguilera A., Giannuzzi L. 2014. Problems on drinking water related to toxigenic Cyanobacteria: some cases studied in Argentina. *Advances in Limnology* 65: 431–444.

Fedorov V.D. 1979. On methods of studying phytoplankton and their activity. Moscow: Nauka. (in Russian)

Freshwater algae of North America. Ecology and Classification. 2015. In: Wehr J.D., Sheath R.G., Kociolek J.P. (ed.). Elsevier.

Galakhina N., Zobkov M., Zobkova M. 2022. Current chemistry of Lake Onego and its spatial and temporal changes for the last three decades with special reference to nutrient concentrations. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management* 17: 1–14.

Golubev A.I. 1999. The geological structure of the area comprising the Kizhi Skerries Wildlife Refuge is as follows. *Trudy Karel'skogo nauchnogo centra RAN. Ser. «Biogeografiya Karelii»* [Proceedings of the Karelian Scientific Centre of the RAS. Series: 'Biogeography of Karelia'] 1: 4–10. (in Russian)

Guidelines for safe recreational water environments. 2003. Vol. 1. Coastal and fresh waters. Geneva: World Health Organization.

Gutelmacher B.L. 1986. Metabolism of plankton as a whole: Trophometabolic interactions of zoo- and phytoplankton. Leningrad: Nauka.

Kalinkina N.M., Tekanova E.V., Syarki M.T. et al. 2023. Limnological indicators of the Onego Lake and Vygozero reservoir condition: water temperature, chlorophyll a concentration, phytoplankton production. Certificate of state registration of the database No. 2023621189. Right holder: Federal State Budgetary Institution of Science Federal Research Centre 'Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences' (RU). Date of registration in the register of databases: 12 April 2023. (in Russian)

Kapitonova S.A. 2008. Kizhi: Environmental Problems. In: Rejgerand T.I., Kukharev V.I., Filatov N.N. et al. (eds.), *Aquatic environment: integrated approach to study, protection and use*. Petrozavodsk, pp. 108–112. (in Russian)

Kitaev S.P. 2007. Fundamentals of limnology for hydrobiologists and ichthyologists. Petrozavodsk: Karelian National Research Center RAS. (in Russian)

Krienitz L., Dadheech P.K., Fastner J. et al. 2013. The rise of potentially toxin producing cyanobacteria in Lake Naivasha, Great African Rift Valley, Kenya. *Harmful Algae* 27: 42–51.

Kuzmin G.V. 1975. Phytoplankton. Methods of studying biogeocenoses of inland water bodies. In: Mordukhai-Boltovskaya F.D. (ed.). Moscow, pp. 73–84. (in Russian)

Lake Onego. Atlas. 2010. In: Filatov N.N. (ed.). Petrozavodsk: Karelian National Research Center RAS. (in Russian)

Lakes of Karelia. Reference book. 2013. In: Filatov N.N., Kukharev V.I. (eds.). Petrozavodsk: Karelian National Research Center RAS. (in Russian)

Magalhaes V.D., Marinho M.M., Domingos P. et al. 2003. Microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brasil, RJ). *Toxicon* 42(3): 289–295.

Makrushin A.V. 1974. Bibliographic index on the topic "Biological analysis of water quality" with an appendix of the list of pollution indicator organisms. Leningrad: Nauka. (in Russian)

Matvienko A.M. 1954. Golden algae. Definitel of freshwater algae of the USSR. Issue 3. Moscow: Sovetskayanauka. (in Russian)

Odum Yu. 1986. Ecology: in 2 vols. Vol. 1. Moscow: Mir. (in Russian)

Oksiyuk O.P., Zhukinsky V.N., Braginsky L.P. et al. 1993. Integrated ecological classification of the quality of surface waters of land. *Gidrobiologicheskij zhurnal* [Hydrobiological journal] 29(4): 62–76. (in Russian)

Oliveira E.D.C., Castelo-Branco R., Silva L. et al. 2019. First detection of microcystin-LR in the amazon river at the drinking water treatment plant of the municipality of Macapá, Brazil. *Toxins* 11(11): 669.

Parmar T.K., Rawtani D., Agrawal Y.K. 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in life science* 9(2): 110–118.

Protasov Yu.G. 1999. Nekotory'e aktual'ny'e voprosy antropogennogo vozdejstviya na territorii ohrannoij zony muzeya-zapovednika «Kizhi». *Trudy Karel'skogo nauchnogo centra RAN. Ser. «Biogeografiya Karelii»* [Some topical issues of anthropogenic impact on the territory of the protection zone of the museum-reserve 'Kizhi']. *Proceedings of the Karelian Scientific Centre of the RAS. Ser. 'Biogeography of Karelia'* 1: 126–131. (in Russian)

Report on the activities of the Kizhi State Historical-Architectural and Ethnographic Museum-Reserve. 2023. In: Bazegskaya E.B. (ed.). Petrozavodsk: Publishing Center of the Museum-Reserve "Kizhi". (in Russian)

Reynolds C.S. 2008. A Changing paradigm of pelagic food webs. *International Review of Hydrobiology* 93 (4–5): 517–531.

Ribeiro M.S.F., Moutinho F.H.M., Hanisch W.S. et al. 2017. Monitoring of cyanobacterial populations and the detection of cyanotoxin-genes in Billings Reservoir (Diadema/São Paulo, Brazil). *Marine and fresh-water harmful algae* 1: 108–111.

Sabylina A.V., Efremova T.A., Ryzhakov A.V. et al. 2012. Biogenic elements and organic matter in Lake Onego and its bays. Organic matter and biogenic elements in inland water bodies and marine waters. In: *Proceedings of the V All-Russian Symposium with international participation*. Petrozavodsk, 10-14 September 2012. Petrozavodsk, pp. 75-78. (in Russian)

Sabylina A.V., Ryzhakov A.V. 2007. Chemical composition of the lake water. Lake Onego and its tributaries. In: Lozovik P.A., Kulikova T.P., Martynova N.N. (ed.), *State of water bodies of the Republic of Karelia according to the results of monitoring in 1998-2006*. Petrozavodsk, pp. 29–40. (in Russian)

Sabylina A.V. 1999. Current hydrochemical regime of the lake. In: Filatov N.N. (ed.), *Onego Lake. Ecological problems*. Petrozavodsk, pp. 58–99. (in Russian)

Semenchenko V.P. 2014. Effects of higher aquatic vegetation on the plankton community in the littoral zone of lakes. In: *Proceedings of the international scientific conference dedicated to the 40th anniversary of the Department of General Ecology and Methods of Teaching Biology*. Minsk, October 23–25, 2014. Minsk, pp. 49–51. (in Russian)

Shannon C.E., Weaver W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana: The University of Illinois Press.

Sladeczek V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *ArchivfürHydrobiologie. BeiheftErgebnisse*

der *Limnologie* 7: 1–128.

Somdee T., Kaewsan T., Somdee A. 2013. Monitoring toxic cyanobacteria and cyanotoxins (microcystins and cylindrospermopsins) in four recreational reservoirs (KhonKaen, Thailand). *Environmental monitoring and assessment* 185: 9521–9529.

Syarki M.T., Tekanova E.V., Chekryzheva T.A. 2015. Plankton of the Onego Lake pelagial. Certificate of state registration of the database No. 2015620274. Right holder: Federal State Budgetary Institution of Science Institute of Northern Water Problems Institute of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences (IWPS Karelian Scientific Center RAS) (RU). Date of registration in the database registry is February 13, 2015. (in Russian)

Tekanova E.V., Kalinkina N.M., Makarova E.M. et al. 2023. Current trophic state and water quality of Lake Onego. *Biologiya vnutrennix vod* [Biology of Inland Waters] 6: 740–746. (in Russian)

Tikkanen T. 1986. *Kasviplanktonopas*. Suomen-LuonnonsuojelunTuki Oy. Helsinki: Forssa.

Vasser S.P., Kondratieva N.V., Masyuk N.P. et al. 1989. *Algae. Handbook*. Kiev: Naukova Dumka. (in Russian)

Vislyanskaya I.G., Kulikova T.P., Polyakova T.N. et al.

1999. Sovremennoe sostoyanie gidrobiocenozov rajona Kizhskix shxer Onezhskogo ozera. *Trudy Karel'skogo nauchnogo centra RAN. Seriya B. «Biogeografiya Karelii»* [Current state of hydrobiocenoses of the Kizhi skerries area of Lake Onego. Proceedings of the Karelian Scientific Center of the RAS. Series B. "Biogeography of Karelia"] 1: 113–120. (in Russian)

Winder M., Sommer U. 2012. Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia* 698: 5–16.

Zabelina M.M., Kiselev I.A., Proshkina-Lavrenko A.I. et al. 1951. *Diatom algae. Definitel of freshwater algae of the USSR*. Issue 4. Moscow: Sovetskaya nauka. (in Russian)

Zobkov M., Zobkova M., Galakhina N. et al. 2022. Data on the chemical composition of Lake Onego water in 2019–2021. Data in Brief. Available online. Accepted 15 March 2022. DOI: [10.1016/j.dib.2022.108079](https://doi.org/10.1016/j.dib.2022.108079)

Zobkov M.B., Efremova T.A. 2023. Microplastic content in bottom sediments of lakes of specially protected natural territories on the example of Kizhi skerries of Lake Onego and Lake Vodlozero. *Vodnye resursy* [Water resources] 50(3): 1–12. (in Russian)

Трофическое состояние района Кижских шхер Онежского озера и оценка качества воды по показателям летнего фитопланктона

Оригинальная статья

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Смирнова В.С.

Институт водных проблем Севера Карельского научного центра Российской академии наук, пр. Александра Невского, 50, Петрозаводск, 185030, Россия

АННОТАЦИЯ. В результате исследования летнего фитопланктона (в июле-августе 2020 г. и 2022 г.) в районе Кижских шхер Онежского озера, были выявлены высокие количественные показатели развития фитопланктона, характеризующий этот район как мезо-эвтрофный. Фитоценоз отличался высоким видовым разнообразием, что характерно для сообщества летнего фитопланктона Онежского озера. Однако, на момент исследования наибольшее количественное развитие получили виды-индикаторы β -мезосапробной зон загрязнения (3 класс качества воды, удовлетворительно-чистая). Были отмечены виды потенциально способные к выработке цианотоксинов, но их количественное развитие было минимальным. Анализ многолетних изменений показал увеличение численности цианобактерий, зеленых и эвгленовых водорослей. Общая биомасса фитопланктона увеличилась за счет многочисленных, мелкоклеточных цианобактерий и крупноклеточных, но не многочисленных бентосных и планктонно-бентосных видов диатомовых водорослей. Интенсивное развитие фитопланктона в районе исследования связано с природными условиями этого района. Определение более точных причин увеличения количественных показателей фитопланктона в последние годы требует дополнительных исследований.

Ключевые слова: фитопланктон, о. Кизи, Онежское озеро, численность, биомасса

Для цитирования: Смирнова В.С. Трофическое состояние района Кижских шхер Онежского озера и оценка качества воды по показателям летнего фитопланктона // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 1. - С. 30-51. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-30

1. Введение

Кижский архипелаг – система островов, расположенных в северо-западной части Онежского озера, второго по величине пресноводного водоема в Европе. От всех других районов озера Кижские шхеры отличаются уникальным геологическим строением (Голубев, 1999; Дейнес, 2013). На данной территории благодаря ландшафтным особенностям сформировались особые условия для развития не только наземных биоценозов, но и водных (Капитонова, 2008; Дейнес, 2013). Развитие гидробиоценозов в данном районе происходят в условиях хорошо прогреваемого мелководья, слабой динамики водных масс, поэтому еще в более ранний период исследований (60-70-е гг.) этот район выделялся как наиболее продуктивный (Вислянская и др., 1999; Чекрыжева, 2008).

На одном из островов Кижского архипелага (о. Кизи) располагается Архитектурный ансамбль

Кижского погоста. Государственный историко-архитектурный и этнографический музей-заповедник «Кизи» объединил на острове Кизи 68 памятников архитектуры (Онежское озеро. Атлас, 2010). Архитектурный ансамбль Кижского погоста был включен в Список объектов всемирного культурного наследия ЮНЕСКО в 1990 г. и стал одним из трех первых российских объектов в списке ЮНЕСКО. С 1989-1997 гг. заповедник ежегодно посещали от 65 тыс. до 158 тыс. человек (Протасов, 1999). Именно в это время район Кижских шхер начинает подвергаться значительной антропогенной нагрузке за счет воздействия водного транспорта, а также увеличения количества хозяйственно-бытовых сточных вод от музея-заповедника и частных домов. В течение летнего сезона (июль-август) с 1992 по 2011 гг. отмечались высокие концентрации нефтепродуктов в воде от 0.15 до 0.6 мг/л (Сабылина, 1999; Протасов, 1999; Сабылина и Рыжаков, 2007; Сабылина и др., 2012). По концентрации общего фосфора в воде в

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: smirnovalera24@yandex.ru (В.С. Смирнова)

Поступила: 10 июля 2024; Принята: 13 января 2025;

Опубликована online: 26 февраля 2025

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



этот период район Кижских шхер характеризовался как мезотрофный (до 25 мкг/л) (Galakhina et al., 2022). Именно в это время отмечаются изменения в фито- и бактериопланктоне изучаемого района. По уровню развития данных представителей биоценоза район Кижских шхер также был отнесен к мезотрофным участкам Онежского озера (Вислянская и др., 1999; Чекрыжева, 2008).

В настоящее время количество приезжающих туристов увеличилось до 360 тыс. в год (Отчет о деятельности..., 2023). Обнаружено максимальное содержание микропластика в донных осадках рядом с главным пассажирским причалом музея-заповедника «Кижь» (Зобков и Ефремова, 2023). Однако, в результате последних гидрохимических исследований (2019-2020 гг.) отмечаются уменьшение общего фосфора, нитратов, БПК₅ по сравнению с многолетними данными в этом районе (Galakhina et al., 2022).

Фитопланктон быстро реагирует на изменение условий обитания, что позволяет определить трофический статус и санитарное состояние водных объектов (Абакумов, 1977; Reynolds, 2008; Parmar et al., 2016). Таким образом, целью данного исследования является оценка современного состояния (качество воды и трофический статус) прилегающей территории к музею-заповеднику «Кижь» с использованием количественных и структурных показателей летнего фитопланктона.

2. Материалы и методы исследования

В июле-августе в 2020 г. и 2022 г. на двух станциях в районе Кижских шхер Онежского озера были отобраны четыре пробы воды для анализа фитопланктона в поверхностном слое (0.5 м). Станция Z_2 (глубина 5 м), расположена возле причала водного транспорта на о. Кижь, где располагается музей-заповедник «Кижь», станция Z_3 (глубина 10 м), находится с восточной стороны острова (Рис. 1).

Пробы воды объемом 500 мл, отобранные батометром Рутнера, фиксировали 10 мл 40%-ого формалина, затем концентрировали на мембран-

ных фильтрах (диаметр пор 0.8 мкм) до объема 5 мл (Кузьмин, 1975; Федоров, 1979). Видовую идентификацию проводили по определителям (Забелина и др., 1951; Матвиенко, 1954; Tikkanen, 1986; *Freshwater Algae of ...*, 2015) с помощью микроскопа Микмед-6 при увеличении $\times 400$. Видовое разнообразие сообщества фитопланктона оценивали по индексу Шеннона-Уивера (H) (Shannon and Weaver, 1949), равномерность распределения видов в сообществе по индексу выравненности Пielу (E) (Одум, 1986). К категории доминирующих видов относили виды с численностью и/или биомассой более 10%, к видам-субдоминантам – более 5%. Эколого-географическую характеристику и индикаторную значимость видов фитопланктона определяли по методике (Макрушин, 1974; Вассер и др., 1989; Барина и др., 2006). Индекс сапробности воды рассчитывали по методу Пантле-Бука в модификации Сладечека (Sladecsek, 1973), зона сапробности воды определяли по (Оксиюк и др., 1993). Для анализа современных данных фитопланктона с многолетними использовали зарегистрированную базу данных (Сярки и др., 2015) и коэффициент ранговой корреляции Спирмена, выполненный в пакете Statistica Advanced 10 for Windows Ru. Температуру поверхности воды в период исследования измеряли прибором CastAway-CTD и сравнивали с зарегистрированными данными температуры, используя доверительный интервал (Калинкина и др., 2023).

3. Результаты и обсуждение

В составе фитопланктона в районе Кижских шхер на момент исследования было выявлено 105 таксонов, в том числе, 97 таксонов водорослей рангом ниже рода, 8 таксонов рангом до рода, принадлежащих к 7 систематическим отделам: Bacillariophyta – 38 (36.2%), Chlorophyta – 29 (27.6%), Cyanobacteria – 16 (15.2%); Chrysophyta – 15 (14.3%); Euglenophyta – 3 (2.9%); Cryptophyta – 1 (1%), Dinophyta – 3 (2.8%) (Таблица 1). Видовой состав фитопланктона характерен для фитоценоза Онежского озера (Чекрыжева, 2012).

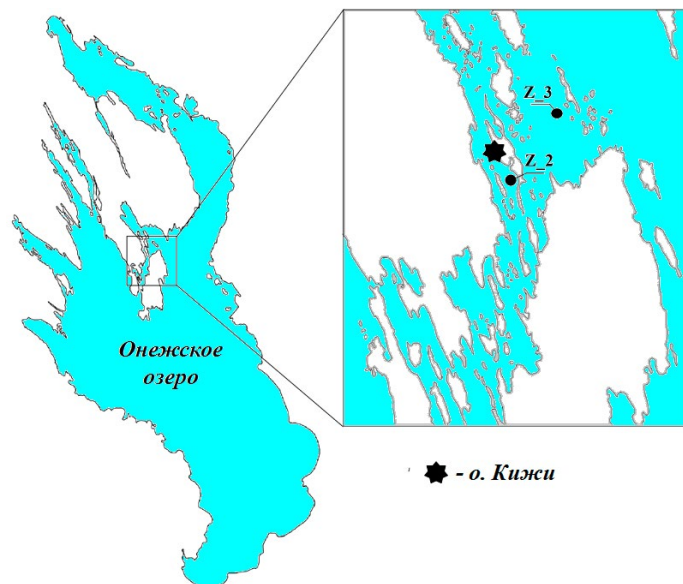


Рис.1. Карта-схема расположения станций отбора проб фитопланктона в районе Кижских шхер Онежского озера.

Таблица 1. Встречаемость видов летнего фитопланктона на станциях отбора проб воды в районе Кижских шхер Онежского озера

№	Видовой состав	Станции	
		Z_2	Z_3
Cyanobacteria			
1	<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauv.	+	+
2	<i>Merismopedia punctata</i> Meyen.	+	-
3	<i>Aphanocapsa elachista</i> var. <i>elachista</i> W. et G. S. West	+	+
4	<i>Aphanothece clathrata</i> W. et G.S. West f. <i>clathrata</i>	+	+
5	<i>Gloeocapsa limnetica</i> (Lemm.) Hollerb. (= <i>Croococcus limneticus</i> Lemm.)	+	+
6	<i>Gloeocapsa magma</i> (Bréb.) Kütz. emend Hollerb.	-	+
7	<i>Gloeocapsa minima</i> (Keissl.) Hollerb. ampl. f. <i>minima</i>	+	-
8	<i>Gloeocapsa minor</i> (Kütz.) Hollerb. (= <i>Croococcus minor</i> (Kütz.) Näg.)	+	-
9	<i>Gloeocapsa minor</i> f. <i>dispersa</i> (Keissler) Hollerbach	+	+
10	<i>Gloeocapsa punctata</i> Näg. emend. Hollerb.	+	+
11	<i>Gloeocapsa turgida</i> (Kütz.) Hollerb. (= <i>Chroococcus turgidus</i> (Kütz.) Näg.)	+	-
12	<i>Gloeocapsa vacuolata</i> (Skuja) Hollerb.	+	+
13	<i>Gloeocapsa varia</i> (A. Br.) Hollerb.	-	+
14	<i>Gomphosphaeria lacustris</i> Chod. (= <i>Snowella lacustris</i> (Chod.) Kom. et Hind.)	+	+
15	<i>Oscillatoria planctonica</i> Wolosz. (= <i>Limnothrix planctonica</i> (Wolosz.) Meffert	+	-
16	<i>Gloeocapsa</i> sp.	-	+
Cryptophyta			
17	<i>Cryptomonas erosa</i> Ehr.	+	-
Dinophyta			
18	<i>Glenodinium edax</i> Schilling.	+	-
19	<i>Peridinium cinctum</i> (Müll.) Ehrb.	+	-
20	<i>Ceratium hirundinella</i> (O. F. Müll.) Schrank	+	+
Chrysophyta			
21	<i>Chrysococcus cordiformis</i> Naum.	+	-
22	<i>Chrysococcus rufescens</i> Klebs. var. <i>rufescens</i>	+	-
23	<i>Kephyrion ovum</i> Pascher	+	-
24	<i>Dinobryon bavaricum</i> Imhof var. <i>bavaricum</i>	+	+
25	<i>Dinobryon divergens</i> Imhof.	+	+
26	<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.	+	+
27	<i>Dinobryon sociale</i> Ehr.	+	-
28	<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>stipitatum</i> (Stein) Lemm.	+	+
29	<i>Dinobryon suecicum</i> Lemm.	+	+
30	<i>Pseudokephyrion entzii</i> Corn.	+	+
31	<i>Mallomonas caudate</i> Iwan. Senu Krieger	+	-
32	<i>Mallomonas coronata</i> Boloch.	-	+
33	<i>Mallomonas fressenii</i> Kent.	+	-
34	<i>Bitrichia chodatii</i> (Reverdin) Chodat.	-	+
35	<i>Chrysopyxis urna</i> Korsch.	-	+
Bacillariophyta			
36	<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grun.	-	+
37	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kütz. (= <i>C. kuetzingiana</i>)	+	+
38	<i>Cyclotella schumannii</i> (Grun.) Håkasson (= <i>C. kuetzingiana</i> var. <i>schumannii</i> Grun.)	+	-
39	<i>Discostella stelligera</i> (Cleve et Grunow) Houk et Klee	+	+

№	Видовой состав	Станции	
		Z_2	Z_3
40	<i>Puncticulata bodanica</i> (Grun.) Håkansson	+	+
41	<i>Puncticulata comta</i> (Ehr.) Håkansson.	+	+
42	<i>Puncticulata radiosa</i> (Lemm.) Håkansson	+	+
43	<i>Melosira varians</i> Ag.	+	-
44	<i>Aulacoseira islandica</i> (O. Müller) Sim. (= incl. <i>f. curvata f. islandica</i> (O. Müll.) Sim.; <i>Melosira islandica ssp. helvetica</i> O. Müll. (O. Müll.) Sim.; <i>Melosira islandica ssp. helvetica</i> O. Müll.	+	+
45	<i>Aulacoseira granulate</i> (Ehr.) Sim.	+	+
46	<i>Aulacoseira italica</i> (Ehr.) Kütz. <i>f. italica</i>	+	+
47	<i>Acanthoceras zachariasii</i> (Brun) Sim.	-	+
48	<i>Fragilaria constricta</i> Ehr. <i>f. constricta</i>	+	-
49	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitt.	+	+
50	<i>Fragilaria pinnata</i> Ehr.	+	-
51	<i>Synedra acus</i> Kütz. <i>ssp. acus</i>	-	+
52	<i>Asterionella formosa</i> Hass. <i>var. formosa</i>	+	+
53	<i>Diatoma tenuis</i> Ag. (= <i>D. elongatum</i> (Lyngb.) Ag.)	+	-
54	<i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz.	+	+
55	<i>Tabellaria flocculosa</i> (Roth.) Kütz. (incl. <i>var. ventricosa</i> Grun.)	+	-
56	<i>Navicula dicephala</i> (Ehr.) W. Sm.	+	-
57	<i>Navicula longirostris</i> Hust.	+	-
58	<i>Navicula rotaeana</i> (Rabench.) Grun.	+	-
59	<i>Navicula salinarum f. capitata</i> Schulz	+	+
60	<i>Diploneis smithii</i> (Bréb.) Cl. <i>var. smithii</i>	+	-
61	<i>Frustulia rhomboides var. saxonica</i> (Rabenh.) D. T.	-	+
62	<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehr.) Kirchn. <i>var. lanceolata</i> (incl. <i>var. notata</i> Wisl. et Poretzky)	+	-
63	<i>Cymbella ventricosa</i> Kütz. <i>var. ventricosa</i>	+	-
64	<i>Amphora coffeaformis</i> (Ag.) Kütz. <i>var. coffeaformis</i>	+	-
65	<i>Amphora ovalis</i> (Kütz.) Kütz. (incl. <i>var. gracilis</i> (Ehr.) Cl.)	+	-
66	<i>Amphora pediculus</i> (Kütz.) Grun. (= <i>A. ovalis var. pediculus</i> (Kütz.) V.H.)	+	-
67	<i>Nitzschia acicularis</i> (Kütz.) W. Sm.	+	-
68	<i>Nitzschia angustata</i> (W. Sm.) Grun. <i>var. angustata</i>	+	-
69	<i>Nitzschia dissipata</i> (Kütz.) Grun.	+	-
70	<i>Nitzschia hungarica</i> Grun.	+	-
71	<i>Nitzschia tryblionella var. levidensis</i> (W. Sm.) Grun.	+	+
72	<i>Campylodiscus noricus</i> Ehr. (incl. <i>var. costatum</i> (W. Sm.) Grun.)	-	+
73	<i>Cyclotella</i> sp.	-	+
Euglenophyta			
74	<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr. <i>var. volvocina</i>	+	+
75	<i>Trachelomonas volvocina var. subglobosa</i> Lemm. <i>sens. Swir.</i>	+	-
76	<i>Trachelomonas</i> sp.	+	-
Chlorophyta			
77	<i>Chlamydomonas globosa</i> Snow.	+	+
78	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i> P.A. Dang.	+	+
79	<i>Lobomonas stellate</i> Chod.	+	+
80	<i>Eudorina elegans</i> Ehr.	+	-
81	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen.	+	-

№	Видовой состав	Станции	
		Z_2	Z_3
82	<i>Coenococcus planctonicus</i> Korschik.	+	+
83	<i>Chlorella vulgaris</i> Beyer. var. <i>vulgaris</i>	-	+
84	<i>Oocystis elliptica</i> W. Sm.	-	+
85	<i>Oocystis lacustris</i> Chod.	+	+
86	<i>Oocystis submarina</i> Lagerh.	+	-
87	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komark-Legn.	+	+
88	<i>Coelastrum cambricum</i> Arch.	+	-
89	<i>Coelastrum sphaericum</i> Näg.	-	+
90	<i>Crucigenia quadrata</i> Morren.	+	+
91	<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchn.) W. et G. West.	+	+
92	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Bréb.	+	-
93	<i>Kirchneriella contorta</i> (Shmidle) Bohl.	+	+
94	<i>Koliella spiculiformis</i> (Vischer) Hind.	+	+
95	<i>Ulothrix zonata</i> (Web. et. Mohr.) Kütz. var. <i>zonata</i>	+	-
96	<i>Gloeotila spiralis</i> Chod.	+	+
97	<i>Closterium gracile</i> Bréb. var. <i>gracile</i>	+	-
98	<i>Closterium pusillum</i> Hantzsch.	+	+
99	<i>Staurastrum paradoxum</i> Meyen.	+	+
100	<i>Ankyra juday</i> (G. M. Smith.) Fott.	-	+
101	<i>Chlamydomonas</i> sp.	-	+
102	<i>Coenococcus</i> sp.	+	-
103	<i>Monodus</i> sp.	+	+
104	<i>Stigeoclonium</i> sp.	-	+
105	<i>Ulothrix</i> sp.	+	-

В фитопланктоне района Кижских шхер преобладали космополитные (84.5%) и бореальные (8.2%) виды (Таблица 2). В сообществе в основном встречались планктонные (58.8%), планктонно-бентосные (15.6%) и бентосные формы (15.6%) (см. Таблицу 2). Виды сообщества по отношению к солености были представлены индифферентными видами (59.8%), олигогалолами (12.4%), олигогало-галофилами (12.4%) и олигогало-галофобами (7.2%) (см. Таблицу 2), что характерно для такого маломинерализованного водоема как Онежское озеро (Озера Карелии, 2013). По отношению к кислотности водной среды наибольшую долю составляли индифферентные виды (50.5%), алкалофильные, предпочитающие слабощелочные воды (28.9%) и наименьшую – ацидофильные, способные обитать в условиях высокой кислотности (10.3%) (см. Таблицу 2).

В настоящее время (2020 г. и 2022 г.) в доминантный комплекс по биомассе (В) входили крупные виды Bacillariophyta ($V_{кл.} < 72250 \text{ мкм}^3$), Dinophyta ($V_{кл.} < 19000 \text{ мкм}^3$) и Chrysophyta ($V_{кл.} < 1376 \text{ мкм}^3$) (Таблица 3). Виды-субдоминанты были представлены Chrysophyta и Bacillariophyta (см. Таблицу 3).

Доминантами по численности (N) в основном выступали мелкоклеточные виды цианобактерий ($V_{кл.} < 9 \text{ мкм}^3$) и крупнее – золотистые водоросли ($V_{кл.} < 1376 \text{ мкм}^3$) (см. Таблицу 2). Виды-

субдоминанты были представлены Cyanobacteria, Chrysophyta и Chlorophyta (см. Таблицу 2).

Сообщество фитопланктона в период исследований характеризовалось высоким видовым разнообразием, индекс Н варьировал от 3.24 до 3.97 по численности, по биомассе достигал 2.63–4.03. Индекс выравненности Е изменялся от 1.97 до 2.19 по численности, от 1.63 до 2.23 – по биомассе и указывал на равномерное распределение видов в фитоценозе.

Один из важных индексов, используемых для оценки степени загрязнения водоемов органическими веществами, является индекс сапробности (Баранова и др., 2006). В период исследования в альгоценозе присутствовали в основном виды-индикаторы олигосапробной (31.6%), α - β -мезосапробной (33.7%) и β -мезосапробной (28.9%) зон загрязнения. Были обнаружены виды-индикаторы сильно загрязненных органическим веществом вод – *Chlorella vulgaris* var. *vulgaris* на ст. Z_2 и Z_3 и *Stephanodiscus hantzschii* на ст. Z_3 (р- α -сапробионты) (Таблица 4). Наибольшее количественное развитие на обеих станциях исследования получили олигосапробы, α - β -мезосапробы и β -мезосапробы (см. Таблицу 4).

В результате анализа сапробиологических характеристик видов фитопланктона, обнаруженных в районе Кижских шхер Онежского озера на

Таблица 2. Эколого-географическая характеристика летнего фитопланктона в районе Кижских шхер северо-западной части Онежского озера в июле-августе в 2020 г. и 2022 г.

Показатели	Число видов	% от общего числа видов
Распространение		
Космополиты	82	84.5
Бореальные	8	8.2
Альпийские	1	1.1
Нет данных	6	6.2
Местообитание		
Планктонные	57	58.8
Бентосные	15	15.6
Планктонно-бентосные	15	15.6
Литоральные	1	4
Обитатели обрастаний	4	1
Эпибионты	1	1
Нет данных	4	4
Галобность		
Индифференты	58	59.8
Олигогалобы	12	12.4
Олигогалоб-галофилы	12	12.4
Олигогалоб-галофобы	7	7.2
Мезогалобы	3	3.1
Нет данных	5	5.1
Отношение к pH		
Индифференты	49	50.5
Алкалифилы	28	28.9
Ацидофилы	10	10.3
Нет данных	10	10.3

момент исследования, и расчета индекса сапробности (1.61 ± 0.09) (см. Таблицу 4), данный тип вод можно отнести к β -мезосапробному (3 класс качества воды, удовлетворительно-чистая).

Среди цианобактерий в районе исследования были отмечены виды, потенциально способные к выделению цианотоксинов, опасных для здоровья и жизни человека и животных – *Oscillatoria planctonica* (= *Limnothrix planctonica*) (Somdee et al., 2013; Oliveira et al., 2019), *Aphanocapsa elachista* var. *elachista* (Krienitz et al., 2013), *Merismopedia punctata* (Ribeiro et al., 2017), *Synechocystis aquatilis* (Magalhaes et al., 2003), *Gomphosphaeria lacustris* (= *Snowella lacustris*) (Echenique et al., 2014). На изученных станциях их количество составляло в среднем 990 кл./мл. На ст. Z_2 средняя численность потенциально опасных видов составляла 584 кл./мл., наибольшее количество было отмечено с восточной стороны острова – на ст. Z_3 (1640 кл./мл) (см. Рис. 1). Согласно пороговому значению опасного содержания цианобактерий (20000 кл./мл), способных к выделению цианотоксинов, введенного Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) (Guidelines for..., 2003), обнаруженное на изученной акватории количество потенциально опасных цианобак-

терий не угрожало здоровью и жизни человека и животных.

В летний период в 2020 г. и 2022 г. в районе исследования наблюдались высокие количественные показатели развития микроводорослей. Общая численность в среднем (N_{tot}) составляла 7134.4 ± 1097.14 тыс.кл./л, а общая биомасса (B_{tot}) фитопланктона – 3.685 ± 1.25 мг/л. Трофический статус по показателям летнего фитопланктона в период исследования характеризовался как мезо-эвтрофный (Китаев, 2007) (Таблица 5). Наибольшие показатели биомассы и численности были отмечены на ст. Z_3 (см. Рис. 1), особенно в 2022 г. (см. Таблицу 5).

На момент исследования в фитоценозе по численности преобладали цианобактерии (43.3–76.6%) и золотистые водоросли (8–40.3%). В наименьшем количестве присутствовали Bacillariophyta (5–12%), Chlorophyta (5.8–14.4%) и Dinophyta, Cryptophyta, Euglenophyta (по численности занимали не более 2%) (Рис. 2a).

Наибольший вклад в биомассу составляли золотистые (37.4–60%), диатомовые (24–43.8%) и динофитовые водоросли (1.1–16.5%) (Рис. 2b). Остальные отделы микроводорослей по биомассе

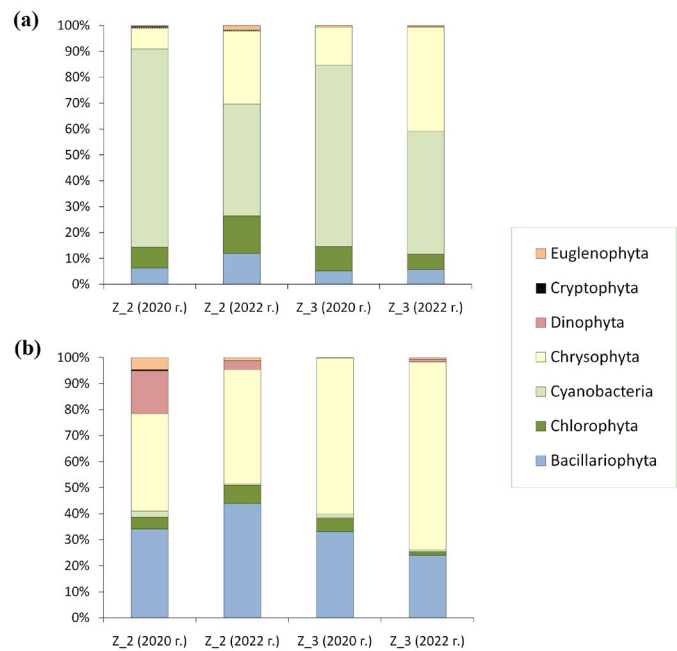


Рис.2. Соотношение различных групп фитопланктона в районе Кижских шхер Онежского озера в летний период (2020 г. и 2022 г.): (a) – по численности, (b) – по биомассе.

были представлены в наименьшем количестве (Chlorophyta 1.4–7.2%; Cryptophyta, Euglenophyta, Cyanobacteria – не более 5%) (см. Рис. 2b).

В результате анализа сравнения показателей фитопланктона в районе Кижских шхер более ранних исследований (1996-2010 гг.) с современными (2020 г. и 2022 г.) было выявлено увеличение N_{tot} и B_{tot} за счет некоторых групп фитопланктона (Таблица 6). Ранее в летний период по численности в районе исследования интенсивно вегетировали мелкоклеточные виды рода *Chlorococcales* и золотистых водорослей (Чекрыжева, 2008). Однако на момент исследования было отмечено статистически значимое увеличение численности цианобактерий, зеленых и эвгленовых водорослей. Ранговый коэффициент корреляции Спирмена между количеством цианобактерий (N_{cyan}) и годом исследований

(1996–2022 гг.) составил 0.65 ($p < 0.05$, $n = 10$), между количеством зеленых (N_{chl}) и эвгленовых (N_{eug}) водорослей и годом исследований – 0.82 ($p < 0.05$, $n = 10$) и 0.67 ($p < 0.05$, $n = 10$), соответственно (см. Таблицу 6), что привело к увеличению N_{tot} микроводорослей ($p = 0.71$, $n = 10$).

Увеличение количества отмеченных выше групп водорослей, являющимися хорошими индикаторами органического загрязнения (Водоросли, вызывающие ..., 2006), могли бы рассматриваться как показатель действующей антропогенной нагрузки на акватории Кижского архипелага. Однако, содержание общего фосфора в районе исследования (7-13 мкг/л) не отличается от присутствия этого элемента в центральном плесе озера (Zobkov et al., 2022). Важно заметить, что в районе Кижских шхер произрастает большое количество

Таблица 3. Доминантные и субдоминантные виды летнего фитопланктона в районе Кижских шхер Онежского озера в период исследования

Показатель	Доминантные виды	Виды-субдоминанты
N (тыс.кл./л)	<i>Aphanocapsa elachista</i> W. et G. S. West ^{Cyan} <i>Gomposphaeria lacustris</i> Chod. ^{Cyan} <i>Aphanothece clathrata</i> W. et G. S. West ^{Cyan} <i>Dinobryon sociale</i> Ehr. ^{Chry} <i>Dinobryon suecicum</i> Lemm. ^{Chry}	<i>Aphanothece clathrata</i> W. et G. S. West ^{Cyan} <i>Dinobryon divergens</i> Imhof. ^{Chry} <i>Pediastrum duplex</i> Meyen. ^{Chl}
B (мг/л)	<i>Dinobryon divergens</i> Imhof. ^{Chry} <i>Dinobryon sociale</i> Ehr. ^{Chry} <i>Dinobryon suecicum</i> Lemm. ^{Chry} <i>Tabellaria fenestrata</i> (Lyngb.) Kütz. ^{Bac} <i>Melosira varians</i> Ag. ^{Bac} <i>Cymbella lanceolata</i> (Ehr.) Kirchn. ^{Bac} <i>Ceratium hirundinella</i> (O. F. Müll.) Schrank ^{Din}	<i>Acanthoceras zachariasii</i> (Brun) Sim. ^{Bac} <i>Fragilaria crotonensis</i> Kitt. ^{Bac} <i>Dinobryon sertularia</i> Ehr. ^{Chry} <i>Dinobryon divergens</i> Imhof. ^{Chry}

Примечание: Надстрочные обозначения принадлежности к отделу: ^{Bac} – Bacillariophyta; ^{Chl} – Chlorophyta; ^{Cyan} – Cyanobacteria; ^{Chry} – Chrysophyta; ^{Din} – Dinophyta.

Таблица 4. Количество индикаторных видов ($N_{инд.}$) сапробности воды и их доля в численности фитопланктона (%) в районе Кижских шхер в июле-августе 2020 г. и 2022 г.

Сапробность	Ст. Z_2				Ст. Z_3			
	2020		2022		2020		2022	
	$N_{инд.}$	%	$N_{инд.}$	%	$N_{инд.}$	%	$N_{инд.}$	%
х-сапробы	–	–	–	–	–	–	–	–
х-о-сапробы	1	0.2	1	0.1	–	–	–	–
о-сапробы	10	10.1	11	19.8	5	3.0	9	35.7
о-β-мезосапробы	13	22.1	14	35.8	8	27.8	9	27.8
о-α-мезосапробы	2	0.5	1	1.1	–	–	1	0.4
β-мезосапробы	17	64.1	18	32.6	12	58.8	11	32.4
β-α-мезосапробы	1	0.2	1	0.1	–	–	1	0.1
α-мезосапробы	1	0.4	5	0.8	1	0.4	1	0.1
р-α-сапробы	1	0.4	–	–	2	0.4	–	–
р-сапробы	–	–	–	–	–	–	–	–
Индекс сапробности	1.82		1.45		1.72		1.45	

Примечание: «–» виды-индикаторы, отсутствующие в фитоценозе в данный момент.

высшей водной растительности, которые могут выступать в качестве конкурента с фитопланктоном за биогенные элементы или ингибировать развитие водорослей за счет аллелопатических веществ (Семенченко, 2014).

На статистически значимое увеличение B_{tot} фитопланктона ($p=0.76$, $n=10$) повлияли только не крупные ($V_{кл.} < 9 \text{ мкм}^3$), но многочисленные цианобактерии (B_{cyan}) ($p=0.68$, $n=10$), а также крупные, но с небольшой численностью – диатомеи (B_{bac}) ($p=0.76$, $n=10$) (см. Таблицу 5). В диатомовом комплексе были встречены крупноклеточные бентосные (*Nitzschia hungarica*, *Cymbella lanceolata* var. *lanceolata*, *Frustulia rhomboids* var. *saxonica*, *Diploneis smithii* var. *smithii*) и планктонно-бентосные виды (*Melosira varians*, *Acanthoceras zachariasii*) объем клеток которых варьировал от 4160 до 72250 мкм^3 . На увеличение общей биомассы увеличение численности эвгленовых и зеленых водорослей не отразилось, так как в период исследования были отмечены менее крупные виды. Среди эвгленовых водорослей в период исследования (2020 г. и 2022 г.) доминировали – *Trachelomonas volvocina* var. *volvocina* и *Trachelomonas volvocina* var. *subglobosa*, объемы клеток которых не превышали 1609 мкм^3 , среди зеленых водорослей – различные виды порядка хлорококковые (Chlorococcales), размеры которых варьировали в основном от 143–496 мкм^3 .

В целом, экосистема Онежского озера за период с 1992-2022 гг. не претерпела изменений.

По показателям хлорофилла *a* и сапрофитным бактериям трофический статус центрального глубоководного плеса Онежского озера остается на уровне олиготрофии с отличным качеством воды (Теканова и др., 2023). Уровень трофии в литоральной зоне в разных районах Онежского озера также остается олиготрофным по показателям летнего фитопланктона (Чекрыжева, 2008; Чекрыжева и Калинкина, 2016). Исключением, являются два района с более повышенным уровнем трофии – Кондопожская губа, где источником загрязнения являются ЦБК в прибрежье в вершинной части залива и форелевые фермы в ее центральной части, а также район Кижских шхер.

Несмотря на увеличение мелкоклеточных более продуктивных форм водорослей (Гутельмахер, 1986) анализ сравнения концентраций хлорофилла *a* (Хл *a*) в районе Кижских шхер Онежского озера предыдущих исследований (Хл *a* = 3.4 ± 0.3 – 1992-2010 гг.) с более современными (Хл *a* = 4.6 ± 0.7 – 2016-2022 гг.) показал отсутствие значимых различий (Теканова и др., 2023). Температура поверхностного слоя в 2020 г. (17.4–18.0°C) находилась в пределах многолетней изменчивости этого показателя для августа изучаемого района (Онежское озеро. Атлас, 2010; Калинкина и др., 2023). Однако, температура поверхности в 2022 г. достигала 21–22°C и выходила за пределы доверительного интервала ($p < 0.05$, $n = 12$) в сравнении с более ранними наблюдениями этого показателя

Таблица 5. Количественные показатели развития фитопланктона в летний период в районе Кижских шхер (2020 г. и 2022 г.)

Станция	Время отбора	N_{tot} (тыс. кл./л)	B_{tot} (мг/л)	Трофическое состояние
Z_2	2020 г.	6900	1.662	α-мезотрофный
Z_3		7012.5	2.183	β-мезотрофный
Z_2	2022 г.	4637.5	3.684	β-мезотрофный
Z_3		9987.5	7.210	α-евтрофный

Таблица 6. Статистические характеристики фитопланктона района Кижских шхер в ранний (1996 – 2010) и в современный периоды исследования (2020 г. и 2022 г.).

Показатели фитопланктона	Ранние наблюдения		Современные наблюдения	
	$M \pm m$	$\frac{Min}{max}$	$M \pm m$	$\frac{Min}{Max}$
N_{tot} (тыс.кл./л)	1016.1 ± 437.98	$\frac{5}{2930}$	7134.4 ± 1097.14	$\frac{4637.5}{9987.5}$
N_{cyan} (тыс.кл./л)	456.4 ± 417.80	$\frac{2.5}{2125}$	4239.1 ± 752.73	$\frac{2006.3}{5287.5}$
N_{chl} (тыс.кл./л)	95.3 ± 25.58	$\frac{29}{167.5}$	617.2 ± 28.11	$\frac{562.5}{668.8}$
N_{eug} (тыс.кл./л)	8.8 ± 1.25	$\frac{7.5}{10}$	51.6 ± 11.52	$\frac{25}{81.3}$
B_{tot} (мг/л)	0.729 ± 0.24	$\frac{0.013}{1.618}$	3.685 ± 1.25	$\frac{1.662}{7.210}$
B_{cyan} (мг/л)	0.016 ± 0.01	$\frac{0.0002}{0.03}$	0.033 ± 0.01	$\frac{0.013}{0.048}$
B_{bac} (мг/л)	0.512 ± 0.22	$\frac{0.011}{1.548}$	1.157 ± 0.3	$\frac{0.564}{1.730}$

Примечание: $M \pm m$ – среднее значение и ее ошибка; min/max – минимальные и максимальные значения.

(1996-2017 гг.) (Калинкина и др., 2023). Возможно, более значительный прогрев поверхностного слоя воды мог привести к более интенсивному росту фитопланктона в 2022 г. (Winder and Sommer, 2012). Выявление точных причин увеличения количественных показателей фитопланктона в период исследования требует дополнительных исследований.

Таким образом, сформировавшиеся особые природные условия в районе Кижских шхер Онежского озера, в отличие от других участков озера, определяют более продуктивное развития фитопланктона в летний период. Однако, при усилении антропогенной нагрузки и потепления климата возможны более сильные изменения в фитоценозе исследованного района.

4. Выводы

В результате исследования летнего фитопланктона в районе Кижских шхер Онежского озера в июле-августе 2020 г. и 2022 г. отмечено интенсивное развитие летнего фитопланктона. Видовой состав был характерен для фитоценоза Онежского озера, однако наибольшее количественное развитие получили виды-индикаторы β -мезосапробной зон загрязнения (3 класс качества воды, удовлетворительно-чистая). Кроме того, были отмечены потенциально опасные виды, способные к выработке цианотоксинов. Однако их количественное развитие было минимальным: от 584 кл./л до 1640 кл./л. При сравнении с более ранними исследованиями (1996-2010 гг.) обнаружено увеличение количественных показателей развития фитопланктона в последние годы (N_{max} до 9987.5 тыс.кл./л; B_{max} до 7.210 мг/л). Обнаружено увеличение цианобактерий, зеленых и эвгленовых водорослей, одних из главных индикаторов процесса эвтрофирования водоемов. Общая биомасса увеличилась за счет многочисленных, мелкоклеточных цианобактерий и крупноклеточ-

ных, но не многочисленных бентосных и планктонно-бентосных видов диатомовых водорослей. Состояние исследованного участка характеризовалось, как мезо-эвтрофное.

Несмотря на увеличение потока туристов, следовательно, увеличение количества водного транспорта и возможного увеличения сточных бытовых вод, состояние локального участка Кижских шхер Онежского озера по биогенным элементам остается на уровне олиготрофии. Увеличение количественных показателей фитопланктона в 2022 г. возможно, связано с лучшим прогревом поверхностного слоя воды. Выявление более точных причин увеличения микроводорослей в последние годы требует дополнительных исследований.

Благодарности

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 23-17-20018, <https://rscf.ru/project/23-17-20018/>», проводимого совместно с органами власти Республики Карелия с финансированием из Фонда венчурных инвестиций Республики Карелия (ФВИ РК).

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Echenique R.O., Aguilera A., Giannuzzi L. 2014. Problems on drinking water related to toxigenic Cyanobacteria: some cases studied in Argentina. *Advances in Limnology* 65: 431–444.
Freshwater algae of North America. Ecology and Classification. 2015. In: Wehr J.D., Sheath R.G., Kociolek J.P (ed.). Elsevier.

Galakhina N., Zobkov M., Zobkova M. 2022. Current chemistry of Lake Onego and its spatial and temporal changes for the last three decades with special reference to nutrient concentrations. *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management* 17: 1–14.

Guidelines for safe recreational water environments. 2003. Vol. 1. Coastal and fresh waters. Geneva: World Health Organization.

Krienitz L., Dadheech P.K., Fastner J. et al. 2013. The rise of potentially toxin producing cyanobacteria in Lake Naivasha, Great African Rift Valley, Kenya. *Harmful Algae* 27: 42–51.

Magalhaes V.D., Marinho M.M., Domingos P. et al. 2003. Microcystins (cyanobacteria hepatotoxins) bioaccumulation in fish and crustaceans from Sepetiba Bay (Brasil, RJ). *Toxicon* 42(3): 289–295.

Oliveira E.D.C., Castelo-Branco R., Silva L. et al. 2019. First detection of microcystin-LR in the amazon river at the drinking water treatment plant of the municipality of Macapá, Brazil. *Toxins* 11(11): 669.

Parmar T.K., Rawtani D., Agrawal Y.K. 2016. Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in life science* 9(2): 110–118.

Reynolds C.S. 2008. A Changing paradigm of pelagic food webs. *International Review of Hydrobiology* 93 (4–5): 517–531.

Ribeiro M.S.F., Moutinho F.H.M., Hanisch W.S. et al. 2017. Monitoring of cyanobacterial populations and the detection of cyanotoxin-genes in Billings Reservoir (Diadema/São Paulo, Brazil). *Marine and fresh-water harmful algae* 1: 108–111.

Shannon C.E., Weaver W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana: The University of Illinois Press.

Sladeczek V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie. Beiheft Ergebnisse der Limnologie* 7: 1–128.

Somdee T., Kaewsan T., Somdee A. 2013. Monitoring toxic cyanobacteria and cyanotoxins (microcystins and cylindrospermopsins) in four recreational reservoirs (KhonKaen, Thailand). *Environmental monitoring and assessment* 185: 9521–9529.

Tikkanen T. 1986. *Kasviplanktonopas*. Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy. Helsinki: Forssa.

Winder M., Sommer U. 2012. Phytoplankton response to a changing climate. *Hydrobiologia* 698: 5–16.

Zobkov M., Zobkova M., Galakhina N. et al. 2022. Data on the chemical composition of Lake Onego water in 2019–2021. Data in Brief. Available online. Accepted 15 March 2022. DOI: [10.1016/j.dib.2022.108079](https://doi.org/10.1016/j.dib.2022.108079)

Абакумов В.А. 1977. Контроль качества вод по гидробиологическим показателям в системе гидрометеорологической службы СССР. В: Абакумов В.А. (ред), *Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям*. Л.: Гидрометеиздат, с. 93–99.

Баранова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. 2006. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив: Pilies Studio.

Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. и др. 1989. *Водоросли. Справочник*. Киев: Наукова Думка.

Вислянская И.Г., Куликова Т.П., Полякова Т.Н. и др. 1999. Современное состояние гидробиоценозов района Кижских шхер Онежского озера. Труды Карельского научного центра РАН. Серия «Биогеография Карелии» 1: 113–120.

Водоросли, вызывающие «цветение» водоемов Северо-запада России. 2006. В: Виноградова К.Л. (ред.). Москва: Товарищество научных изданий КМК.

Голубев А.И. 1999. Геологическое строение района заказника «Кижские шхеры». Труды Карельского научного центра РАН. Серия «Биогеография Карелии» 1: 4–10.

Гутельмахер Б.Л. 1986. Метаболизм планктона как единого целого: Трофометаболические взаимодействия зоо- и фитопланктона. Ленинград: Наука.

Дейнес Ю.Е. 2013. Геологическое строение острова Киж по геофизическим данным. В: Материалы XXIV Молодёжной научной конференции, посвящённой памяти чл.-корр. АН СССР К.О. Кратца «Актуальные проблемы геологии, геофизики и геоэкологии северо-запада России». Апатиты, 7–10 октября 2013 г. Апатиты: Изд-во К & М, с. 43–45.

Забелина М.М., Киселев И.А., Прошкина-Лавренко А.И. и др. 1951. *Диатомовые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР*. Выпуск 4. Москва: Советская наука.

Зобков М.Б., Ефремова Т.А. 2023. Содержание микропластика в донных осадках озера особо охраняемых природных территорий на примере Кижских шхер Онежского озера и оз. Водлозеро. *Водные ресурсы* 50(3): 1–12.

Калинкина Н.М., Теканова Е.В., Сярки М.Т. и др. 2023. Лимнологические показатели состояния Онежского озера и Выгозерского водохранилища: температура воды, концентрация хлорофилла а, продукция фитопланктона. Свидетельство о государственной регистрации базы данных № 2023621189. Правообладатель: Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук» (RU). Дата регистрации в реестре баз данных 12 апреля 2023 г.

Капитонова С.А. 2008. Кизи: Экологические проблемы. В: Ретеранд Т.И., Кухарев В.И., Филатов Н.Н., Потахин С.Б., Назарова Л.Е., Полякова Т.Н. (ред), *Водная среда: комплексный подход к изучению, охране и использованию*. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, с. 108–112.

Китаев С.П. 2007. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН.

Кузьмин Г.В. 1975. Фитопланктон. В: Мордохай-Болтовской Ф.Д. (ред.), *Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов*. Москва, с. 73–84.

Макушин А.В. 1974. Библиографический указатель по теме «Биологический анализ качества вод» с приложением списка организмов индикаторов загрязнения. Ленинград: Наука.

Матвиенко А.М. 1954. Золотистые водоросли. Определитель пресноводных водорослей СССР. Выпуск 3. Москва: Советская наука.

Одум Ю. 1986. *Экология: в 2-х томах*. Том 1. Москва: Мир.

Озера Карелии. Справочник. 2013. В: Филатов Н.Н., Кухарев В.И. (ред.). Петрозаводск: Карельский научный центр РАН.

Оксиюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П. и др. 1993. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши. *Гидробиологический журнал* 29(4): 62–76.

Онежское озеро. Атлас. 2010. В: Филатов Н.Н. (ред.). Петрозаводск: Карельский научный центр РАН.

Отчет о деятельности Государственного историко-архитектурного и этнографического музея-заповедника «Кизи». 2023. В: Базегской Е.Б. (ред.). Петрозаводск: Издательский центр музея-заповедника «Кизи».

Протасов Ю.Г. 1999. Некоторые актуальные вопросы антропогенного воздействия на территории охранной зоны музея-заповедника «Кизи». Труды Карельского научного центра РАН. Серия «Биогеография Карелии» 1: 126–131.

Сабылина А.В., Ефремова Т.А., Рыжаков А.В. и др. 2012. Биогенные элементы и органическое вещество в Онежском озере и его заливах. Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водоемах и морских водах. В: Материалы V Всероссийского симпозиума с международным участием. Петрозаводск, 10–14 сентября 2012 г. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, С. 75–78.

Сабылина А.В., Рыжаков А.В. 2007. Химический состав воды озера. Онежское озеро и его притоки. В: Лозовик П.А., Куликова Т.П., Мартынова Н.Н. (ред.), Состояние водных объектов Республики Карелия по результатам мониторинга 1998-2006 гг. Петрозаводск, С. 29–40.

Сабылина А.В. 1999. Современный гидрохимический режим озера. В: Филатов Н.Н. (ред.), Онежское озеро. Экологические проблемы. Петрозаводск, С. 58–99.

Семенченко В.П. 2014. Влияние высшей водной растительности на планктонное сообщество в литоральной зоне озер. В: Материалы международной научной конференции, посвященной 40-летию образования кафедры общей экологии и методики преподавания биологии. Минск, 23–25 октября 2014. Минск, С. 49–51.

Сярки М.Т., Теканова Е.В., Чекрыжева Т.А. 2015. Планктон пелагиали Онежского озера. Свидетельство о государственной регистрации базы данных №

2015620274. Правообладатель: Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН (ИВПС КарНЦ РАН) (RU). Дата регистрации в реестре баз данных 13 февраля 2015 г.

Теканова Е.В., Калинкина Н.М., Макарова Е.М. и др. 2023. Современное трофическое состояние и качество воды Онежского озера. Биология внутренних вод 6: 740–746.

Федоров В.Д. 1979. О методах изучения фитопланктона и его активности. Москва: Наука.

Чекрыжева Т.А. 2008. Фитопланктон как компонент биоресурсной базы озера. В: Кухарев В.И., Лукин А.А. (ред.), Биоресурсы Онежского озера. Петрозаводск, С. 24–36.

Чекрыжева Т.А. 2012. Таксономическая и экологическая характеристика фитопланктона Онежского озера. Труды Карельского научного центра РАН 1: 56–69.

Чекрыжева Т.А., Калинкина Н.М. 2016. Структура и сезонная динамика фитопланктонных сообществ в открытой и закрытой литорали Онежского озера (Пиньгуба, Пухтинская Бухта). Труды Карельского научного центра Российской академии наук 12: 83–95.

Assessment of water quality in the area of Kizhi Museum-Reserve (Lake Onego) by bacterioplankton indicators in summer of 2023



Makarova E.M.*

Northern Water Problems Institute of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences, Aleksandra Nevskogo pr. 50, Petrozavodsk, 185030, Russia

ABSTRACT. In summer 2023 the size and morphological structure of bacterioplankton, quantitative indicators of ecological-trophic groups of bacteria and total coliform bacteria were determined in the area of Kizhi Island a water body of Lake Onego. The morphological structure of the cells was dominated by bacilliform bacteria, indicating the presence of easily mineralizable organic matter (OM). The total bacteria abundance, heterotrophic and saprophytic groups of bacterioplankton confirmed the increased content of easily mineralizable OM in the area of Kizhi skerries. The development of phenol-oxidizing and hydrocarbon-oxidizing bacteria revealed water pollution with phenolic compounds and oil products. High indicators of total coliform bacteria indicated the presence of opportunistic microorganisms, the number of which almost everywhere exceeded the norms for waterbodies of recreational use. The most polluted area of Kizhi skerries is the western part, characterized by active shipping and low water exchange.

Keywords: Kizhi Island, bacterioplankton, size-morphological structure, abundance of ecological-trophic groups, total coliform bacteria, water quality assessment

For citation: Makarova E.M. Assessment of water quality in the area of Kizhi Museum-Reserve (Lake Onego) by bacterioplankton indicators in summer of 2023 // *Limnology and Freshwater Biology*. 2025. - № 1. - P. 52-67. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-52

1. Introduction

The Kizhi State Nature Reserve is a specially protected natural territory of federal significance, with an area of 50,000 ha (State Report..., 2023). The State Historical, Architectural and Ethnographic Museum-Reserve "Kizhi" unites 68 architectural monuments on Kizhi Island. The pearl of the island is undoubtedly the ensemble of the Kizhi Pogost. (Lake Onego..., 2010) (Fig. 1) which became one of the first three Russian sites on UNESCO World Cultural Heritage List in 1990.

In 2022, more than 360 thousand tourists from Russia and foreign countries visited the Kizhi Museum-Reserve. The lake water area in area the Kizhi skerries experiences a large anthropogenic load due to a water transportation, and also serves as a receiver of domestic sewage from the territory of the museum-reserve and runoff from agricultural lands (Protasov, 1999; Report..., 2023).

The aquatic community of Kizhi skerries are formed under the influence of ecological conditions,

which are determined by the landscape features of the area that distinguish it from other parts of Lake Onego. Biota development occurs here under conditions of rapidly warming shallow water, often with well-developed macrophytes, weak water exchange with open areas of the lake and significant influence of terrigenous runoff. These prerequisites predetermine the formation of plankton communities with individual characteristics developed in the process of natural limnogenesis. This area of the lake is differ by an increased level of trophic state (Tekanova et al., 2023) which is showed in the imbalance of production and destruction processes and is accompanied by enrichment of the ecosystem with organic matter. Therefore structural and quantitative reorganizations of all biota links occur in this unique area of Lake Onego (Vislyanskaya et al., 1999). One of the important components of biomonitoring of aquatic ecosystems is the ecological and sanitary water quality assessment, where bacteria play an important role. Quantitative indicators of bacterioplankton and its size-morphological structure depend both on natu-

*Corresponding author.

E-mail address: emm777@bk.ru (E.M. Makarova)

Received: July 31, 2024; **Accepted:** January 15, 2025;

Available online: February 26, 2025

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





Fig.1. Ensemble of the Kizhi Pogost.

ral water properties of waterbodies and on introduced pollution from the adjacent territory. Microorganisms take part in self-purification of waterbodies and serve as indicators of organic matter (OM) pollution. Bacteria react faster than other ecosystem components to minor changes in environmental conditions because of high metabolic rate.

The aim of the work is to assess the water quality of the Kizhi skerries of Lake Onego by bacterioplankton indicators.

2. Materials and methods of research

2.1. Object of the study

The chemical composition of the water of the Kizhi Skerries is similar to the central deep-water part of the Lake Onego in most chemical indicators, and is characterized by a low content of nutrients (Galakhina et al., 2022) (Table 1). Despite the fact that in recent decades there have been decreases in total phosphorus, nitrates and easily mineralized OM, determined by the BOD₅ value, there is a tendency towards an increase in water color and Fe_{tot} as a result of the increasing influence of the catchment area (Galakhina et al., 2022). Every year, water is polluted with oil products, the content of which can exceed the MAC for fishery waters by 3–12 once (Protasov, 1999; Sabylina, 1999; Sabylina et al., 2012).

The impact of cesspools, toilets and baths located along the shores of the islands within a radius of 10 km from Kizhi Island on the territory of the protected area of the Kizhi Museum-Reserve is noted (Protasov, 1999).

2.2. Sampling

Water samples were taken in July 2023 at 5 stations near Kizhi Island (Fig. 2). A total of 12 water samples were collected. The stations differed on depth and degree of anthropogenic load. Depth of stations: st. Z1 – 5.8 m, st. Z2 – 5.7 m, st. Z3 – 10 m, st. Z4 – 7.4 m, st. Z5 – 8.5 m. The greatest anthropogenic load is characteristic of stations Z1, Z2 and Z4, with stagnant conditions: low water exchange, shallow depths,

active navigation, more intense heating of water, and the presence of bed macrophyte. Water samples were taken from surface and bottom horizons. At deep stations (stations Z3, Z5) additional samples were taken at the depth of transparency (3.5 m). Water temperature during the sampling period at the stations varied from 12° to 18°C (Fig. 3).

2.3. Methods for microbiological analysis

Linear cell size, average cell volumes and bacterial biomass were determined only in samples from surface layers. Total bacterial abundance (TBA), abundance of ecological-trophic groups of bacterioplankton: heterotrophic (HB) and saprophytic bacteria (SB), phenol-oxidizing (POB) and hydrocarbon-oxidizing (HOB) bacteria was determined in all samples. Presence of opportunistic microorganisms were observed by total coliform bacteria (TCB) and total microbial count (TMC).

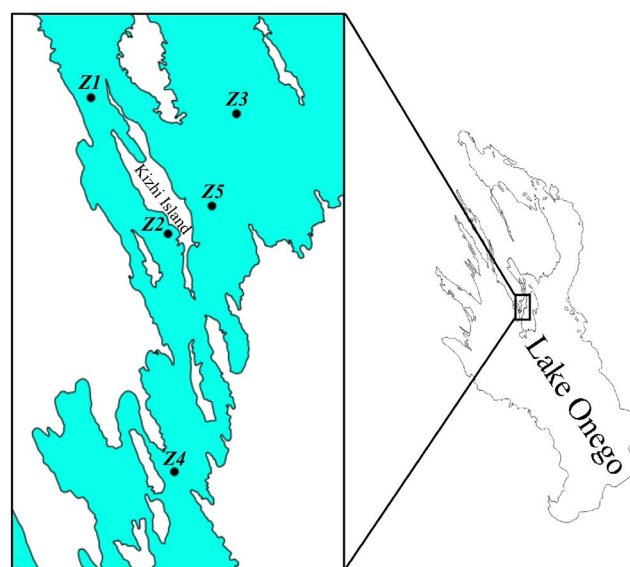


Fig.2. Bacterioplankton sampling scheme in summer 2023.

Table 1. Water chemical characteristics of the Kizhi skerries of Lake Onego area

Characteristics	Values of indicators	Reference
Color, mg Pt-Co/L	34	Zobkov et al., 2022
pH	7.3	Galakhina et al., 2022
COD _{Mn} , mg O/L	6.3	Zobkov et al., 2022
COD _{Cr} , mg O/L	17.6	
BOD ₅ , mg O ₂ /L	0.7	Galakhina et al., 2022
TN, mg/L	0.25	
NO ₂ -N, mg/L	< 0.001	Zobkov et al., 2022
NO ₃ -N, mg/L	0.05	
NH ₄ -N, mg/L	0.014	Galakhina et al., 2022
TP, µg P/L	9	Zobkov et al., 2022
IP, µg P/L	< 2	
Fe _{tot} , mg/L	0.09	
Oil products, mg/L	0.5	Sabylina et al., 2012

Note. COD_{Mn} – chemical oxygen demand with permanganate as the oxidant; COD_{Cr} – chemical oxygen demand with dichromate as the oxidant; BOD₅ – biological oxygen demand in 5 days; TN – total nitrogen; TP – total phosphorus; IP – inorganic phosphorus.

Total bacterial abundance was determined by direct counting on black polycarbonate track membranes ($D_{pore} = 0.2 \mu m$) by Whatman on a fluorescent microscope MIKMED-2 (magnification $\times 1600$) with preliminary staining of cells with acridine orange (Handbook..., 1993). Cell sizes were measured using the computer program MultiMedia Catalog (MMC), which has the ability to calibrate the scale. The average cell volume (V_{av}) was calculated as the volume of stereometric figures matching their shape (Krambeck et al., 1981; Kuznetsov and Dubinina, 1989). Bacterial biomass (BB) was calculated as the product of the mean bacterial cell volume and total bacterial abundance (Kuznetsov and Dubinina, 1989).

Saprophytic bacteria (SB) were grown on concentrated production fish-peptone agar (FPA) at 22°C during 10 days. Heterotrophic bacteria (HB) were sown on FPA:10 (FPA diluted 10 times) and cultured for 10 days at 22°C (Kuznetsov and Dubinina, 1989). The number of phenol-oxidizing bacteria (POB) was determined on mineralized medium with phenol addition (Kuznetsov and Dubinina, 1989). Hydrocarbon-oxidizing bacteria (HOB) were grown on specialized Voroshilova-Dianova medium with addition of purified Difco agar. Before sowing, TVIN-80 and fuel oil were added to the sterile molten medium as an emulsifier of solar oil (Kuznetsov and Dubinina, 1989). The total microbial count (TMC) or the number of bacteria capable of multiplying in warm-blooded animals and humans was incubated on FPA medium for 24 h at 37°C (Methodological guidelines 4.2.1884-04). Platings was carried out by the depth method.

Water samples were filtered through membrane filters ($D_{pore} = 0.45 \mu m$) for the determination of total coliform bacteria (TCB). Colonies were grown on filters placed on agarized Endo medium at 37°C for 24 hr. After incubation, the cytochrome oxidase test was performed, TCB was counted based on a negative oxidase test (Methodological guidelines 4.2.1884-04).

2.4. Assessment of water quality by microbiological indicators

For the saprobiological assessment of the water of the Kizhi skerries, the V.I. Romanenko scale was used (the ratio of SB/ TBA,%) (Romanenko, 1985; Dzyuban, 2000): < 0.003 – especially clean; 0.003–0.03 – clean; 0.03–0.1 – slightly polluted; 0.1–0.3 – polluted; 0.3–3.0 – dirty; > 3.0 – especially dirty. The water quality class was assessed according to the complex ecological classification of terrestrial surface water quality according to the indicators of TBA, SB and TCB (Table 2) (Oksiyuk et al., 1993).

For correct assessment of water quality by indicators of total bacterioplankton abundance according to the scale of V.I. Romanenko (1985) and the classification proposed by O.P. Oksiyuk et al. (1993) (light microscopy with cell staining with erythrosine), a coefficient of 2.06 was used to convert to a new method (epifluorescence microscopy with cell staining with acridine orange) (Makarova et al., 2022).

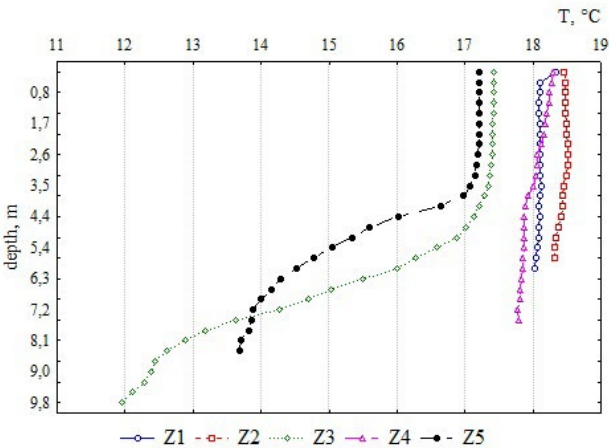


Fig.3. Water temperature at the stations during the sampling period.

Table 2. Assessment of the ecological state of water based on microbiological indicators (Oksiyuk et al., 1993)

Indicators	Water quality classes				
	1	2	3	4	5
	extremely clean	clean	satisfactory cleanliness	polluted	dirty
TBA, $\cdot 10^6$ cells/ml	< 0.3	0.3–1.5	1.6–5.0	5.1–10.0	> 10.1
SB, $\cdot 10^3$ CFU/ml	< 0.1	0.1–1.0	1.1–5.0	5.1–10.0	> 10.1
TCB, $\cdot 10^3$ CFU/L	< 0.003	0.003–2.0	2.1–10.0	11.0–100.0	> 101.0

The intensity of self-purification processes was estimated by the ratio of saprophytic bacteria and total microbial count (SB/TMC) – self-purification coefficient (C_{sp}) (Methodological guidelines 4.2.1884-04). C_{sp} below the critical level of 4 indicates the presence of opportunistic microorganisms, as well as low rates of self-purification in various parts of the waterbody (Methodological guidelines 4.2.1884-04). The degree of pollution of lake water by oil compounds was assessed by the number of HOB, which, when exceeding 5% of the SB, indicates water pollution by oil products (Razumov and Korsh, 1960). The degree of lake water pollution by phenolic compounds was assessed according to the classification of fresh water quality by phenol-oxidizing bacteria (POB) development (Vinogradov et al., 2001).

Weighted averages of total bacteria abundance and abundance of ecological-trophic groups of bacterioplankton in the water column were used to correctly compare stations with different depths.

2.5. Statistical analysis

Samples were compared using the nonparametric Mann-Whitney U test. When comparing the obtained data with the data of previous studies, the confidence range (tm) and the range of variation (min–max) were determined. Statistical data processing was performed in the licensed package Statistica Advanced 10 for WindowsRu.

3. Results and discussion

The morphological structure of bacterioplankton is often used in assessing the quality of waterbodies. It is known that bacterial bacilliforms are an active component of the bacterial community (Rumyantseva and Kosolapov, 2015; Kuznetsova, 2017; Kuznetsova et al., 2020).

The morphological composition of bacterioplankton of the Kizhi skerries was characterized by the prevalence of bacilliform forms, which indicates the presence of organic matters (OM) of different nature and their destruction, indicating the intensive of self-purification processes at the studied stations (Razumov, 1962; Shornikova, 2008; Khmelevskaya, 2013; Tokinova et al., 2014; Bogdanova, 2015).

The size structure of the bacterial community allows us to assess its functional state. Small cocci (0.2–0.35 μm) and large bacilli (> 2 μm) with intensive metabolism (Kuznetsova, 2017; Kuznetsova et al.,

2020) had a larger share in the bacteriocoenosis at stations Z2 and Z3 (total 10% and 15%, respectively) (Fig. 4), which indicates a more active consumption of organic matter from the surrounding aquatic environment by bacterioplankton and self-purification processes. Medium-sized cocci (0.35–0.45 μm), having slower metabolic rates compared to small cocci (Kuznetsova et al., 2020), had the highest proportion on st. Z4. The least active components of the bacterial community, large cocci (0.45–0.8 μm) and small bacilli (< 2 μm) (Kuznetsova, 2017), were characteristic of st. Z1 and st. Z5 (total 83% and 81, respectively) (Fig. 4).

In general, the size-morphological structure of bacterioplankton indicates a faster self-purification process at st. Z2 and st. Z3 compared to other stations of the Kizhi skerries.

The average cell volume was comparable at all studied areas of the Kizhi skerries (Table 3). The TBA in the water surface varied insignificantly (the difference between the minimum and maximum values was less than 1.5 times). The distribution of bacterial biomass (BB) on the water surface mainly depends on the distribution of TBA, however, at stations Z1 and Z3 – on the changes in V_{av} .

The mean values of total bacterial abundance (TBA) in the water column near Kizhi Island varied within narrow ranges with maximum values at st. Z2. (Table 4). High numbers of heterotrophic bacteria (HB), which are the dominant group in microbocenoses due to their ability to grow at high rates at low concentrations of organic matter, were observed at all studied stations. The greatest HB development is characteristic of the western coast of Kizhi Island – st. Z1 and st. Z2 (Table 4).

Average numbers of saprophytes bacteria (SB) in the water column witness about increased concentrations of OM at st. Z1. SB have maximum values about

Table 3. Spatial distribution in the water surface layer of total bacterial abundance (TBA), bacterial biomass (BB) and average cell volume (V_{av}) in water of Kizhi skerries of Lake Onego.

Stations	TBA, mln cells/ml	V_{av} , μm^3	BB, mg/L
Z1	2.75	0.092	0.332
Z2	3.49	0.068	0.292
Z3	2.62	0.093	0.330
Z4	3.74	0.091	0.474
Z5	3.33	0.083	0.364

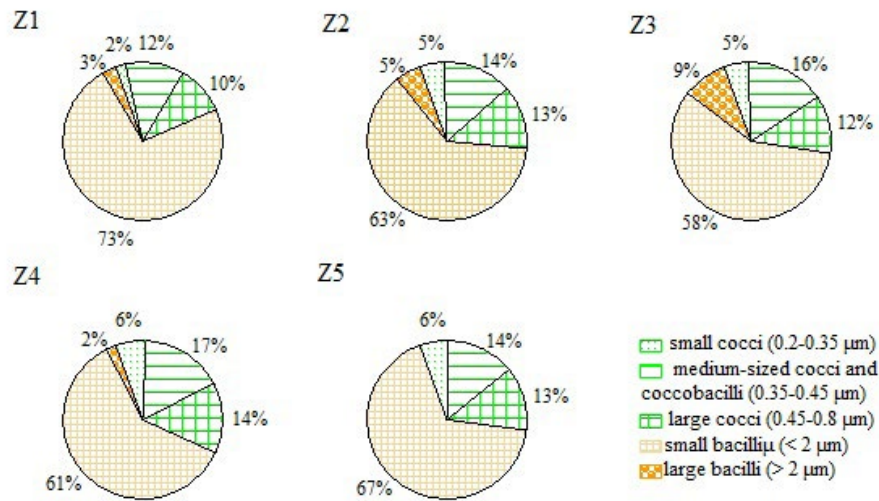


Fig.4. Share of different size-morphological groups in bacterioplankton of Kizhi skerries of Lake Onego.

here. Self-purification coefficient (C_{sp}) – SB/TMC ratio, below the limit value of 4, indicates the incompleteness of self-purification processes on the southwestern coast of Kizhi Island (st. Z2) and the possible presence of opportunistic microorganisms in this area (Table 4).

An important part of the research was the study of opportunistic microorganisms by the total coliform bacteria (TCB). The number of TCB this is evidenced about fecal contamination of water and its safety for recreational use. According to SanPiN 1.2.3685-21 the number of TCB in recreational areas should not exceed 500 CFU/100 cm³. The number of TCB exceeded the critical value at the stations with lentic water and active navigation: st. Z1, st. Z2, st. Z4 (Table 4).

According to the water quality scale of V.I. Romanenko (1985), the water at st. Z3 was “clean” and at the rest of the Kizhi Island water area – “slightly polluted”. In accordance with the complex ecological classification of surface water quality (Oksiyuk et al., 1993), on indicators of TBA, SB and TCB, water at st. Z3 corresponded to quality class 2 – “clean waters”, water at other stations of the Kizhi skerries corresponded to quality class 3 – waters of “satisfactory cleanliness”.

Indicators of water pollution by phenolic compounds are phenol-oxidizing bacteria (POB), whose abundance characterized all studied areas of the Kizhi

skerries as “satisfactorily cleanliness” (3-rd quality class) according to the freshwater quality classification (Vinogradov et al., 2001).

The presence of petroleum hydrocarbons is characteristic for the entire Kizhi skerries area due to active shipping, which causes the development of hydrocarbon-oxidizing bacteria. It is considered that the abundance of HOB exceeding 5% of the SB is indicative of water pollution by oil products (Razumov and Korsh, 1960). Thus, on average proportion of HOB from the abundance of SB was the lowest on stations Z4 and Z5 (6% and 8%, respectively), while on st. Z1 their proportion was 31%, on st. Z2 – 12%, on st. Z3 – 46%, indicating the pollution of the western and eastern coasts of Kizhi Island by oil hydrocarbons. It is interesting that st. Z3 was characterized as a clean site on indicators of TBA, SB, TCB and TMC indicators. However, numbers of HOB characterized water quality as opposite. Perhaps raising the HOB at st. Z3 is important due to the intensive movement of small vessels operating on tourist routes around Kizhi Island.

In general, the development of ecological-trophic groups of the bacterioplankton community near Kizhi Island was uneven. The greatest development of bacterioplankton was typical of stations with low water exchange (stations Z1, Z2 and Z4).

Table 4. Microbiological characterization of waters of the Kizhi skerries (weighted average values in the water column), and water quality according to various indicators

Stations	TBA	HB	SB	POB	HOB	TMC	TCB	C _{sp}	SB/TBA, %	Quality class (Oksiyuk et al., 1993)
	mln cells/ ml	CFU/ml					CFU/100 cm ³			
Z1	2.30	3639	1187	559	326	119	860	5	0.11	3
Z2	3.14	2746	699	325	99	208	2580	1	0.05	3
Z3	2.13	1063	333	286	126	16	290	126	0.03	2
Z4	2.62	1411	912	127	50	116	804	4	0.07	3
Z5	2.79	1319	828	371	44	99	301	52	0.06	3

Note: TBA – total bacterial abundance; HB – heterotrophic bacteria; SB – saprophytic bacteria; POB – phenol-oxidizing bacteria; HOB – hydrocarbon-oxidizing bacteria; TMC – total microbial count; TCB – total coliform bacteria; C_{sp} – self-purification coefficient; The values of the TCB that exceed the standards of SanPiN 2.1.3685-21 are highlighted in bold.

Nonparametric analysis of the Mann-Whitney U-test revealed statistically significant differences in the abundance of TCB between the skerry areas (st. Z1, st. Z2, st. Z4) and open areas (st. Z3, st. Z5) of the Kizhi Island. No statistically significant differences were found in the abundance of other ecological-trophic groups of bacterioplankton (Table 5).

The obtained 2023 data on TBA and abundance of SB, HB, HOB and POB were compared with data from the summer period (June–August) of previous studies – 1994–2009 from stations Z1–Z4 from different horizons (Syarki et al., 2015) (Table 6). Data analysis showed that at St. Z2 and St. Z4, TBA for 2023 is outside the confidence range of previous studies, but this increase in TBA is small. Changes in the abundance of ecological-trophic groups of bacterioplankton were noted to a greater extent. Thus, at st. Z1, the indicators obtained in 2023 are out of the confidence range of the values obtained for the period 1994–2009 (Table 6). There is a slight increase in HB and HOB, and an order of magnitude excess of SB and POB on st. Z1. Numbers of SB and HB at st. Z2 and HB and HOB at st. Z3 are slightly outside the confidence range of data from previous studies (Table 6). Also at st. Z3, an increase POB on 2–4 times was observed compared to previous studies, and at st. Z4 there is an order of magnitude increase in SB abundance.

The increase in the number of ecological-trophic groups of bacterioplankton proves that over the last 15 years, the anthropogenic load near Kizhi Island has increased due to the increase in tourism associated with increased transport load.

4. Conclusions

In summer 2023 the studied skerry area of Lake Onego was characterized by the presence of pollutions

Table 5. Significance levels of the Mann–Whitney U-test between sampling stations in the skerry area (st. Z1, st. Z2, st. Z4) and stations in the open part (st. Z3, st. Z5) of Kizhi skerries of Lake Onego.

Indicators	p-levels
TBA	0.337
SB	0.109
HB	0.109
TMC	0.055
HOB	0.631
POB	0.749
TCB	0.011

Note: * Shown in bold type are the loads of features with a significant contribution ($p < 0.05$); TBA – total bacterial abundance; SB – saprophytic bacteria; HB – heterotrophic bacteria; HOB – hydrocarbon-oxidizing bacteria; POB – phenol-oxidizing bacteria; TCB – total coliform bacteria.

with easily mineralizable OM, phenolic compounds and petroleum products, as evidenced by high indices of the number of ecological-trophic groups of bacterioplankton. The size and morphological structure of bacteria also confirms the presence of OM contamination by water near Kizhi Island and its consumption by bacteria. Sanitary and bacteriological condition of water by microbiological specify indicate the presence of opportunistic microorganisms determined by the number of TCB which almost universally were exceeded the norms for waterbodies of recreational use.

The most polluted are the stations on the western shore of Kizhi Island (stations Z1 and Z2), where slower water exchange and better water heating are noted. The cleanest part of water masses of Kizhi Island is st. Z3 – open stretch with more intensive water exchange with the central part of the lake.

Table 6. Bacterioplankton of the Kizhi skerries of Lake Onego in different periods of research

Indicators	Research period	St. Z1	St. Z2	St. Z3	St. Z4
TBA, mln cells/ml	1994–2009 гг.	<u>0.85–4.89 (4)*</u> 0–5.52	<u>0.75–3.39 (9)</u> 1.17–2.88	<u>0.72–4.78 (11)</u> 1.35–3.09	<u>0.78–2.88 (4)</u> 0–2.98
	2023 г.	2.62–3.30 (2)	3.42–3.74 (2)	2.37–2.75 (3)	3.14–3.33 (2)
SB, CFU/ml	1994–2009 гг.	<u>98–644 (2)</u> 0–845	<u>114–2316 (8)</u> 0–1186	<u>8–1576 (11)</u> 53–638	<u>190–401 (4)</u> 145–470
	2023 г.	1240–1820 (2)	154–1440 (2)	361–426 (3)	710–1540 (2)
HB, CFU/ml	1994–2009 гг.	<u>338–775 (2)</u> 0–3334	<u>277–3352 (4)</u> 0–3689	<u>44–2520 (7)</u> 11–1594	<u>215–1510 (3)</u> 0–2432
	2023 г.	3770–5610 (2)	980–5280 (2)	960–1640 (3)	1500–1980 (2)
HOB, CFU/ml	1994–2009 гг.	<u>86–133 (2)</u> 0–408	<u>0–786 (5)</u> 0–786	<u>18–284 (7)</u> 18–284	<u>11–216 (4)</u> 0–228
	2023 г.	221–620 (2)	14–211 (2)	69–371 (3)	52–72 (2)
POB, CFU/ml	1994–2009 гг.	<u>8–12 (2)</u> 0–35	<u>70–1140 (4)</u> 0–1232	<u>8–132 (6)</u> 8–132	<u>77–1264 (3)</u> 0–2158
	2023 г.	640–800 (2)	81–660 (2)	300–500 (3)	147–166 (2)

Note: * $\frac{Min - Max(n)}{tm}$; Bold – indicates values of indicators beyond of significant contribution (tm); TBA – total bacterial abundance; SB – saprophytic bacteria; HB – heterotrophic bacteria; HOB – hydrocarbon-oxidizing bacteria; POB – phenol-oxidizing bacteria.

Compared to the previous study period, the summer 2023 was characterized by higher bacterioplankton abundance due to the increment of tourist load connected in increased shipping traffic.

Acknowledgements

The research was carried out at the expense of the grant of the Russian Science Foundation № 23-17-20018, <https://rscf.ru/project/23-17-20018/>, conducted jointly with the authorities of the Republic of Karelia with funding from the Venture Capital Fund of the Republic of Karelia (VCF RK)

Conflict of interests

The authors declare that there is no conflict of interest.

References

- Bogdanova O.Yu. 2015. Taxonomic composition of the microbial population of the littoral of the Kola Bay. *Evrasijskij Soyuz Uchenyh* [Eurasian Union of Scientists] 4 (13): 8–11. (in Russian)
- Dzyuban A.N. 2000. Bacterioplankton and microbiological oxidation of methane in the water of a polluted small river. *Biologiya vnutrennih vod* [Biology of inland waters] 2: 65–72. (In Russian)
- Galakhina N., Zobkov M., Zobkova M. 2022. Current chemistry of Lake Onego and its spatial and temporal changes for the last three decades with special reference to nutrient concentrations. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management* 17: 100619. DOI: [10.1016/j.enmm.2021.100619](https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100619)
- Handbook of methods in aquatic microbial ecology. 1993. In: Kemp P.F., Sherr B.F., Sherr E.B. et al. (Eds.). Washington: Levis Publishers, CRC Press LLC.
- Khmelevskaya I.A. 2013. Microbiological indication of aquatic environment pollution. *Vestnik Pskovskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya: Estestvennye i fiziko-matematicheskie nauki* [Bulletin of Pskov State University. Series: Natural and physical-mathematical sciences] 3: 37–46. (In Russian)
- Krambeck C., Krambeck H.J.R., Overbeck J.R. 1981. Microcomputer-assisted biomass determination of plankton bacteria on scanning electron micrographs. *Applied and Environmental Microbiology* 42(1): 142–149. DOI: [10.1128/aem.42.1.142-149.1981](https://doi.org/10.1128/aem.42.1.142-149.1981)
- Kuznetsov S.I., Dubinina G.A. 1989. Methods for studying aquatic microorganisms. Moscow: Nauka. (In Russian)
- Kuznetsova E.V. 2017. Microbial community of coastal shallow waters of the Rybinsk Reservoir under the influence of colonial birds. PhD dissertation, I.D. Papanin Institute of Biology of Inland Waters, Borok, Russia.
- Kuznetsova E.V., Kosolapov D.B., Kosolapova N.G. 2020. Taxonomic and size-morphological groups of bacterioplankton in two Mongolian reservoirs. *Biology Bulletin* 47(1): 27–34. DOI: [10.1134/S1062359019060104](https://doi.org/10.1134/S1062359019060104)
- Lake Onego. Atlas. 2010. In: Filatov N.N. (Ed.). Petrozavodsk: Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences. (In Russian)
- Makarova E.M., Tekanova E.V., Kalinkina N.M. 2022. Bacterioplankton Status in the Lososinka River (Tributary of Lake Onego) and the Water Quality by Microbiological Indicators. *Biology Bulletin* 49(10): 1996–2003. DOI: [10.1134/S1062359022100363](https://doi.org/10.1134/S1062359022100363)
- Methodological guidelines 4.2.1884-04. 2004. “Sanitary-microbiological and sanitary-parasitological analysis of water from surface waterbodies”. (In Russian)
- Okseyuk O.P., Zhukinsky V.N., Braginsky L.P. et al. 1993. Integrated ecological classification of surface water quality on land. *Gidrobiologicheskij zhurnal* [Hydrobiological Journal] 29(4): 62–76. (In Russian)
- Protasov Yu.G. 1999. Some topical issues of anthropogenic impact on the territory of the protected zone of the Kizhi Museum-Reserve. *Trudy KarNC RAN. Seriya B. «Biogeografiya Karelii»* [Proceedings of the Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences. Series B. “Biogeography of Karelia”] 1: 126–130. (In Russian)
- Razumov A.S. 1962. Microbial plankton of water. In: Zenkevich L.A. (Ed.), *Transactions of the All-Union Hydrobiological Society: collection of articles*. 12. Moscow, pp. 60–190. (In Russian)
- Razumov A.S., Korsh L.E. 1960. Methods of sanitary and microbiological research. Techniques for sanitary study of reservoirs. Moscow: Medgiz. pp. 241–312. (In Russian)
- Report on the activities of the State Historical, Architectural and Ethnographic Museum-Reserve “Kizhi”, 2022. 2023. In: Bazegskoy E.B. (ed.), Ministry of Culture of the Russian Federation, FGBUK “State Historical, Architectural and Ethnographic Museum-Reserve “Kizhi””. - Petrozavodsk: Publishing Center of the Kizhi Museum-Reserve. (In Russian).
- Romanenko V.I. 1985. Microbiological processes of production and destruction of organic matter in inland waters. Leningrad: Science. (In Russian)
- Rumyantseva E.V., Kosolapov D.B. 2015. Size-morphological structure and activity of bacterioplankton in the littoral zone of a large lowland reservoir. *Tezisy dokladov i stendovyh soobshchenij* [Abstracts of reports and poster presentations] 23: 302. (In Russian)
- Sabylina A.V. 1999. Modern hydrochemical regime of the lake. In: Filatov N.N. (ed.), *Lake Onego. Environmental problems*. Petrozavodsk, pp. 58–108. (In Russian)
- Sabylina A.V., Efremova T.A., Ryzhakov A.V. et al. 2012. Biogenic elements and organic matter in Lake Onego and its bays. In: Lozovik P.A. (ed.), *Organic matter and biogenic elements in inland waters and sea waters*. Proceedings of the V All-Russian Symposium with International Participation, pp. 75–78. (In Russian)
- SanPiN 1.2.3685-21. 2021. Hygienic standards and requirements for ensuring the safety and (or) harmlessness of environmental factors for humans. Federal Service for Supervision of Consumer Rights Protection and Human Wellbeing. (In Russian)
- Shornikova E.A. 2008. Microbiological indication of the state of watercourse ecosystems in oil fields of the Middle Ob region. *Sibirskij ekologicheskij zhurnal* [Siberian Ecological Journal] 15 (3): 417–425. (In Russian)
- State report on the state of the environment of the Republic of Karelia in 2022: information electronic publication. 2023. Ministry of Natural Resources and Environment of the Republic of Karelia. In: Gromtsev A.N., Karginova-Gubinova V.V., Kuznetsov O.L. et al. (eds.). Petrozavodsk: Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences. (In Russian)
- Syarki M.T., Tekanova E.V., Chekryzheva T.A. 2015. Plankton of the pelagic zone of Lake Onego. Certificate of state registration of the database No. 2015620274. Copyright holder: Federal State Budgetary Scientific Institution Institute of Northern Water Problems, Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences (IVPS KarNC RAS) (RU) Date of registration in the database registry: February 13, 2015. (In Russian)
- Tekanova E.V., Kalinkina N.M., Makarova E.M. et al. 2023. The current trophic state and water quality of Lake Onego. *Inland Water Biology* 16(6): 967–973.

Tokinova R.P., Abramova K.I., Morozova O.V. et al. 2014. Comparative assessment of water quality in a multi-purpose reservoir by bacterioplankton, phytoplankton and zoobenthos. *Voda: himiya i ekologiya* [Water: chemistry and ecology] 9: 54–58. (In Russian)

Vinogradov G.A., Zharikov G.P., Berezina N.A. et al. 2001. Development of a regional classification of water quality based on monitoring of the Kotorosl River and its tributaries. *Environmental problems of the Upper Volga: Collective monograph*. Yaroslavl, pp. 210–221. (In Russian)

Vislyanskaya I.G., Kulikova T.P., Polyakova T.N. et al. 1999. Current state of hydrobiocenoses in the Kizhi skerries area of Lake Onego. *Trudy KarNC RAN. Seriya B. «Biogeografiya Karelii»* [Proceedings of Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences. Series B. “Biogeography of Karelia”] 1: 113–120. (In Russian)

Zobkov M., Zobkova M., Galakhina N. et al. 2022. Data on the chemical composition of Lake Onego water in 2019-2021. *Data in Brief* 42: 108079. DOI: [10.1016/j.dib.2022.108079](https://doi.org/10.1016/j.dib.2022.108079)

Оценка качества воды в районе музея-заповедника «Кижь» (Онежское озеро) по показателям бактериопланктона за летний период 2023 года

Оригинальная статья

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Макарова Е.М.*

Институт водных проблем Севера Карельского научного центра Российской академии наук, пр. Александра Невского, 50, Петрозаводск, 185030, Россия

АННОТАЦИЯ. Представлены результаты микробиологических исследований акватории Онежского озера в районе о. Кижь за летний период 2023 г. Определены размерно-морфологическая структура бактериопланктона, количественные показатели эколого-трофических групп бактерий и обобщенных колиформных бактерий. В морфологической структуре клеток доминировали палочковидные формы, свидетельствующие о присутствии легкоминерализуемого органического вещества (ОВ). Общая численность бактерий, численность гетеротрофных и сапрофитных групп бактериопланктона подтверждали повышенное содержание легкоминерализуемого ОВ в районе Кижских шхер. По развитию фенолоксилирующих и углеводородоксилирующих бактерий выявлено загрязнение воды фенольными соединениями и нефтепродуктами. Высокие показатели обобщенных колиформных бактерий, численность которых почти повсеместно превышала нормативы для водоемов рекреационного использования, свидетельствовали о присутствии условно-патогенных микроорганизмов. Наиболее загрязненным участком Кижских шхер является их западная часть, характеризующаяся активным судоходством и замедленным водообменом.

Ключевые слова: о. Кижь, бактериопланктон, размерно-морфологическая структура, численность эколого-трофических групп, обобщенные колиформные бактерии, оценка качества воды

Для цитирования: Макарова Е.М. Оценка качества воды в районе музея-заповедника «Кижь» (Онежское озеро) по показателям бактериопланктона за летний период 2023 года // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 1. - С. 52-67. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-52

1. Введение

Государственный природный заказник «Кижский» – это особо охраняемая природная территория федерального значения, площадь которой 50 000 га (Государственный доклад..., 2023). Государственный историко-архитектурный и этнографический музей-заповедник «Кижь» объединил на о. Кижь 68 памятников архитектуры. Жемчужиной острова является архитектурный ансамбль Кижского погоста (Онежское озеро..., 2010) (Рис. 1), который стал одним из трех первых российских объектов в Списке всемирного культурного наследия ЮНЕСКО в 1990 г.

В 2022 г. музей-заповедник «Кижь» посетило более 360 тыс. туристов из России и зарубежья. Акватория озера в районе Кижских шхер испытывает большую антропогенную нагрузку за счет водного транспорта, а также служит приемником хозяйственно-бытовых сточных вод с территории

музея-заповедника и стоков с сельскохозяйственных угодий (Протасов, 1999; Отчет..., 2023).

Водные сообщества Кижских шхер формируются под влиянием экологических условий, определяющихся ландшафтными особенностями района, резко отличающимися его от других участков Онежского озера. Развитие биоты происходит здесь в условиях быстро прогреваемого мелководья, часто с хорошо развитой высшей водной растительностью, замедленного водообмена с открытыми участками озера и значительного влияния терригенного стока. Указанные предпосылки определяют формирование планктонных сообществ с индивидуальными характеристиками, сложившимися в процессе естественного лимногенеза. Данный район озера выделяется повышенным уровнем трофии (Tekanova et al., 2023), что проявляется, прежде всего, в дисбалансе продукционно-деструкционных процессов и сопровождается обогащением

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: emm777@bk.ru (Е.М. Макарова)

Поступила: 31 июля 2024; Принята: 15 января 2025;

Опубликована online: 26 февраля 2025

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





Рис.1. Архитектурный ансамбль Кижского погоста.

экосистемы органическим веществом, вследствие чего происходят структурные и количественные перестройки всех звеньев биоты в этом уникальном районе Онежского озера (Вислянская и др., 1999). Одной из важных составляющих биомониторинга водных экосистем является оценка экологического и санитарного качества воды, где немаловажную роль играют бактерии. Количественные показатели бактериопланктона и его размерно-морфологическая структура зависят как от природных свойств воды водоемов, так и от привносимых загрязнений с прилегающей территории. Микроорганизмы принимают участие в самоочищении водоемов и служат индикаторами загрязнения органическим веществом (ОВ). Высокая скорость метаболизма бактерий позволяет им быстрее, чем другим компонентам экосистемы, реагировать на незначительные изменения условий среды.

Цель работы – оценить качество воды Кижских шхер Онежского озера по показателям бактериопланктона.

2. Материалы и методы исследования

2.1. Объект исследования

Химический состав воды Кижских шхер по большинству химических показателей схож с центральной глубоководной частью озера, и характеризуется низким содержанием биогенных веществ (Galakhina et al., 2022) (Таблица 1). Несмотря на то, что за последние десятилетия отмечаются снижения общего фосфора, нитратов и легкоминерализуемого ОВ, определяемого по величине БПК₅, отмечается тенденция к увеличению цветности воды и Fe_{общ} в результате увеличения влияния водосборной территории (Galakhina et al., 2022). Ежегодно происходит загрязнение воды нефтепродуктами, содержание которых может превышать ПДК для рыбохозяйственных водоемов в 3–12 раз (Протасов, 1999; Сабылина, 1999; Сабылина и др., 2012).

Отмечается влияние на территории охранный зоны музея-заповедника «Кизи» выгребных ям, туалетов и бань, находящихся по берегам островов в радиусе 10 км от о. Кизи (Протасов, 1999).

2.2. Отбор проб

Пробы воды были отобраны в июле 2023 г. на 5 станциях возле о. Кизи (Рис. 2). Станции отличались по глубине и степени антропогенной нагрузки. Глубина станций: ст. Z1 – 5.8 м, ст. Z2 – 5.7 м, ст. Z3 – 10 м, ст. Z4 – 7.4 м, ст. Z5 – 8.5 м. Наибольшая антропогенная нагрузка характерна для станций Z1, Z2 и Z4, отличающихся застойными условиями: замедленным водообменом, небольшими глубинами, активным судоходством, хорошим прогревом воды, а также присутствием зарослевой растительности. Пробы воды отбирали с поверхностного и придонного горизонтов. На более глубоких станциях (ст. Z3 и Z5) дополнительно были отобраны пробы на глубине прозрачности (3.5 м). Всего было отобрано 12 проб воды. Температура воды в период отбора проб на станциях изменялась от 12° до 18°C (Рис. 3).

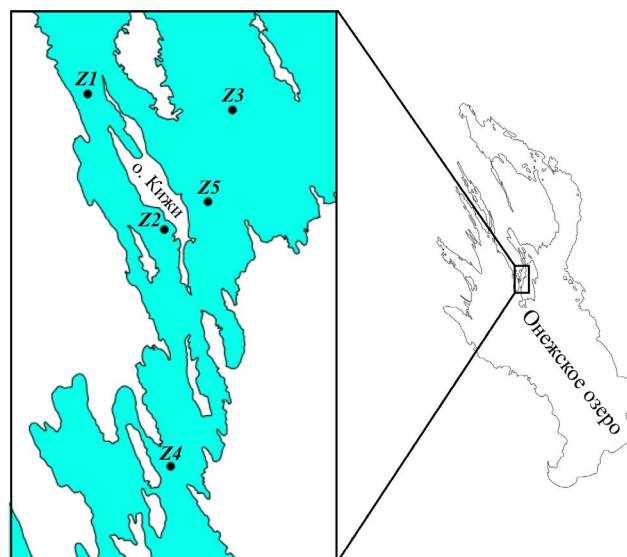


Рис.2. Карта-схема станций отбора проб бактериопланктона в летний период 2023 года.

Таблица 1. Химическая характеристика воды района Кижских шхер Онежского озера

Показатели	Значения показателей	Ссылка
Цветность, мг Pt-Co/л	34	Zobkov et al., 2022
pH	7.3	Galakhina et al., 2022
ПО, мг О/л	6.3	Zobkov et al., 2022
ХПК, мг О/л	17.6	
БПК ₅ , мг О ₂ /л	0.7	Galakhina et al., 2022
N _{общ} , мг N/л	0.25	
NO ₂ -N мгN/л	<0.001	Zobkov et al., 2022
NO ₃ -N мг N/л	0.05	
NH ₄ -N, мгN/л	0.014	Galakhina et al., 2022
P _{общ} , мкг P/л	9	Zobkov et al., 2022
P _{мин} , мкг P/л	<2	
Fe, мг/л	0.09	
Нефтепродукты, мг/л	0.5	Сабылина и др., 2012

2.3. Методы микробиологического анализа

Линейный размер клеток, их средние объемы и биомасса бактерий были определены только в 5 пробах поверхностного горизонта. Во всех пробах определяли общую численность бактерий (ОЧБ), а также численность эколого-трофических групп бактериопланктона: гетеротрофных (ГБ) и сапрофитных бактерий (СБ), фенолоокисляющих (ФОБ) и углеводородокисляющих (УОБ) бактерий. Присутствие условно-патогенных микроорганизмов оценивали по численности обобщенных колиформных бактерий (ОКБ) и общему микробному числу (ОМЧ).

Общую численность бактерий определяли методом прямого счета на черных поликарбонатных трековых мембранах ($D_{\text{пор}} = 0.2$ мкм) производства Whatman на люминесцентном микроскопе МИКМЕД-2 (увеличение $\times 1600$) с предварительным окрашиванием клеток акридиновым оранжевым (Handbook..., 1993). Размеры клеток измеряли при помощи компьютерной программы MultiMedia Catalog (ММС), обладающей возможностью калибровки шкалы. Средний объем клеток ($V_{\text{ср}}$) вычисляли как объем подходящих им по форме стереометрических фигур (Krambeck et al., 1981; Кузнецов и Дубинина, 1989). Биомассу бактерий (ББ) рассчитывали как произведение среднего объема бактериальных клеток и общей численности бактерий (Кузнецов и Дубинина, 1989).

Сапрофитные бактерии (СБ) выращивали на концентрированном производственном рыбо-пептонном агаре (РПА) при 22°C в течение 10 дней. Гетеротрофные бактерии (ГБ) высевали на РПА:10 (РПА, разведенный в 10 раз) и культивировали в течение 10 дней при 22°C (Кузнецов и Дубинина, 1989). Численность фенолоокисляющих бактерий (ФОБ) определяли на минерализованной среде с добавлением фенола (Кузнецов и Дубинина, 1989). Углеводородокисляющие бактерии (УОБ) выращи-

вали на специализированной среде Ворошиловой–Диановой с добавлением очищенного агара Дифко. Перед посевом в стерильную расплавленную среду в качестве эмульгатора солянки добавляли ТВИН-80 и мазут (Кузнецов и Дубинина, 1989). Общее микробное число (ОМЧ) или численность бактерий, способных размножиться в организме теплокровных животных и человека, инкубировали на среде РПА в течение 24 ч при температуре 37°C (МУК 4.2.1884-04). Посевы проводили глубинным методом.

Для определения обобщенных колиформных бактерий (ОКБ) пробы воды фильтровали через мембранные фильтры ($D_{\text{пор}} = 0.45$ мкм). Колонии росли на фильтрах, помещенных на агаризованную среду Эндо, при 37°C в течение 24 ч. После инкубации выполнялся цитохромоксидазный тест, учет ОКБ осуществляли по отрицательному оксидазному тесту (МУК 4.2.1884-04).

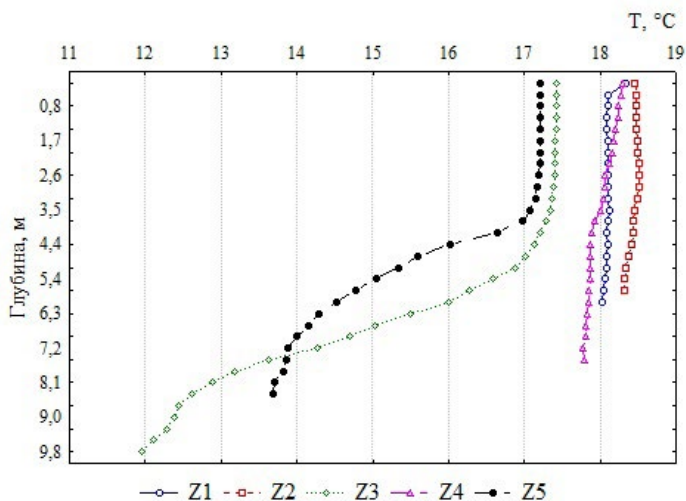


Рис.3. Температура воды на станциях в период отбора проб.

Таблица 2. Оценка экологического состояния воды по микробиологическим показателям (Оксиук и др., 1993)

Показатели	Классы качества воды				
	1	2	3	4	5
	предельно чистая	чистая	удовлетворительной чистоты	загрязненная	грязная
ОЧБ, млн кл./мл	< 0.3	0.3–1.5	1.6–5.0	5.1–10.0	> 10.1
СБ, тыс. КОЕ/мл	< 0.1	0.1–1.0	1.1–5.0	5.1–10.0	> 10.1
ОКБ, тыс. КОЕ/л	< 0.003	0.003–2.0	2.1–10.0	11.0–100.0	> 101.0

2.4. Оценка качества воды по микробиологическим показателям

Сапробиологическую оценку воды Кижских шхер проводили по соотношению СБ/ОЧБ, %, степень загрязненности воды оценивали по шкале В.И. Романенко (1985; Дзюбан, 2000): < 0.003 – особо чистая; 0.003–0.03 – чистая; 0.03–0.1 – слабо загрязненная; 0.1–0.3 – загрязненная; 0.3–3.0 – грязная; > 3.0 – особо грязная. Класс качества воды оценивали согласно комплексной экологической классификации качества поверхностных вод суши по показателям ОЧБ, СБ и ОКБ (Таблица 2) (Оксиук и др., 1993).

Для корректной оценки качества воды по показателям общей численности бактериопланктона в соответствии со шкалой В.И. Романенко (1985) и классификацией, предложенной О.П. Оксиук с соавторами (1993) (световая микроскопия с окрашиванием клеток эритрозином), был использован коэффициент 2.06 для пересчета на новый метод (эпифлуоресцентная микроскопия с окрашиванием клеток акридиновым оранжевым) (Makarova et al., 2022).

Интенсивность протекания процессов самоочищения оценивали по соотношению численности сапрофитных бактерий и общего микробного числа (СБ/ОМЧ) – коэффициенту самоочищения (K_c) (МУК 4.2.1884-04). K_c ниже критического уровня, равного 4, свидетельствует о присутствии потенциально патогенной микрофлоры, а также о низких скоростях самоочищения на различных участках водоема (МУК 4.2.1884-04). Степень загрязнения озерной воды нефтяными соединениями оценивали по численности УОБ, которая при превышении 5% от СБ, свидетельствует о загрязнении воды нефтепродуктами (Разумов и Корш, 1960). Степень загрязнения озерной воды фенольными соединениями оценивали согласно классификации качества пресных вод по развитию ФОБ (Виноградов и др., 2001).

Для корректного сравнения станций с разной глубиной использовали средневзвешенные показатели общей численности бактерий и численности эколого-трофических групп бактериопланктона в столбе воды.

2.5. Статистический анализ

Для сравнения выборок между собой применяли непараметрический анализ Манна – Уитни. При сравнении полученных данных с данными пре-

дыдущих исследований определяли доверительный интервал (tm) и размах варьирования показателей (min – max). Статистическая обработка данных осуществлялась в лицензированном пакете Statistica Advanced 10 for WindowsRu.

3. Результаты и обсуждение

Морфологическая структура бактериопланктона часто используется при оценке качества водных объектов. Известно, что палочковидные формы бактерий являются активным компонентом бактериального сообщества (Румянцева и Косолапов, 2015; Кузнецова, 2017; Kuznetsova et al., 2020).

Морфологический состав бактериопланктона в воде Кижских шхер характеризовался преобладанием палочковидных форм, что свидетельствует о наличии органических веществ (ОВ) различной природы и их деструкции, указывая на интенсивное протекание процессов самоочищения (Разумов, 1962; Шорникова, 2008; Хмелевская, 2013; Токинова и др., 2014; Богданова, 2015).

Размерная структура бактериального сообщества позволяет оценить его функциональное состояние. Обладающие интенсивным метаболизмом мелкие кокки (0.2–0.35 мкм) и крупные палочки (> 2 мкм) (Кузнецова, 2017; Kuznetsova et al., 2020), имели большую долю в бактериоценозах на ст. Z2 и ст. Z3: суммарно 10% и 15% соответственно (Рис. 4), что свидетельствует о более активном потреблении здесь бактериопланктоном ОВ из окружающей водной среды и протекании процессов самоочищения. Среднеразмерные кокки (0.35–0.45 мкм), имеющие более медленные скорости метаболических процессов по сравнению с мелкими кокками

Таблица 3. Пространственное распределение в поверхностном слое воды показателей общей численности бактерий (ОЧБ), бактериальной биомассы (ББ) и среднего объема клеток (V_{cp}) в воде Кижских шхер Онежского озера

Станции	ОЧБ, млн кл. /мл	V_{cp} , мкм ³	ББ, мг/л
Z1	2.75	0.092	0.332
Z2	3.49	0.068	0.292
Z3	2.62	0.093	0.330
Z4	3.74	0.091	0.474
Z5	3.33	0.083	0.364

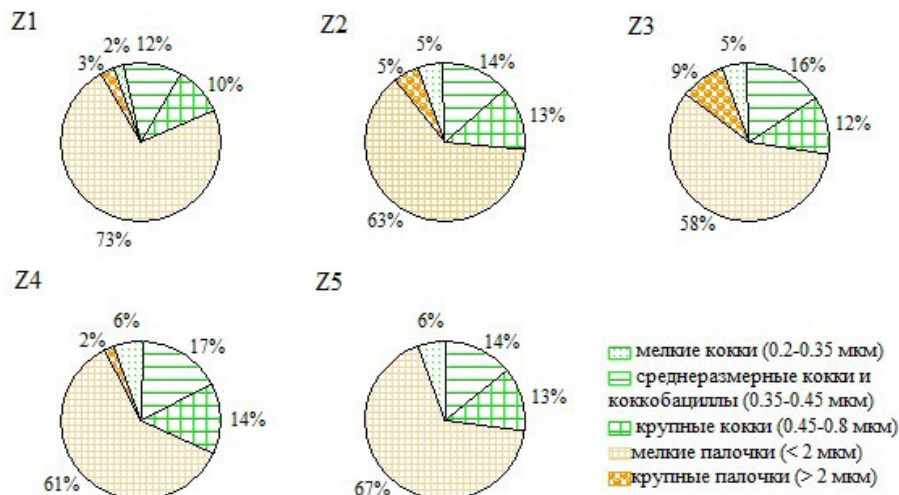


Рис.4. Доля различных размерно-морфологических групп бактериопланктона в воде Кижских шхер Онежского озера.

(Kuznetsova et al., 2020), имели наибольшую долю на ст. Z4. Наименее активные компоненты бактериального сообщества – крупные кокки (0.45–0.8 мкм) и мелкие палочки (< 2 мкм) (Кузнецова, 2017), были характерны для ст. Z1 и ст. Z5 (суммарно 83% и 81, соответственно) (Рис.4).

В целом, размерно-морфологическая структура бактериопланктона свидетельствует о более быстром протекании процессов самоочищения на ст. Z2 и ст. Z3 в сравнении с другими станциями Кижских шхер.

Средний объем клеток на всех изученных участках Кижских шхер был сопоставим (Таблица 3). ОЧБ в поверхностном слое воды изменялась незначительно (разница между минимальным и максимальным значениями – менее чем 1.5 раза). Распределение ББ в поверхностном слое воды в основном зависел от распределения ОЧБ, однако, на ст. Z1 и Z3 – от изменений V_{cp} .

Средние показатели в столбе воды ОЧБ возле о. Кизи варьировали в узких пределах с максимальными значениями на ст. Z2 (Таблица 4). Высокие численности гетеротрофных бактерий (ГБ), являющихся доминирующей группой в микробоценозах благодаря способности к высокой скорости роста при низких концентрациях ОВ, отмечались повсе-

местно на всех изученных станциях. Наибольшее развитие ГБ характерно для западного побережья о. Кизи – ст. Z1 и Z2 (Таблица 4).

Средневзвешанные в столбе воды показатели численности сапрофитных бактерий (СБ) – индикаторов сапробности, способных развиваться при высоких концентрациях ОВ, достигала максимальных значений на ст. Z1. Коэффициент самоочищения (K_c) – отношение СБ/ОМЧ, ниже предельного значения, равного 4, свидетельствует о незавершенности процессов самоочищения на юго-западном побережье о. Кизи (ст. Z2) и о возможном наличии в данном районе условно-патогенных микроорганизмов (Таблица 4).

Важной частью исследований являлось изучение условно-патогенных микроорганизмов по количеству обобщенных колиформных бактерий (ОКБ). По количеству ОКБ судят о наличии фекального загрязнения воды и о ее безопасности для рекреационного использования. Согласно СанПиН 1.2.3685-21 количество ОКБ в зонах рекреационного назначения не должно превышать 500 КОЕ/100 см³. Численность ОКБ превышала критическое значение на станциях, где отмечается застойность течения и активное судоходство: ст. Z1, ст. Z2, ст. Z4 (Таблица 4).

Таблица 4. Микробиологическая характеристика воды Кижских шхер Онежского озера (средневзвешенные значения в столбе воды), и качество воды по различным показателям.

Станция	ОЧБ	ГБ	СБ	ФОБ	УОБ	ОМЧ	ОКБ	K_c	СБ/ОЧБ, % (Романенко, 1985)	Класс качества (Оксиук и др., 1993)
	млн кл./мл									
Z1	2.30	3639	1187	559	326	119	860	5	0.11	3
Z2	3.14	2746	699	325	99	208	2580	1	0.05	3
Z3	2.13	1063	333	286	126	16	290	126	0.03	2
Z4	2.62	1411	912	127	50	116	804	4	0.07	3
Z5	2.79	1319	828	371	44	99	301	52	0.06	3

Примечание: ОЧБ – общая численность бактерий; ГБ – гетеротрофные бактерии; СБ – сапрофитные бактерии; ФОБ – фенолоксиляющие бактерии; УОБ – углеводородоксиляющие бактерии; ОМЧ – общее микробное число; ОКБ – обобщенные колиформные бактерии; K_c – коэффициент самоочищения; Жирным выделены значения ОКБ, превышающие нормы СанПиН 2.1.3685-21.

Согласно шкале качества вод В.И. Романенко (1985), вода на ст. Z3 являлась «чистой», на остальных станциях – «слабо загрязненной». В соответствии с комплексной экологической классификацией качества поверхностных вод суши (Оксиук и др., 1993), по показателям ОЧБ, СБ и ОКБ (усредненный класс качества), вода на ст. Z3 соответствовала 2 классу качества – «чистые воды», вода на остальных станциях Кижских шхер соответствовала 3 классу качества – воды «удовлетворительной чистоты».

Индикаторами загрязнения воды фенольными соединениями являются фенолоксиляющие бактерии (ФОБ), чья численность характеризовала воду всех изученных станций вблизи о. Кизи как «удовлетворительно чистые» (3 класс качества) по классификации качества пресных вод (Виноградов и др., 2001).

Наличие нефтяных углеводородов характерно для всего района Кижских шхер в связи с активным судоходством, что обуславливает развитие углеводородоксиляющих бактерий (УОБ). Считается, что численность УОБ, превышающая 5% от СБ, свидетельствует о загрязнении воды нефтепродуктами (Разумов и Корш, 1960). Так, в среднем доля УОБ от численности СБ была наименьшей на ст. Z4 и Z5, составляя 6% и 8%, соответственно, в то время как на ст. Z1 их доля составляла 31%, на ст. Z2 – 12%, на ст. Z3 – 46%, свидетельствуя о загрязнении нефтяными углеводородами западного и восточного побережий о. Кизи. Интересно, что ст. Z3 по показателям ОЧБ, СБ, ОКБ, ОМЧ выделялась как чистый участок, по численности УОБ ситуация противоположная. Вероятно, высокие численности УОБ на ст. Z3 связаны с интенсивным движением маломерных судов, осуществляющих туристические маршруты вокруг о. Кизи.

Таблица 5. Уровни значимости U-критерия Манна – Уитни между станциями отбора проб шхерного района (ст. Z1, ст. Z2, ст. Z4) и станциями открытой части (ст. Z3, ст. Z5) Кижских шхер Онежского озера.

Показатели	Уровень значимости
ОЧБ	0.337
СБ	0.109
ГБ	0.109
ОМЧ	0.055
УОБ	0.631
ФОБ	0.749
ОКБ	0.011

Примечание: * Жирным шрифтом указаны нагрузки признаков с достоверным вкладом ($p < 0.05$)

В целом, развитие эколого-трофических групп бактериопланктонного сообщества возле о. Кизи было неравномерным. Наибольшим развитием бактериопланктона характеризовались станции на участках с замедленным водообменом – станции Z1, Z2 и Z4.

Непараметрический анализ с применением U-критерия Манна – Уитни показал статистически значимые различия численности ОКБ между шхерными участками (ст. Z1, ст. Z2, ст. Z4) и открытыми участками (ст. Z3, ст. Z5) о. Кизи. Различия по численности остальных эколого-трофических групп бактериопланктона отсутствовали (Таблица 5).

Полученные данные за летний период 2023 г. со ст. Z1–Z4 по ОЧБ и численности СБ, ГБ, УОБ и ФОБ сравнили с данными летнего периода (июнь–август) предыдущих исследований (1994–2009 гг.) (Сярки и др., 2015) (Таблица 6). Анализ данных показал, что за 2023 г. ОЧБ на ст. Z2 и ст. Z4 выходит

Таблица 6. Бактериопланктон района Кижских шхер Онежского озера в разные периоды исследований.

Показатели	Период исследований	ст. Z1	ст. Z2	ст. Z3	ст. Z4
ОЧБ, млн. кл./мл	1994–2009 гг.	<u>0.85–4.89 (4)*</u> 0–5.52	<u>0.75–3.39 (9)</u> 1.17–2.88	<u>0.72–4.78 (11)</u> 1.35–3.09	<u>0.78–2.88 (4)</u> 0–2.98
	2023 г.	2.62–3.30 (2)	3.42–3.74 (2)	2.37–2.75 (3)	3.14–3.33 (2)
СБ, КОЕ/мл	1994–2009 гг.	<u>98–644 (2)</u> 0–845	<u>114–2316 (8)</u> 0–1186	<u>8–1576 (11)</u> 53–638	<u>190–401 (4)</u> 145–470
	2023 г.	1240–1820 (2)	154–1440 (2)	361–426 (3)	710–1540 (2)
ГБ, КОЕ/мл	1994–2009 гг.	<u>338–775 (2)</u> 0–3334	<u>277–3352 (4)</u> 0–3689	<u>44–2520 (7)</u> 11–1594	<u>215–1510 (3)</u> 0–2432
	2023 г.	3770–5610 (2)	980–5280 (2)	960–1640 (3)	1500–1980 (2)
УОБ, КОЕ/мл	1994–2009 гг.	<u>86–133 (2)</u> 0–408	<u>0–786 (5)</u> 0–786	<u>18–284 (7)</u> 18–284	<u>11–216 (4)</u> 0–228
	2023 г.	221–620 (2)	14–211 (2)	69–371 (3)	52–72 (2)
ФОБ, КОЕ/мл	1994–2009 гг.	<u>8–12 (2)</u> 0–35	<u>70–1140 (4)</u> 0–1232	<u>8–132 (6)</u> 8–132	<u>77–1264 (3)</u> 0–2158
	2023 г.	640–800 (2)	81–660 (2)	300–500 (3)	147–166 (2)

Примечание: * $\frac{Min - Max(n)}{tm}$; Жирным – указаны значения показателей, выходящие за пределы доверительного интервала tm . ОЧБ – общая численность бактерий; СБ – сапрофитные бактерии; ГБ – гетеротрофные бактерии; УОБ – углеводородоксиляющие бактерии; ОМЧ – общее микробное число; ФОБ – фенолоксиляющие бактерии.

за рамки доверительного интервала данных предыдущих исследований, однако такое увеличение ОЧБ невелико. В большей степени отмечены изменения численности эколого-трофических групп бактериопланктона. Так, на ст. Z1 полученные в 2023 г. показатели выходят из доверительного интервала значений, полученных за период 1994–2009 гг. (Таблица 6). Здесь отмечается некоторое увеличение численности ГБ и УОБ, а также превышение численности на порядок СБ и ФОБ. Численности СБ и ГБ на ст. Z2 и ГБ и УОБ на ст. Z3 немногим выходят за пределы доверительных интервалов данных предыдущих исследований (Таблица 6). Также на ст. Z3 отмечается увеличение в 2–4 раза ФОБ, по сравнению с предыдущими исследованиями, а на ст. Z4 – увеличение на порядок численности СБ.

Увеличение численности эколого-трофических групп бактериопланктона доказывает, что за последние 15 лет возле о. Кижы усилилась антропогенная нагрузка связанная с увеличением туризма, влекущего за собой повышение транспортной нагрузки.

4. Выводы

В летний период 2023 г. шхерный район Онежского озера характеризовался загрязнением легкоминерализуемым ОВ, фенольными соединениями и нефтепродуктами, о чем свидетельствуют высокие показатели численности эколого-трофических групп бактериопланктона. Размерно-морфологическая структура бактерий также подтверждает наличие загрязнения воды возле о. Кижы органическим веществом, а также о его потреблении бактериями. Санитарно-бактериологическое состояние воды по микробиологическим показателям свидетельствовало о присутствии условно-патогенных микроорганизмов, определяемых по численности ОКБ, повсеместно превышающих нормативы для водоемов рекреационного использования.

Наиболее загрязненными являются станции западного побережья о. Кижы (ст. Z1 и ст. Z2), где отмечается замедленный водообмен и лучший прогрев воды. Наиболее чистый участок водного пространства о. Кижы – ст. Z3 – открытый плес с более интенсивным водообменом с центральной частью озера.

По сравнению с предыдущим периодом исследований, летний период 2023 г. характеризовался более высокими показателями численности бактериопланктона, что связано с увеличившейся туристической нагрузкой, выражающейся, в первую очередь, в увеличении судоходства.

Благодарности

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 23-17-20018, <https://rscf.ru/project/23-17-20018/>, проводимого совместно с органами власти Республики Карелия с финансированием из Фонда венчурных инвестиций Республики Карелия (ФВИ РК).

Конфликт интересов

Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

- Богданова О.Ю. 2015. Таксономический состав микробного населения литорали Кольского залива. *Евразийский Союз Ученых* 4-10 (13): 8–11.
- Виноградов Г.А., Жариков Г.П., Березина Н.А. и др. 2001. Разработка региональной классификации качества вод на основе мониторинга р. Которосль и ее притоков. *Экологические проблемы Верхней Волги: Коллективная монография*. Ярославль, С. 210–221.
- Вислянская И.Г., Куликова Т.П., Полякова Т.Н. и др. 1999. Современное состояние гидробиоценозов района Кижских шхер Онежского озера. *Труды КарНЦ РАН. Серия Б. «Биогеография Карелии»* 1: 113–120.
- Государственный доклад о состоянии окружающей среды Республики Карелия в 2022 году: информационное электронное издание. 2023. Министерство природных ресурсов и экологии Республики Карелия. В: Громцев А.Н., Каргинова-Губинова В.В., Кузнецов О.Л. и др. (ред.). Петрозаводск: КарНЦ РАН.
- Дзюбан А.Н. 2000. Бактериопланктон и микробиологическое окисление метана в воде загрязняемой малой реки. *Биология внутренних вод* 2: 65–72.
- Кузнецова Е.В. 2017. Микробное сообщество прибрежных мелководий Рыбинского водохранилища в условиях влияния жизнедеятельности колониальных птиц. *Кандидатская диссертация, Институт биологии внутренних вод им. И.Д. Папанина, Борок, Россия*.
- Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. 1989. Методы изучения водных микроорганизмов. Москва: Наука.
- МУК 4.2.1884-04. 2004. Методические указания «Санитарно-микробиологический и санитарно-паразитологический анализ воды поверхностных водных объектов».
- Оксиюк О.П., Жукинский В.Н., Брагинский Л.П. и др. 1993. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши. *Гидробиологический журнал* 29(4): 62–76.
- Онежское озеро. Атлас. 2010. В: Филатов Н.Н. (ред.). Петрозаводск: КарНЦ РАН.
- Отчет о деятельности Государственного историко-архитектурного и этнографического музея-заповедника «Кижы». 2022 год. 2023. В: Базегской Е.Б. (ред.). М-во культуры Рос. Федерации, ФГБУК «Гос. историко-архитектур. и этнограф. музей-заповедник «Кижы»». – Петрозаводск: Издательский центр музея-заповедника «Кижы».
- Протасов Ю.Г. 1999. Некоторые актуальные вопросы антропогенного воздействия на территории охранной зоны музея-заповедника «Кижы». *Труды КарНЦ РАН. Серия Б. «Биогеография Карелии»* 1: 126–130.
- Разумов А.С., Корш Л.Е. 1960. Методы санитарно-микробиологических исследований. Приемы санитарного изучения водоемов. Москва: Медгиз. 241–312.
- Разумов А.С. 1962. Микробиальный планктон воды. В: *Зенкевич Л.А. (ред.), Труды Всесоюзного гидробиологического общества: сборник статей*. 12. Москва, С. 60–190.
- Романенко В.И. 1985. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. Ленинград: Наука.
- Румянцева Е.В., Косолапов Д.Б. 2015. Размерно-морфологическая структура и активность бактериопланктона литоральной зоны крупного равнинного водохранилища. *Тезисы докладов и стендовых сообщений* 23: 302.

Сабылина А.В., Ефремова Т.А., Рыжаков А.В. и др. 2012. Биогенные элементы и органическое вещество в Онежском озере и его заливах. В: Лозовик П.А. (отв. ред.), Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водоемах и морских водах. Материалы V Всероссийского симпозиума с международным участием, С. 75–78.

Сабылина А.В. 1999. Современный гидрохимический режим озера. В: Филатов Н.Н. (отв. ред.), Онежское озеро. Экологические проблемы. Петрозаводск, С. 58–108.

СанПиН 1.2.3685-21. 2021. Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания. Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека.

Сярки М.Т., Теканова Е.В., Чекрыжева Т.А. 2015. Планктон пелагиали Онежского озера. Свидетельство о государственной регистрации базы данных № 2015620274. Правообладатель: Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН (ИВПС КарНЦ РАН) (RU). Дата регистрации в реестре баз данных 13 февраля 2015 г.

Токинова Р.П., Абрамова К.И., Морозова О.В. и др. 2014. Сравнительная оценка качества воды в водоеме многоцелевого назначения по бактериопланктону, фитопланктону и зообентосу. Вода: химия и экология 9: 54–58.

Хмелевская И.А. 2013. Микробиологическая индикация загрязнения водной среды. Вестник Псковского государственного университета. Серия: Естественные и физико-математические науки 3: 37–46.

Шорникова Е.А. 2008. Микробиологическая индикация состояния экосистем водотоков на нефтяных месторождениях Среднего Приобья. Сибирский экологический журнал 15 (3): 417–425.

Galakhina N., Zobkov M., Zobkova M. 2022. Current chemistry of Lake Onego and its spatial and temporal changes for the last three decades with special reference to nutrient concentrations. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management* 17: 100619. DOI: [10.1016/j.enmm.2021.100619](https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100619)

Handbook of methods in aquatic microbial ecology. 1993. In: Kemp P.F., Sherr B.F., Sherr E.B. et al. (Eds.). Washington: Lewis Publishers, CRC Press LLC.

Krambeck C., Krambeck H.J.R., Overbeck J.R. 1981. Microcomputer-assisted biomass determination of plankton bacteria on scanning electron micrographs. *Applied and Environmental Microbiology* 42(1): 142–149. DOI: [10.1128/aem.42.1.142-149.1981](https://doi.org/10.1128/aem.42.1.142-149.1981)

Kuznetsova E.V., Kosolapov D.B., Kosolapova N.G. 2020. Taxonomic and size–morphological groups of bacterioplankton in two Mongolian reservoirs. *Biology Bulletin* 47(1): 27–34. DOI: [10.1134/S1062359019060104](https://doi.org/10.1134/S1062359019060104)

Makarova E.M., Tekanova E.V., Kalinkina N.M. 2022. Bacterioplankton Status in the Lososinka River (Tributary of Lake Onego) and the Water Quality by Microbiological Indicators. *Biology Bulletin* 49(10): 1996–2003. DOI: [10.1134/S1062359022100363](https://doi.org/10.1134/S1062359022100363)

Tekanova E.V., Kalinkina N.M., Makarova E.M. et al. 2023. The current trophic state and water quality of Lake Onego. *Inland Water Biology* 16(6): 967–973.

Zobkov M., Zobkova M., Galakhina N. et al. 2022. Data on the chemical composition of Lake Onego water in 2019-2021. *Data in Brief* 42: 108079. DOI: [10.1016/j.dib.2022.108079](https://doi.org/10.1016/j.dib.2022.108079)

Variability and systematic status of Siberian spined loach *Cobitis melanoleuca* (Cypriniformes; Cobitoidei) in the Baikal region

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Bogdanov B.E. 

Limnological Institute Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya Str., 3, Irkutsk, 664033, Russia

ABSTRACT. Siberian spined loach *Cobitis melanoleuca* (sensu lato) is distributed in the Northern Eurasia, and the Baikal region is the center of an areal of this species (or group of species). The present study analyzed the variability of exterior traits in eight populations of Siberian spined loach in the Baikal region (original data) and in the whole range (literature data). The results of the study have shown a high polymorphism of traits traditionally considered species-specific. It was found that populations of spined loaches inhabiting the Cisbaikalia are a mixture of phenotypes typical of *Cobitis melanoleuca* (sensu stricto), *Cobitis granoei*, and *Cobitis olivai*. It has been suggested that this may be caused either by the conspecificity of these taxa or by their hybridization. The refined data on nomenclature and diagnostic traits of taxa included in the synonymy of *Cobitis melanoleuca* (sensu lato) are presented in this study. It is suggested that at the current level of study of Siberian spined loach *C. melanoleuca*, it is reasonable to consider it as one polymorphic species, without division into vicariant forms.

Keywords: Cobitidae, *Cobitis melanoleuca*, diagnostic traits, nomenclature and taxonomy, Baikal region

For citation: Bogdanov B.E. Variability and systematic status of Siberian spined loach *Cobitis melanoleuca* (Cypriniformes; Cobitoidei) in the Baikal region // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 1. - P. 68-83. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-68

1. Introduction

Siberian spined loach *Cobitis melanoleuca* (Nichols, 1925) (sensu lato) is distributed from the Yellow River and Yana River basins in the east to the rivers running into the Sea of Azov in the west (Fig. 1). At present, a total of five nominal taxa have been described in the Siberian spined loach range at different periods: *Cobitis taenia melanoleuca* Nichols, 1925; *Cobitis taenia granoei* Rendahl, 1935; *Cobitis taenia sibirica* Gladkov, 1935; *Cobitis granoei olivai* Nalbant, Holčík et Pivnička, 1970 and *Cobitis melanoleuca gladkovi* Vasil'ev et Vasil'eva, 2008.

There are currently five hypotheses regarding the taxonomy of Siberian spined loach. According to the first, it is one wide-distributed species (Nalbant, 1993; Reshetnikov, 2003; Kottelat, 2006; Shandikov and Kryvokhyzha, 2008; Perdices et al., 2012; 2015; Dyldin et al., 2023). According to another, along with *C. melanoleuca*, the valid species or subspecies is *C. olivai* from the Orkhon River basin in Mongolia (Vasil'eva, 1998; Prokofiev, 2007) (Fig. 1). The third hypothesis states that there are three subspecies within one polytypic species: *C. melanoleuca melanoleuca* is found in the

Pacific basin, *C. melanoleuca granoei* found in the Arctic basin, and *C. melanoleuca gladkovi* in the Ponto-Caspian basin (Vasil'ev and Vasil'eva, 2008) (Fig. 1). According to the fourth hypothesis, as a variant of the third one, these taxa are vicariant species: *C. melanoleuca*; *C. sibirica* = *C. granoei* and *C. gladkovi* (Kottelat, 2012). The fifth hypothesis assumes the existence of two species that are well separated genetically and phenotypically: *C. melanoleuca* in the tributaries of the middle reaches of the Huang He River and the rivers of the Bohai Gulf, and *C. granoei* over a wide range from the Amur and Liao River in the east to the Seversky Donets River in the west (Chen and Chen, 2005; 2016) (Fig. 1). In this case, the identification by Chinese authors of the taxa *C. granoei* corresponds to *C. melanoleuca*, which in turn corresponds to *C. olivai* in publications of Russian authors (Vasil'eva, 1998; Prokofiev, 2007).

Siberian spined loach is found almost everywhere in the water bodies of the Baikal region, except for the upper reaches of mountain rivers. This study is aimed at examining the variability of taxonomically significant characters of spined loaches inhabiting the Baikal region in order to clarify the systematic position of these fish.

*Corresponding author.

E-mail address: bakhtiar.bogdanov@mail.ru (B.E. Bogdanov)

Received: October 10, 2024; **Accepted:** February 03, 2025;

Available online: February 26, 2025

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



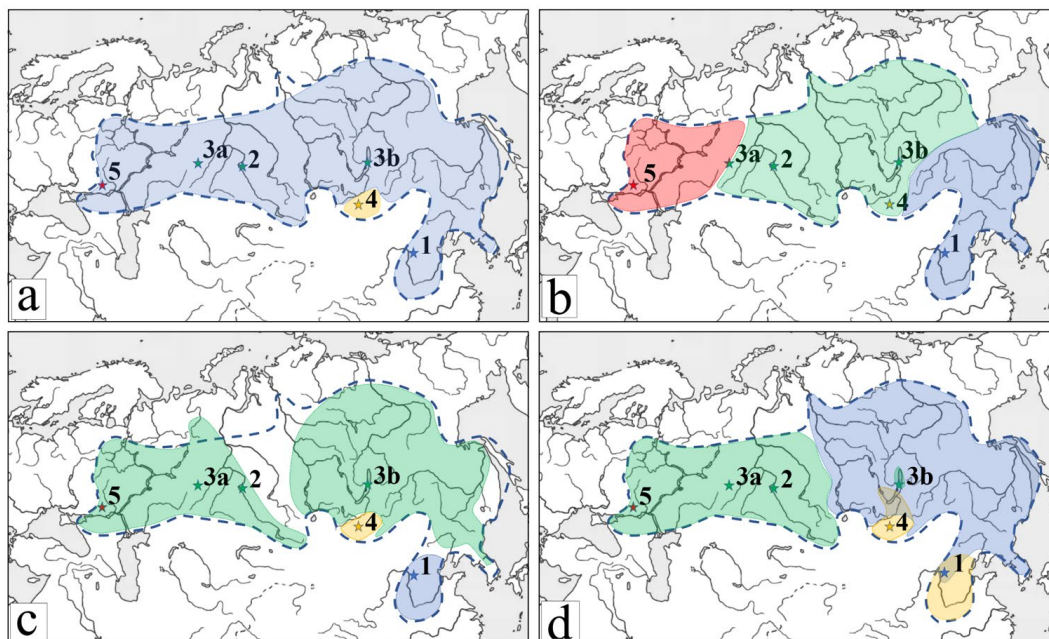


Fig.1. Ranges of the Siberian spined loach *Cobitis melanoleuca* (sensu lato) and its included taxa: *C. melanoleuca* (sensu stricto), *C. granoei* = *C. sibirica*, *C. olivai* и *C. gladkovi*. Symbols: the blue dotted line is the boundary of the range of *Cobitis melanoleuca* (sensu lato) according to Dyldin et al., 2023; asterisks mark the type locations of *C. melanoleuca* (sensu stricto) (1 - Qingshui River), *C. granoei* (2 - Irtysh River near Omsk), *C. sibirica* (3a - Lake Turgoyak, according to Berg, 1949 and Kottelat, 2012) (3b - the Chivyrkuy Bay of Lake Baikal, according to Vasil'eva, 1988), *C. olivai* (4 - Ogii Lake) and *C. gladkovi* (5 - the Seversky Donets River); shaded areas indicate the ranges of *C. melanoleuca* (sensu stricto) (blue), *C. granoei* / *C. sibirica* (green), *C. olivai* (light orange) and *C. gladkovi* (pink); the range boundaries are indicated a) by Vasil'eva 1998 and Prokofiev, 2007; b) by Vasil'ev, Vasil'eva, 2008 and Kottelat, 2012; c) by Nalbant et al., 1970 with changes by Chen and Chen, 2016; d) based on the results of this study and published data (as a hypothesis).

2. Materials and Methods

The study was based on the material collected in the period from 2006 to 2023 in the water bodies of the Cisbaikalia. A total of 234 specimens from eight sites were studied (Fig.4): Lake Nizhnee Gramninskoye (♀10+♂9); the Lena River (♀12+♂20); the Kuda River (♀26+♂14); the Goloustnaya River (♀31+♂9); the Irkut River (♀16+♂30); the Olkha River (♀12+♂21); the Taltsynka River (♀8+♂6); the Selenga River (♀67+♂7).

The variability of characters important in the classification and diagnosis of species of the genus *Cobitis* was analyzed: size and shape of spots on the body and at base of caudal fin, shape of suborbital spine, lower lip, and Canestrini's organ (Fig. 2-4).

Data on typical range and diagnostic traits of the taxa were specified according to literature references. The abbreviation of collections containing type specimens is given according to the Guide to Fish Collections in Eschmeyer's Catalog of Fishes (2024):

AMNH - American Museum of Natural History, New York, U.S.A.

FMNH - Division of Fishes, Department of Zoology, Field Museum of Natural History, Chicago, Illinois, U.S.A.

ISBB & IBTS - Taxonomy Research Group, Research Centres in Biology Field, University of Bucharest, Tr. Savulescu, Bucharest, Romania.

LFRH - Lab. Fish. Res. Hydrobiol., Slovak Acad. Agric. Sci., Bratislava.

MZH - Finnish Museum of Natural History, Zoological Museum, Vertebrates Division, University of Helsinki, Helsinki, Finland.

NRM - Naturhistoriska Riksmuseet, Department of Vertebrate Zoology, Ichthyology Section, Stockholm, Sweden.

SNMB - Slovak National Museum, Natural Science Museum, Bratislava, Slovakia.

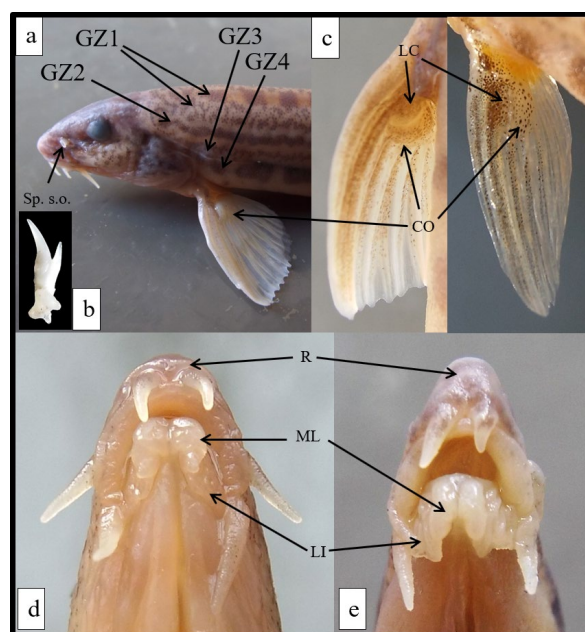


Fig.2. Diagnostic traits: a) location of Gambetta's zones, suborbital spine and Canestrini's organ; b) suborbital spine; c) male pectoral fin with Canestrini's organ; d-e) head, view from below. Symbols indicate: GZ1-4 - Gambetta's zones (from first to fourth); Sp. s.o. - suborbital spine; CO - Canestrini's organ; LC - lamina circularis; LI - lower lip; ML - mental lobes of lower lip.

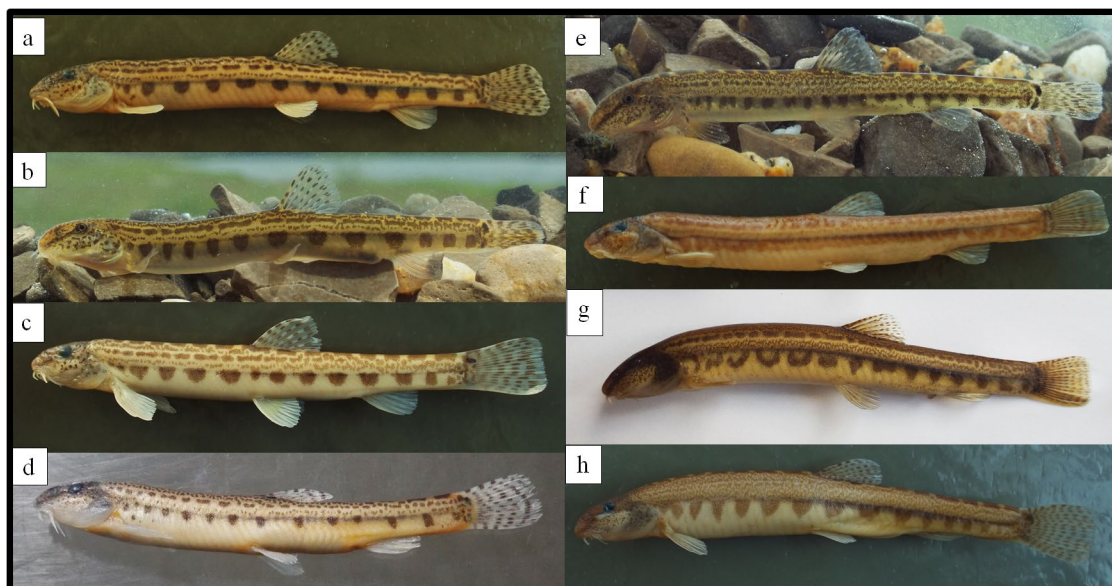


Fig.3. Coloration patterns of Siberian spined loach in water bodies of the Cisbaikalia (explanation in the text).

ZICUP - Charles University, Faculty of Natural Sciences, Division of Hydrobiology and Ichthyology, Prague, Czech Republic.

ZMMU - Zoological Museum, Biological Faculty, M. V. Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia.

3. Results

Description. Total length (TL) of species is 120–130 mm, with a mass of up to 8.5 g. Sexual maturity is attained at a TL of about 80 mm and a mass of 3.5–4 g. Females larger than males. Body is a snake-like, laterally compressed, with equal width at head and caudal part, covered with small scales immersed in skin. Caudal peduncle is with weakly pronounced keels above and below, or a single keel below.

Coloration of head and upper part of body is spotted. Numerous spots of different sizes on dorsal and lateral sides is forming a special pattern called

Gambetta's zones (Fig. 2a). The largest blotches form lines running over ridge and along medial line of body. Between them, smaller spots or zones of fine speckles form a marble-like pattern. Spots of the first Gambetta's zone are rectangular or rounded in shape. Two spots are at the base of dorsal fin and 8-11 spots in anterior and posterior of it. Below a broad stripe of small dots, or thin horizontally elongated spots arranged in a single row and forming a wavy line. Small spots in a line are the second Gambetta's zone. Its extent varies greatly. The third Gambetta's zone is formed by broad stripe or a wavy line of small spots. The fourth Gambetta's zone is characterized 9-22 (often 16) spots of various shapes and sizes along the medial line of body.

Suborbital spine bifid (Fig. 2b). Main process of spine slightly curved, mostly reaching the posterior edge of pupil. Lateral process straight or slightly curved, reaches the vertical of anterior edge of pupil. A small denticle or its rudiment in form of tubercle located near the base of spine.

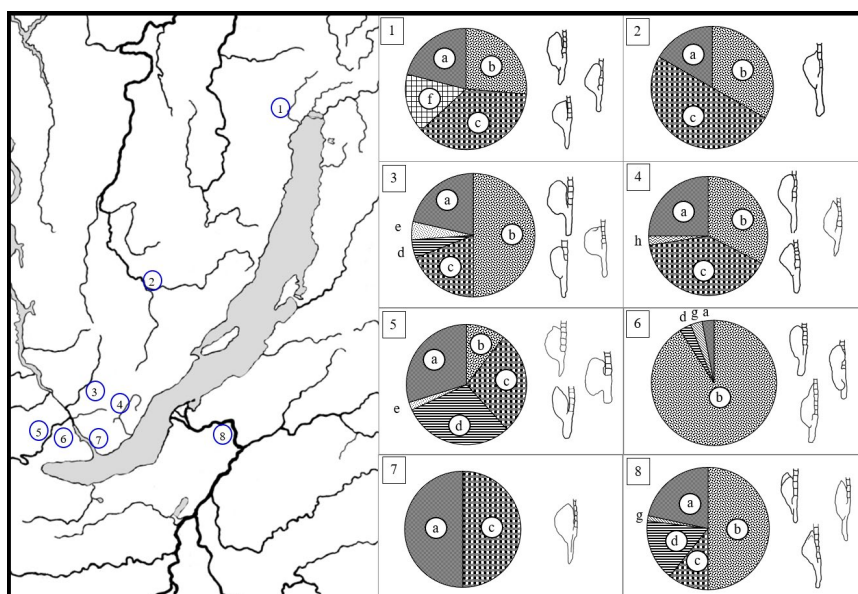


Fig.4. Diversity of coloration patterns and shape of *lamina circularis* of Siberian spined loach in water bodies of the Cisbaikalia: 1) Nizhnyaya Gramna Lake; 2) Lena River; 3) Kuda River; 4) Goloustnaya River; 5) Irkut River; 6) Olkha River; 7) Taltsynka River; 8) Selenga River. Coloration patterns are indicated by letters as in Fig. 3.

Canestrini's organ small, 1/5 to 1/4 of length of pectoral fin; a rounded "lentic-like" or oval shape (Fig. 2c). Shape of *lamina circularis* highly variable preventing the identification of any archetype that could be considered a species trait.

The shape of the snout is variable. There are both short-snouted (Fig. 2d) and long-snouted individuals, the latter with a rostrum strongly overhanging over the mouth (Fig. 2e).

Mouth small, inferior, with three pairs of short barbels. Lower lip divided in two well-developed parts. Lobes of lower lip broad, with rather developed folds. Its mental lobes bulb-shaped, with a broad base and cone-shaped tip (Fig. 2d), or evenly thickened along their entire length (Fig. 2e).

4. Discussion

The results of the study showed that the population at all eight sites within the Baikal region is a combination of morphotypes differing in coloration patterns and other diagnostic traits.

Eight patterns (morphotypes) can be identified in color variability:

- *melanoleuca*-like – (GZ4) 12-18 blotches in the fourth Gambetta's zone, vertical line at the base of caudal fin or z-shaped dark line (Fig. 3a);
- *granoei*-like – in GZ4, 9-18 or more often 12-16 blotches, two vertically-elongated oval dark blotches one above the other, either both black, or upper black and lower brown at the base of caudal fin (Fig. 3b);
- *taenia*-like – in GZ4, 9-16 big blotches, one small black spot on upper lobe of caudal fin at the base of caudal fin (Fig. 3c);
- *olivae*-like – in GZ4, 9-16 small round or elongated spots, two small dark spots (or only one upper spot) above the other at the base of caudal fin (Fig. 3d);
- *gracilis*-like – in GZ4, 18-22 small spots, two vertical dark oval elongated spots one above the other at the base of caudal fin (Fig. 3e);
- *gladkovi*-like – spots on body inconspicuous, in GZ4 form one dense streak, two vertical dark oval elongated spots one above the other at the base of caudal fin (Fig. 3f);
- with zigzag spots in anterior part of GZ4 (Fig. 3g);
- without second Gambetta's zone (Fig. 3h).

The figure (Fig. 4) shows the geographic range of phenes (patterns) of coloration and shape of *lamina circularis*. Nevertheless, no correlation between the diagnostic traits was identified. In this regard, the question of these fish taxonomic classifications remains unresolved.

At present, there is no consensus on phenotypic variability and taxonomy of spined loach *C. melanoleuca* (sensu lato) nor on the nomenclatural types and typical range of many of the nominal taxa included in this species. In total, five such taxa were described.

Type localities and type specimens

1. *Cobitis taenia melanoleuca* Nichols, 1925:3. The taxon is described on the basis of three specimens: holotype AMNH 8403 and two paratypes FMNH 14829. Type locality, as it is commonly referred to as "Chin-ssu, Shansi Province, China", is not found on modern maps of China. In the original publication it is described as follows: "Chin-ssu, Shansi, in the hills east of the southward-flowing limb of the Yellow River... The locality is not very distant from Kwei-hwa in a south-southeastern direction..." (Nichols, 1925:3). In accordance with the established toponymy and administrative divisions of China, the city of Kwei-Hwa, which has undergone repeated renaming since 1954, is currently known as Hohhot and is the capital of Inner Mongolia. As indicated in the description, the Qingshui River (Qingshui County, Inner Mongolia) flows through this area; prior to 1929, this region was part of the Shanxi Province. The inversion of English names of Qingshui in Chin-ssu and Shanxi in Shansi can be explained by the problem of transliteration of Chinese toponyms. Thus, the Qingshui River should be considered the typical range of this species in the province of Inner Mongolia.
2. *Cobitis taenia granoei* Rendahl, 1935: 332, Figs. 5-6. The taxon is described on the basis of syntypes: MZH (6/7), NRM 10654 (2) from the Irtysh River near Omsk.
3. *Cobitis taenia sibirica* Gladkov, 1935:73. Information on the origin (type locality) of the holotype ZMMU P-2853 is contradictory. There are two versions of the origin of the holotype (i.e., the type locality of the taxon): it is either Lake Baikal if the holotype is taken from the ZMMU P-2272 collection or Lake Turgoyak in the Chelyabinsk region if it is taken from the same collection as the paratypes: ZMMU P-2253 (Svetovidova, 1978; Vasil'eva, 1988; Types of vertebrates..., 2001; Kottelat, 2012). Range: lakes: Turgoyak, Baikal, Kurgaljin; rivers: Khancha, Borsak, Bulunoi, and Yenisei near Minusinsk.
4. *Cobitis granoei olivai* Nalbant, Holčík, Pivnička 1970: 121, Figs. 1-6: holotype: SNMB Ry 2093; paratypes: IBTS 2290 (9); LFR 96752 (1); SNMB Ry 2094 (7, 2 c&s), ?4813 (1); ZICU 34985 (10); Ogii Lake in the Orkhon River basin.
5. *Cobitis melanoleuca gladkovi* Vasil'iv, Vasil'eva, 2008:9, Fig. 9: holotype: ZMMU P-21654, paratypes: ZMMU P-21655 (6); Seversky Donets River. Range: the basins of the rivers Volga, Don, Eya, Kuban, Ural, Bolshoi and Maly Uzen, freshened bays of the Northern Caspian Sea.

Diagnostic traits

Coloration

The coloration pattern of *C. melanoleuca* (sensu stricto) based on the original description (Nichols, 1925) is characterized by 12-16 large blotches in GZ4, and a vertical dark stripe at the base of caudal fin. A dark blotch on the upper lobe of caudal fin is slightly

visible or absent. Holotype of *C. melanoleuca* is shown in the figure (Fig. 5). In Russian-language sources, this pattern is usually considered a variant of *C. granoei* coloration (Băcescu and Mayer, 1969; Vasil'eva, 1988; Shandikov and Kryvokhyzha, 2008). In the Cisbaikalia, this type of coloration is considered to be codominant along with *granoei*-like (Fig. 3b) and *taenia*-like patterns (Fig. 3c, Fig. 4). In the latter example, the external similarity to the European species, *C. taenia*, is due to one small dark blotch at the base of upper lobe of caudal fin and this pattern can also be considered a variant of coloration of *C. melanoleuca* (sensu stricto).

An alternative opinion concerning what coloration should be considered “typical” for *C. melanoleuca* was shaped under the influence of T. Nalbant's works (Nalbant et al., 1970; Nalbant, 1993). Initially, T. Nalbant with his co-authors (Nalbant et al., 1970) described a subspecies of Siberian spined loach, *C. granoei olivai*, from Lake Ogii Lake. One of the distinguishing features of this subspecies is the tiny (compared to typical Siberian spined loaches) spot in GZ4. Then T. Nalbant (Nalbant, 1993) redescribed Siberian spined loach as *C. melanoleuca*. However, the redescription was based not on type specimens but on four individuals from a collection also taken near Hohhot in 1920 (probably, the Dahei He River) but these specimens were identified by J. Nichols (Nichols, 1925) as *C. taenia sinensis* Sauvage et Dabry de Thiersant (1874) and on 20 individuals from Ordynskoye Lake in the Kuda River basin (Ust-Ordynsky District, Irkutsk region). All of the above fish are also characterized by small spots in GZ4 (Fig. 6a). Such coloration is usual for spined loaches from the tributaries of the middle reaches of the Yellow River, the Hai He and Luan He River basins flowing into the Bohai Sea and the Orkhon River basin (Selenga / Baikal basin) (Chen and Chen, 2005; 2016; Prokofiev, 2007). Individuals with the same coloration are occasionally found in the Selenga and the Angara tributaries: the Irkut and Kuda Rivers. In the publications of Chinese authors, only individuals of this phenotype are identified as *C. melanoleuca* and individuals with large blotches as *C. granoei*.

Literature data indicate that *C. granoei*, *C. sibirica*, and *C. gladkovi* are characterized by large blotches (numbering between 11 and 18) in GZ4, as well as two large oval blotches located one above the other at the base of caudal fin (Rendahl, 1935; Gladkov, 1935; Băcescu and Mayer, 1969; Vasil'eva, 1988; Chen and Chen, 2016; Prokofiev, 2007; Shandikov and

Kryvokhyzha, 2008) (Fig. 7a). This coloration is prevalent inside most of the range of *C. melanoleuca* (sensu lato). In the Baikal region, this pattern is one of three codominant patterns (see above), and the number of blotches varies from 9 to 18.

In populations of the European part of the range (i.e., *C. gladkovi*), a distinctive feature is the contrast in coloration that occurs throughout the year, accompanied by a tendency to merge blotches in GZ4 into a solid stripe (Băcescu and Mayer, 1969; Vasil'eva, 1988; Shandikov and Kryvokhyzha, 2008) (Fig. 8a). This study revealed that the observed coloration was limited to one case: in Lake Nizhnyaya Gramna situated in the north of the Baikal region in three out of nineteen individuals.

Morphological features

The original description (Nichols, 1925) states that lower lip of *C. melanoleuca* (sensu stricto) is broad and square. The most recent studies (Nalbant, 1993; Prokofiev, 2007; Chen and Chen, 2016) have revealed that individuals (identified by the authors as *C. melanoleuca*, *C. granoei* and *C. olivai*) from rivers in China and Mongolia have a broad, square lip with numerous folds, a well-developed mental lobe with either a rounded or pointed tip (Fig. 7b). As in the present study, no clear correlation between this trait and coloration pattern was found.

The redescription of *C. granoei* states that lower lip in this species (including the holotype of *C. sibirica*) is smooth, without folds or fringes (Vasil'eva, 1988). However, the species specificity of this trait is questionable. Băcescu and Mayer (1969) provide figures of the mouth parts of Siberian spined loaches from the Volga and Don rivers. The same two morphotypes can be seen on their base, which are established by the present study in the Baikal region. One of them (Fig. 2d, 8b) is specific to *C. granoei*, while the other (Fig. 2e, 8c) corresponds to *C. melanoleuca* (sensu stricto).

In the original description of *C. melanoleuca*, no data is provided regarding the shape of the Canestrini's organ and *lamina circularis*. In later works, different authors have indicated that the lamina is semilunar, knife-shaped, or dolabriform for the same taxa (Nalbant, 1993; Prokofiev, 2007; Chen et al., 2015; Chen and Chen, 2016). In the case of *C. olivai*, *lamina circularis* is indicated in the shape of a hatchet, which is identical to that observed in *C. melanoleuca* from the Selenga River (Prokofiev, 2007). Băcescu and Mayer (1969) introduced the term “bottle-shaped” to describe

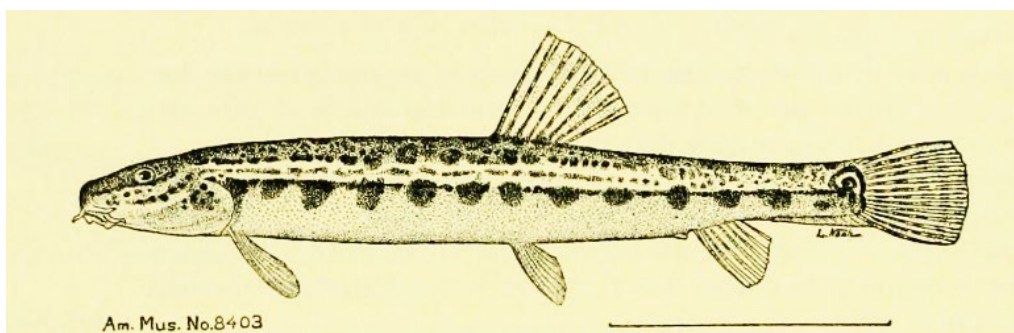


Fig.5. Siberian spined loach *Cobitis melanoleuca* (sensu stricto): holotype AMNH 8403 (from Nichols, 1943).

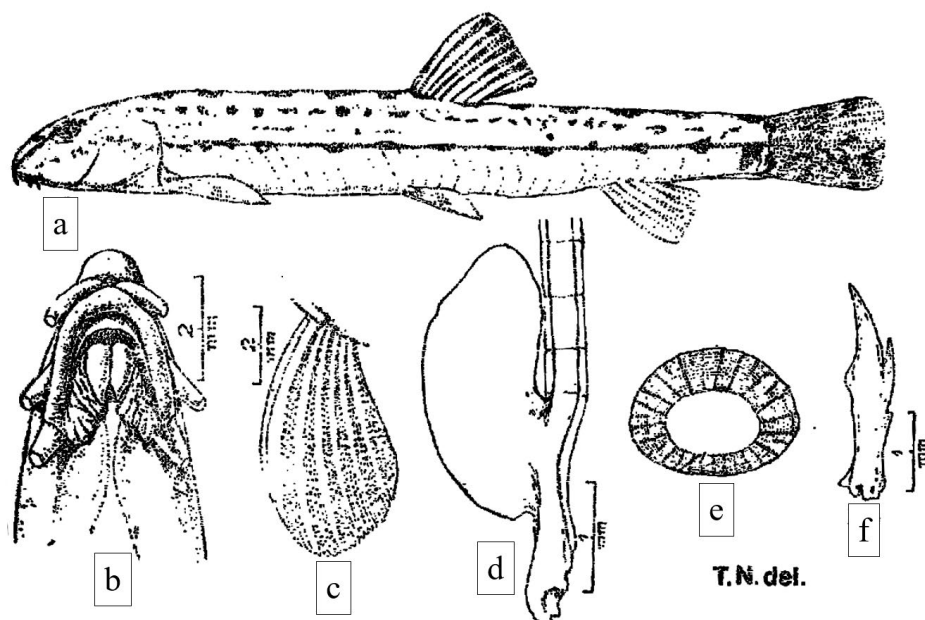


Fig.6. Siberian spined loach: “topotype” of *Cobitis melanoleuca* ISBB [IBTS] 3230 (= *Cobitis granoiei olivai*). General view, laterally (a) and diagnostic traits: head, view from below (variants of morphology of mouth appendages and rostrum) (b), pectoral fin (c), *lamina circularis* (d), scales (e), suborbital spine (f) (from Nalbant, 1993).

the shape of the *lamina circularis* in populations of the European part of the range, although it does not differ in shape from the “hatchet” of *C. olivai* (Fig. 6, 7, 8).

General notes

Taking into account the above-mentioned traits, Siberian spined loach inhabiting the Cisbaikalia represents a complex of phenotypes typical for *C. melanoleuca* (sensu stricto), *C. granoiei*, and *C. olivai*. This may be attributed to either the conspecificity of these taxa or their hybridization in semisympatric zones (Fig. 1d). It is not possible to respond to this question without undertaking molecular studies that are necessarily correlated with phenotypic peculiarities. The currently published molecular data (Perdices et al., 2012; 2015; Chen and Chen, 2016) do not answer this question. However, even if the geographical structuring of *C. melanoleuca* (sensu lato) is proved, it will be challenging to draw taxonomic boundaries between vicariant forms due to the intergradation of their diagnostic traits (Figs. 2-8).

5. Conclusion

The data on the variability of Siberian spined loaches in the Cisbaikalia obtained as a result of this study demonstrated a high degree of polymorphism in traits that are typically considered to be species-specific. Any random population sample is a mixture of phenotypes that are usually assigned to different taxa. Such variability may have a dual nature. It is either a manifestation of only intraspecific polymorphism, or intraspecific polymorphism and hybridization of vicariant taxa in a zone of partial sympatry. Given the existing level of variability observed in Siberian spined loach, *C. melanoleuca* (sensu lato), it is reasonable to consider it as a single polymorphic species, without the need for further division into vicariant forms. However, in this instance, the diagnosis of the species remains problematic, given that all the traits that are considered diagnostic are polymorphic.

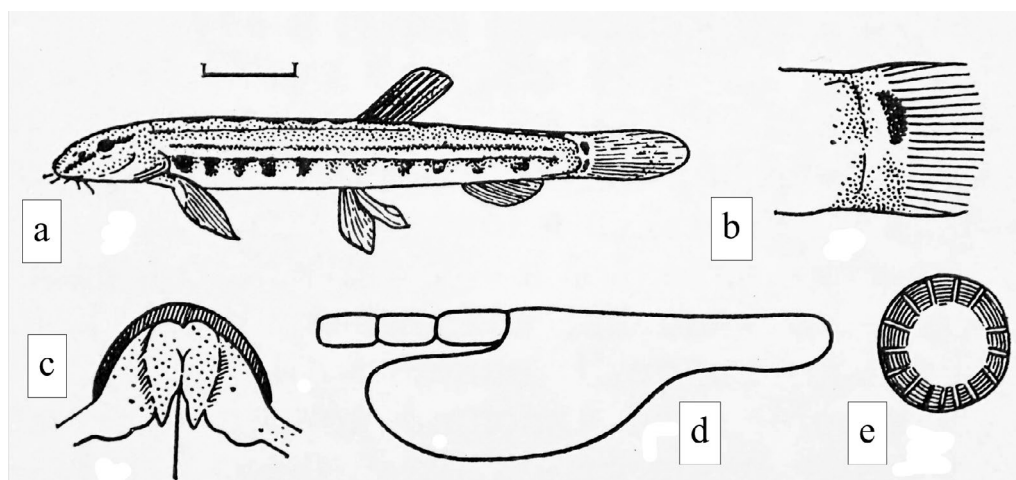


Fig.7. Siberian spined loach: holotype of *Cobitis sibirica* ZMMU P-2853. General view, laterally (a) and diagnostic traits: pigmentation at the base of caudal fin (b), shape of lower lip (c), *lamina circularis* (d), scales (e) (Vasil'eva, 1988).

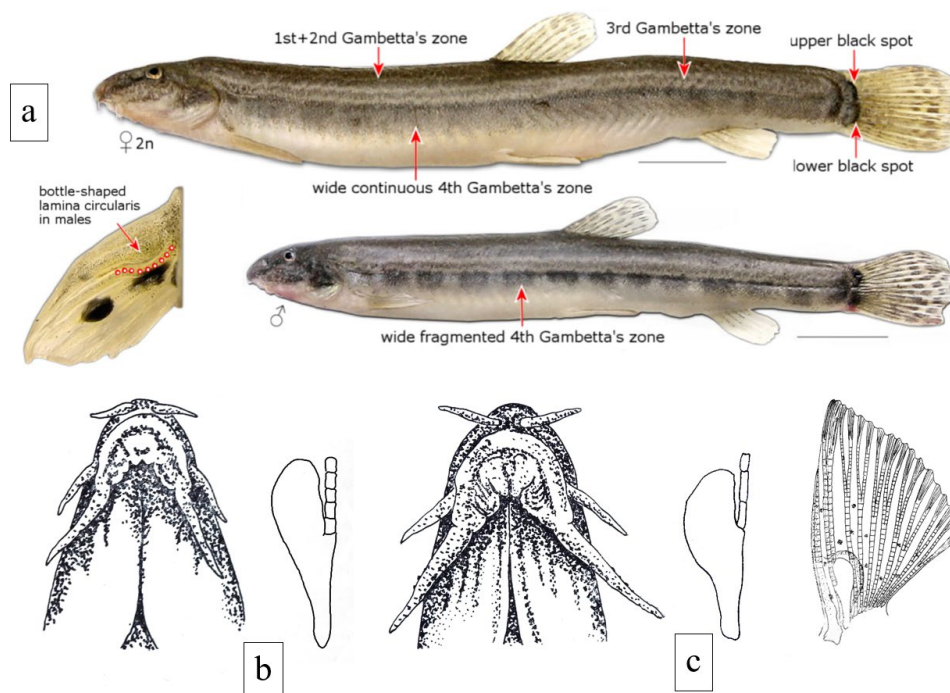


Fig.8. Gladkov's Siberian spined loach *Cobitis gladkovi*. (a) topotype (Seversky Donets River): above, female and male (general view, laterally); below left, pectoral fin of male with Canestrini's organ (Shandikov and Kryvokhyzha, 2008); head, view from below (variants of morphology of mouth appendages and rostrum), *lamina circularis* and pectoral fin of male with Canestrini's organ: (b) Volga River, (c) Don River (Băcescu and Mayer, 1969).

Acknowledgements

The author is grateful to Dr. Sc. (Biology) E.D. Vasil'eva (Lomonosov Moscow State University) for insightful comments on the manuscript.

The study is carried out within the State Assignment of LIN SB RAS No. 0279-2021-0005 (121032300224-8).

Conflict of Interest

The author declares no conflicts of interest.

References

- Băcescu M., Mayer R. 1969. The *Cobitis* of the Don and Volga. *Journal of Ichthyology* 9(1): 38–44.
- Chen Y.-F., Chen Y.-X. 2005. Secondary sexual characters, pigmentary zones of Gambetta and taxonomical revision the genus *Cobitis* from China (Pisces: Cobitidae: Cobitinae). *Acta Zootaxonomica Sinica* 30: 647–658. (in Chinese)
- Chen Y.-X., Chen Y.-F. 2016. A new species of the genus *Cobitis* (Cypriniformes: Cobitidae) from the Northeast China. *Zoological Systematics* 41(4): 379–391. DOI: [10.11865/zs.201643](https://doi.org/10.11865/zs.201643)
- Chen Y.-X., Sui X.-Y., He D.-K. et al. 2015. Three new species of cobitid fish genus *Cobitis* (Teleostei, Cobitidae) from the River Pearl basin of China. *Folia Zoologica* 64(1): 1–16. DOI: [10.25225/fozo.v64.i1.a1.2015](https://doi.org/10.25225/fozo.v64.i1.a1.2015)
- Dyldin Yu.V., Orlov A.M., Hanel L. et al. 2023. Ichthyofauna of the Fresh and Brackish Waters of Russia and Adjacent Areas: Annotated List with Taxonomic Comments. 2. Order Cypriniformes, Suborders Catostomoidei, Cobitoidei and Cyprinoidei. *Journal of Ichthyology* 63: 636–686. DOI: [10.1134/S0032945223040045](https://doi.org/10.1134/S0032945223040045)
- Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera, Species, References. 2024. R. Fricke, W.N. Eschmeyer, R. Van der Laan (eds). Updated 07 Jan. 2025. Electronic version accessed URL: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>
- Gladkov N.A. 1935. Sur la variabilité géographique de *Cobitis taenia*. *Sbornik trudov Gosudarstvennogo Zoologicheskogo Muzeia MGU* [Archives of the Zoological Museum of Moscow State University] 2: 69–74. (in Russian)
- Kottelat M. 2006. Fishes of Mongolia. A check-list of the fishes known to occur in Mongolia with comments on systematics and nomenclature. The World Bank. Washington, DC. Fish Mongolia.
- Kottelat M. 2012. Conspectus Cobitidum: an inventory of the loaches of the world (Teleostei: Cypriniformes: Cobitoidei). *Raffles Bulletin of Zoology* 26: 1–199.
- Nalbant T.T. 1993. Some problems in the systematics of the genus *Cobitis* and its relatives (Pisces, Ostariophysi, Cobitidae). *Revue Roumaine de Biologie: Serie Biologie Animale* 38: 101–110.
- Nalbant T.T., Holčík J., Pivnička K. 1970. A new loach, *Cobitis granoei olivai*, ssp. n., from Mongolia, with some remarks on the *Cobitis elongata-belseli-macrostigma* group (Pisces, Ostariophysi, Cobitidae). *Věstník Československé společnosti zoologické* 34 (2): 121–128.
- Nichols J.T. 1925. The two Chinese loaches of the genus *Cobitis*. *American Museum Novitates* 170: 1–4.
- Nichols J. T. 1943. The fresh-water fishes of China. American Museum of Natural History, New York. URL: <https://www.biodiversitylibrary.org/bibliography/12103>
- Perdices A., Vasil'ev V., Vasil'eva E. 2012. Molecular phylogeny and intraspecific structure of loaches (genera *Cobitis* and *Misgurnus*) from the Far East region of Russia and some conclusions on their systematics. *Ichthyol Resour* 59: 113–123. DOI: [10.1007/s10228-011-0259-6](https://doi.org/10.1007/s10228-011-0259-6)
- Perdices A., Vasil'eva E., Vasil'ev V. 2015. From Asia to Europe across Siberia: phylogeography of the Siberian spined loach (Teleostei, Cobitidae). *Zoologica Scripta* 44 (1): 29–40. DOI: [10.1111/zsc.12085](https://doi.org/10.1111/zsc.12085)

Prokofiev A.M. 2007. *Cobitis olivai* Nalbant, Holčík & Pivnička 1970, a valid species of spined loaches from Mongolia: redescription and comparison with *C. melanoleuca* Nichols 1925 (Osteichthyes, Cypriniformes, Cobitidae). *Senckenbergiana Biologica* 87 (1): 111-124.

Rendahl H. 1935. Ein paar neue Unter-arten von *Cobitis taenia*. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 10: 329-336.

Reshetnikov Yu.S. 2003. *Cobitis melanoleuca* Nichols, 1925 – Siberian spined loach. In: Reshetnikov Yu.S. (Ed.). *Atlas of freshwater fishes of Russia*. In two volumes. V. 1. Moscow, pp. 363-365. (in Russian)

Shandikov G.A., Kryvokhyzha D.V. 2008. To the question about species composition and some peculiarities of biology of spined loaches of the genus *Cobitis* (Teleostei: Cypriniformes: Cobitidae) in the Upper and Middle Severskiy Donets River, Ukraine. *Vestnik Har'kovskogo nacional'nogo universiteta imeni V. N. Karazina. Seriya: biologiya* [The Journal of V. N. Karazin Kharkiv National University. Series: Biology] 8 (828): 91-118. (in Russian)

Svetovidova A.A. 1978. List of holotypes, syntypes and paratypes kept in the Department of Ichthyology of the Moscow State University Museum. *Sbornik trudov*

Gosudarstvennogo Zoologicheskogo Muzeya MGU [Archives of the Zoological Museum of Moscow State University] 16: 256-263. (in Russian)

Types of Vertebrates in the Zoological Museum of Moscow University. 2001. Rossolimo O.L., Pavlinov I.Ya., Borissenko A.V. (Eds.). *Archives of the Zoological Museum of Moscow State University*. 41.

Vasil'eva E.D. 1988. Redescription, morpho-ecological characteristics and distribution of *Cobitis granoei* (Teleostei, Cobitidae). *Zoologicheskii Zhurnal* [Zoological Journal] 67: 1025–1036. (in Russian)

Vasil'eva E.D. 1998. Fam. 16. Cobitidae. In: Reshetnikov Yu.S. (Ed.) *Annotated Check-List of Cyclostomata and Fishes of the Continental Waters of Russia*. Moscow, pp. 97-103. (in Russian)

Vasil'ev V.P., Vasil'eva E.D. 2008. Comparative karyology of species of the genera *Misgurnus* and *Cobitis* (Cobitidae) from the Amur River Basin in connection with their Taxonomic relations and the evolutions of karyotypes. *Journal of Ichthyology* 48(1): 1–13. DOI: [10.1134/S0032945208010013](https://doi.org/10.1134/S0032945208010013)

Изменчивость и систематическое положение сибирской щиповки *Cobitis melanoleuca* (Cypriniformes; Cobitoidei) водоёмов Прибайкалья

Богданов Б.Э. 

Лимнологический институт, Сибирского отделения Российской академии наук, ул. Улан-Баторская, 3, Иркутск, 664033, Россия

АННОТАЦИЯ. Сибирская щиповка, *Cobitis melanoleuca* (sensu lato), распространена в водоёмах Северной Евразии и Байкальский регион находится в центре ареала этого вида (или группы видов). В настоящем исследовании проанализирована изменчивость экстерьерных признаков в восьми популяциях сибирской щиповки в водоёмах Прибайкалья (по оригинальным данным) и на ареале в целом (по литературным данным). Результаты исследования показали высокий полиморфизм признаков, традиционно считающихся видоспецифичными. Установлено, что популяции щиповок, обитающих в Прибайкалье, представляют собой смесь фенотипов, характерных для *Cobitis melanoleuca* (sensu stricto), *Cobitis granoei* и *Cobitis olivai*. Высказано предположение, что это может быть обусловлено либо конспецифичностью данных таксонов, либо их гибридизацией. Приведены уточнённые данные о номенклатуре и диагностических признаках таксонов, включённых в синонимию *Cobitis melanoleuca* (sensu lato). Сделан вывод о том, что при существующем уровне изученности сибирской щиповки *C. melanoleuca* её целесообразно считать одним полиморфным видом, без разделения на викарирующие формы.

Ключевые слова: Cobitidae, *Cobitis melanoleuca*, диагностические признаки, номенклатура и таксономия, Байкальский регион

Для цитирования: Богданов Б.Э. Изменчивость и систематическое положение сибирской щиповки *Cobitis melanoleuca* (Cypriniformes; Cobitoidei) водоёмов Прибайкалья // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 1. - С. 68-83. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-68

1. Введение

Сибирская щиповка, *Cobitis melanoleuca* Nichols, 1925 (sensu lato), населяет водоёмы от бассейнов Хуанхэ и Яны на востоке до рек, впадающих в Азовское море, на западе (Рис. 1). Всего на ареале сибирской щиповки в разное время было описано пять номинальных таксонов: *Cobitis taenia melanoleuca* Nichols, 1925; *Cobitis taenia granoei* Rendahl, 1935; *Cobitis taenia sibirica* Gladkov, 1935; *Cobitis granoei olivai* Nalbant, Holčík et Pivnička, 1970 и *Cobitis melanoleuca gladkovi* Vasil'ev et Vasil'eva, 2008.

В отношении таксономии сибирской щиповки в настоящее время существуют пять гипотез. Согласно первой это один широкоареальный вид (Nalbant, 1993; Решетников, 2003; Kottelat, 2006; Шандиков и Кривохижа, 2008; Perdices et al., 2012; 2015; Dylidin et al., 2023). Согласно другой, наряду с *C. melanoleuca*, валидным видом либо подвидом, считается *C. olivai* из бассейна реки Орхон в Монголии

(Васильева, 1998; Prokofiev, 2007) (Рис. 1а). Третья утверждает существование в составе одного политипического вида трёх подвидов: *C. melanoleuca melanoleuca* – в Тихоокеанском, *C. melanoleuca granoei* – в Арктическом и *C. melanoleuca gladkovi* – в Понто-Каспийском бассейнах (Васильев и Васильева, 2008) (Рис. 1б). Согласно четвёртой, как варианта третьей, данные таксоны являются викарирующими видами: *C. melanoleuca*; *C. sibirica* = *C. granoei* и *C. gladkovi* (Kottelat, 2012). Пятая гипотеза предполагает существование двух видов, хорошо обособленных генетически и фенотипически: *C. melanoleuca* – в притоках среднего течения Хуанхэ и реках Бохайского залива, и *C. granoei* – на широком ареале от Амура и Ляохэ на востоке до Северского Донца на западе (Chen and Chen, 2005; 2016) (Рис. 1с). В этом случае, идентификация китайскими авторами таксонов *C. granoei* соответствует *C. melanoleuca*, а *C. melanoleuca* соответствует *C. olivai* в публикациях российских авторов (Васильева, 1998; Prokofiev, 2007).

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: bakhtiar.bogdanov@mail.ru (Б.Э. Богданов)

Поступила: 10 октября 2024; **Принята:** 03 февраля 2025; **Опубликована online:** 26 февраля 2025

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



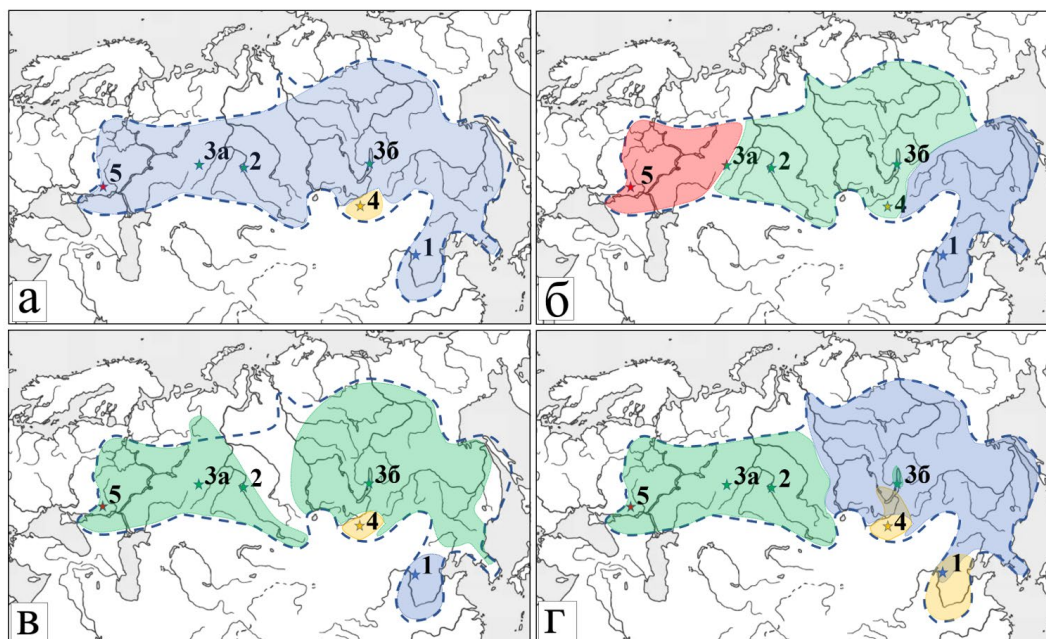


Рис.1. Ареалы сибирской щиповки *Cobitis melanoleuca* (sensu lato) и включённых в неё таксонов: *C. melanoleuca* (sensu stricto), *C. granoei* = *C. sibirica*, *C. olivai* и *C. gladkovi*. Условные обозначения: синяя пунктирная линия – граница ареала *Cobitis melanoleuca* (sensu lato) по Dyldin et al., 2023; звёздочками отмечены типовые локации *C. melanoleuca* (sensu stricto) (1 - река Циншуй Хэ), *C. granoei* (2 - река Иртыш у Омска), *C. sibirica* (3а - озеро Тургойяк, по Берг, 1949 и Kottelat, 2012) (3б – Чивыркуйский залив Байкала, по Васильева, 1988), *C. olivai* (4 – озеро Угий-Нуур) и *C. gladkovi* (5 – река Северский Донец); затушёванными областями обозначены ареалы *C. melanoleuca* (sensu stricto) (голубая), *C. granoei* / *C. sibirica* (зелёная), *C. olivai* (светло-оранжевая) и *C. gladkovi* (розовая); границы ареалов указаны а) по Васильевой 1998 и Prokofiev, 2007; б) по Васильев, Васильева, 2008 и Kottelat, 2012; в) по Nalbant et al., 1970 с изменениями по Chen and Chen, 2016; г) по результатам настоящего исследования и литературным данным (как гипотеза).

В водоёмах Байкальского региона сибирская щиповка встречается практически повсеместно, за исключением верховий горных рек. Цель настоящего исследования состоит в том, чтобы изучить изменчивость таксономически значимых признаков щиповок, обитающих в Прибайкалье, для уточнения систематического положения этих рыб.

2. Материал и методы.

Исследование выполнено на материале, собранном в период с 2006 по 2023 в водоёмах Прибайкалья. Всего изучено 234 экземпляра из восьми локаций (Рис.4): оз. Нижнее Грамнинское (♀10+♂9); р. Лена (♀12+♂20); р. Кудя (♀26+♂14); р. Голоустная (♀31+♂9); р. Иркут (♀16+♂30); р. Олха (♀12+♂21); р. Тальцинка (♀8+♂6); р. Селенга (♀67+♂7).

Анализировалась изменчивость признаков, имеющих важное значение в классификации и диагностике видов рода *Cobitis*: размер и форма пятен на теле и в основании хвостового плавника, форма подглазничного шипа, нижней губы и органа Канестрини (Рис. 2-4).

Данные о типовых местообитаниях и диагностических признаках таксонов уточнены по литературным источникам. Аббревиатура коллекций, содержащих типовые экземпляры приведена в соответствии с Guide to Fish Collections in Eschmeyer's Catalog of Fishes (2024):

AMNH - American Museum of Natural History, New York, U.S.A.

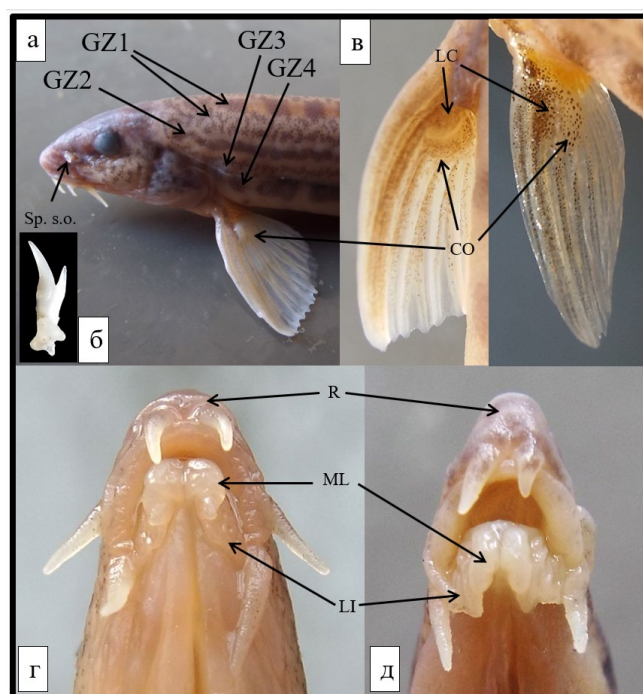


Рис.2. Диагностические признаки щиповок: а) расположение зон Гамбетты, подглазничного шипа и органа Канестрини; б) подглазничный шип; в) грудной плавник самца с органом Канестрини; г-д) голова вид снизу (варианты морфологии ротовых придатков и роострума). Символами обозначены: GZ1-4 – зоны Гамбетты (с первой по четвертую); S.sp. – подглазничный шип; CO – орган Канестрини; LC – пластинка органа Канестрини (*lamina circularis*); ML – ментальные лопасти нижней губы (L).

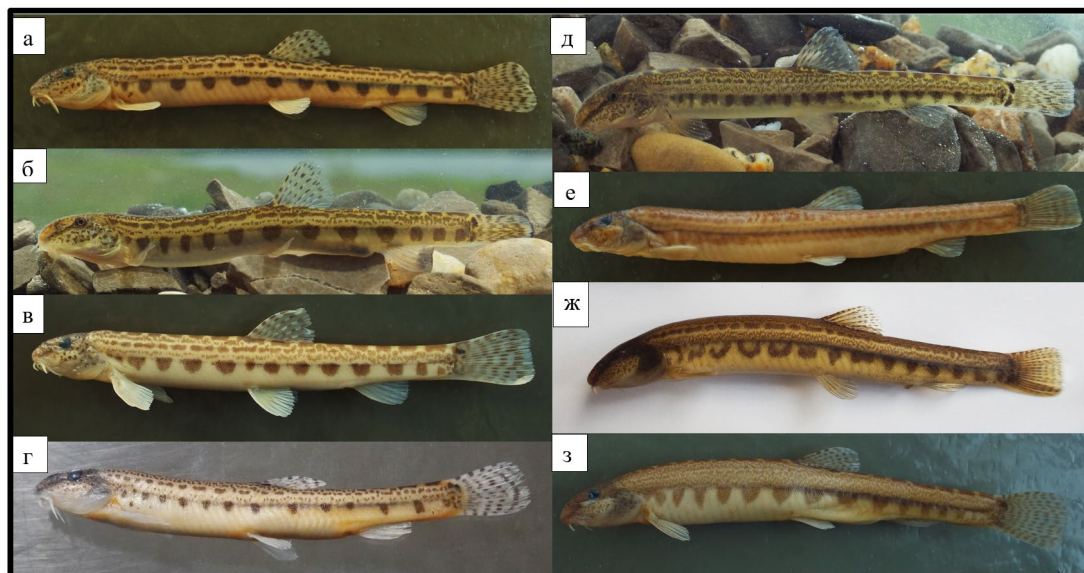


Рис.3. Паттерны окраски сибирской щиповки байкальского региона (пояснения в тексте).

FMNH - Division of Fishes, Department of Zoology, Field Museum of Natural History, Chicago, Illinois, U.S.A.

ISBB & IBTS - Taxonomy Research Group, Research Centres in Biology Field, University of Bucharest, Tr. Savulescu, Bucharest, Romania.

LFRH - Lab. Fish. Res. Hydrobiol., Slovak Acad. Agric. Sci., Bratislava.

MZH - Finnish Museum of Natural History, Zoological Museum, Vertebrates Division, University of Helsinki, Helsinki, Finland.

NRM - Naturhistoriska Riksmuseet, Department of Vertebrate Zoology, Ichthyology Section, Stockholm, Sweden.

SNMB - Slovak National Museum, Natural Science Museum, Bratislava, Slovakia.

ZICUP - Charles University, Faculty of Natural Sciences, Division of Hydrobiology and Ichthyology, Prague, Czech Republic.

ZMMU - Zoological Museum, Biological Faculty, M. V. Lomonosov Moscow State University, Moscow, Russia.

3. Результаты

Описание. Достигает абсолютной длины (TL) 120-130 мм и массы до 8.5 г, половозрелость при TL около 80 мм и массе 3.5–4 г. Самки крупнее самцов. Тело змеевидное, чуть сжатое с боков, одинаковое по ширине у головы и хвостовой части, покрыто очень мелкими, погруженными в кожу чешуйками. На хвостовом стебле сверху и снизу есть слабовыраженные жировые кили, либо только один нижний киль.

Окраска головы и верхней части туловища пятнистая. Многочисленные пятнышки разного размера на спине и боках формируют особый рисунок, называемый зонами Гамбетты (Рис. 2а). Самые круп-

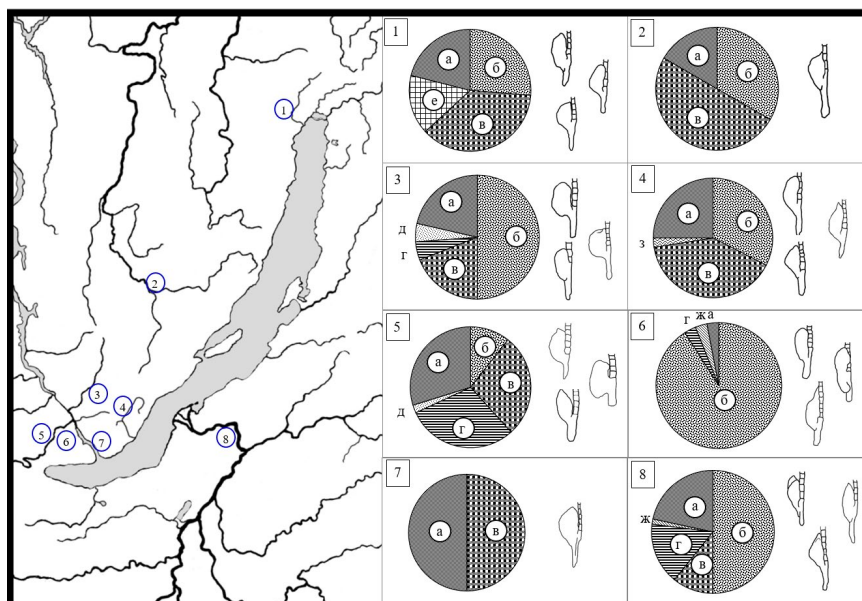


Рис.4. Разнообразие паттернов окраски и формы *lamina circularis* в водоёмах Прибайкалья: 1) озеро Нижняя Грамна; 2) река Лена; 3) река Кудя; 4) река Голоустная; 5) река Иркут; 6) река Олха; 7) река Тальцинка; 8) река Селенга. Паттерны окраски обозначены буквами, как на Рис. 3.

ные пятна образуют линии, идущие по хребту и по медиальной линии тела. Между ними расположены более мелкие пятна, либо зоны мелкого крапа, образующие мраморный рисунок. Пятна первой зоны Гамбетты прямоугольной или округлой формы. Два расположены в основании спинного плавника и по 8-11 спереди и позади него. Ниже проходит широкая полоса мелкого крапа, либо мелкие горизонтально вытянутые пятна, расположенные в один ряд и образующие волнистую линию. Вторая зона Гамбетты состоит из мелких пятен, расположенных в одну линию. Её протяжённость сильно варьирует. Третья зона имеет вид либо широкой полосы мелкого крапа, либо волнистой линии из мелких пятен. Четвёртую зону образуют от 9 до 22, чаще 16, пятен разнообразных форм и размеров, расположенных вдоль медиальной линии тела.

Подглазничный шип двухвершинный (Рис. 2б). Основной отросток шипа слегка изогнут, его вершина доходит до заднего края зрачка. Боковой отросток прямой, либо слегка изогнутый и достигает вертикали переднего края зрачка. Ближе к основанию шипа расположен небольшой зубчик либо его рудимент в виде бугорка.

Орган Канестрини небольшой, составляет от одной пятой до четверти длины грудного плавника и имеет округлую “чечевицеобразную” либо овальную форму (Рис. 2в). Форма пластинки Канестрини очень вариабельна, что не позволяет выделить какой-либо архетип, который можно было бы считать видовым признаком.

Форма рыла вариабельна. Встречаются как короткорылые (Рис. 2г), так и длиннорылые особи, с рострумом сильно нависающим над ртом (Рис. 2д).

Рот маленький, нижний, с тремя парами усиков. Нижняя губа разделена надвое. Лопастей нижней губы широкие с более или менее развитыми складками. Их ментальные доли могут быть в форме луковички с широким основанием и конусовидной вершиной (Рис. 2г), либо равномерно утолщенными по всей длине (Рис. 2д).

4. Обсуждение

Результаты исследования показали, что популяции во всех восьми локациях в Прибайкалье представляют собой смесь морфотипов, различных по паттернам окраски и другим диагностическим признакам.

В изменчивости окраски можно выделить восемь паттернов (морфотипов):

- *melanoleuca*-подобный – в четвёртой зоне Гамбетты (GZ4) 12-18 крупных пятен, в основании хвостового плавника вертикальная или 3-образная тёмная полоска (Рис. 3а);
- *granoei*-подобный – в GZ4 9-18, чаще 12-16 крупных пятен, в основании хвостового плавника два вертикально вытянутых овальных тёмных пятна, расположенные одно над другим, либо оба чёрные, либо верхнее чёрное, а нижнее бурое (Рис. 3б);

- *taenia*-подобный – в GZ4 9-16 крупных пятен, в основании хвостового плавника одно небольшое чёрное пятно на верхней лопасти хвостового плавника (Рис. 3в);
- *olivae*-подобный – в GZ4 9-16 маленьких округлых или вытянутых пятнышек, в основании хвостового плавника два маленьких тёмных пятна, расположенные одно над другим, либо есть только верхнее (Рис. 3г);
- *gracilis*-подобный – в GZ4 18-22 мелких пятен, в основании хвостового плавника два вертикально вытянутых овальных тёмных пятна, расположенные одно над другим (Рис. 3д);
- *gladkovi*-подобный – пятна на теле бледные, в GZ4 сливаются в сплошную полоску, в основании хвостового плавника два вертикально вытянутых овальных тёмных пятна, расположенные одно над другим (Рис. 3е);
- с зигзагообразными пятнами в передней половине GZ4 (Рис. 3ж);
- без второй зоны Гамбетты (Рис. 3з).

На рисунке (Рис. 4) представлена география распространения фенотипов (паттернов) окраски и формы пластинки Канестрини. При этом, никакой корреляции между диагностическими признаками не наблюдается. В связи с чем возникает вопрос о таксономической принадлежности этих рыб.

В настоящее время нет единого мнения не только о фенотипической изменчивости и таксономии щиповок *C. melanoleuca* (sensu lato), но и ясного представления о номенклатурных типах и типовых местообитаниях многих из включённых в этот вид номинальных таксонов. Всего было описано пять таких таксонов.

Типовые местообитания и типовые экземпляры

1. *Cobitis taenia melanoleuca* Nichols, 1925:3. Таксон описан по трём экземплярам: голотипу AMNH 8403 и двум паратипам FMNH 14829. Типовое местообитание, в том виде как его принято указывать: «Чин-Су в китайской провинции Шанси [Chin-ssu, Shansi Province, China]», на современных картах Китая не обнаруживается. В оригинальной публикации оно описано следующим образом: “Chin-ssu, Shansi, in the hills east of the southward-flowing limb of the Yellow River... The locality is not very distant from Kwei-hwa in a south-southeasterly direction...” (Nichols, 1925:3). В соответствии с современной топонимикой и административным делением Китая, город Квэй-Хва после неоднократных переименований с 1954 года носит название Хух-Хото [Hohhot] и является столицей Внутренней Монголии. В месте, указанном в описании, протекает река Циншуйхэ (уезд Циншуйхэ, Внутренняя Монголия [Qingshui river in Qingshui County of Inner Mongolia] до 1929 данная территория относилась к провинции Шанси [Shanxi]). Инверсию английских названий Qingshui в Chin-ssu и Shanxi в Shansi

можно объяснить только проблемой транслитерации китайских топонимов. Таким образом, типовым местообитанием вида следует считать реку Циншуйхэ в провинции Внутренняя Монголия.

2. *Cobitis taenia granoei* Rendahl, 1935: 332, Figs. 5-6. Таксон описан по синтипам: MZH (6/7), NRM 10654 (2) из реки Иртыш у Омска.
3. *Cobitis taenia sibirica* Гладков, 1935: 73. Информация о происхождении (типовом местонахождении) голотипа ZMMU P-2853 противоречива. Существуют две версии происхождения голотипа (то есть типового местообитания таксона): это либо озеро Байкал, если голотип выбран из коллекции ZMMU P-2272, либо оз. Тургояк в Челябинской области, если он взят из той же коллекции что и паратипы: ZMMU P-2253. (Световидова, 1978; Васильева, 1988; Типы позвоночных..., 2001; Kottelat, 2012). Распространение: озера Тургояк, Байкал, Кургальджин, реки Ханча, Борсак, Булуной и Енисей у Минусинска.
4. *Cobitis granoei olivai* Nalbant, Holčík, Pivnička 1970: 121, Figs. 1-6: голотип: SNMB Ry 2093; паратипы: IBTS 2290 (9); LFR 96752 (1); SNMB Ry 2094 (7, 2 c&s), ?4813 (1); ZICU 34985 (10); оз. Угий-Нуур в бассейне Орхона.
5. *Cobitis melanoleuca gladkovi* Васильев, Васильева, 2008:9, Рис. 9: голотип: ZMMU P-21654, паратипы: ZMMU P-21655 (6); река Северский Донец. Распространение: бассейны рек Волга, Дон, Ея, Кубань, Урал, Большой и Малый Узень, опреснённые заливы Северного Каспия.

Диагностические признаки

Окраска

Паттерн окраски *C. melanoleuca* (sensu stricto), исходя из оригинального описания (Nichols, 1925), характеризуется 12-16 крупными пятнами в GZ4, и вертикальной тёмной полоской в основании хвостового плавника. Тёмное пятно на верхней лопасти хвостового плавника слабо заметно, либо отсутствует. Голотип *C. melanoleuca* изображен на рисунке (Рис. 5). В русскоязычных источниках данный паттерн обычно рассматривают как вариант окраски *C. granoei* (Баческу и Майер, 1969; Васильева, 1988; Шандиков и Кривохижа, 2008). В Прибайкалье такой тип окраски является кодоминантным, наряду с *granoei*-подобным (Рис. 3б) и *taenia*-подобным пат-

тернами (Рис. 3в, 4). В последнем случае, внешнее сходство с европейским видом *C. taenia* обусловлено наличием одного небольшого тёмного пятна в основании верхней лопасти хвостового плавника и данный паттерн можно также рассматривать, как вариант окраски *C. melanoleuca* (sensu stricto).

Альтернативное мнение о том, какую окраску считать «типичной» для *C. melanoleuca*, сложилось под влиянием работ Т. Налбанта (Nalbant et al., 1970; Nalbant, 1993). Сначала, Т. Налбантом с соавторами (Nalbant et al., 1970) был описан подвид сибирской щиповки, *C. granoei olivai* из озера Угий-Нуур в бассейне Орхона. Одним из отличительных признаков этого подвида являются очень мелкие (по сравнению с типичной сибирской щиповкой) пятна в GZ4. Затем, Т. Налбантом (Nalbant, 1993) сибирская щиповка была переописана как *C. melanoleuca*. Однако, переописание было выполнено не по типовым экземплярам, а по четырём особям из коллекции, также собранной в окрестностях Хух-Хото в 1920 (вероятно, река Дахэйхэ), но идентифицированных Дж. Николсом (Nichols, 1925) как *C. taenia sinensis* Sauvage et Dabry de Thiersant, 1874 и по 20 особям из озера Ордынское в бассейне реки Куда (Усть-Ордынский округ Иркутской области). Для всех указанных рыб также характерны мелкие пятнышки в GZ4 (Рис. 6а). Такая окраска характерна для щиповок из притоков среднего течения Хуанхэ, бассейнов рек Хайхэ и Луаньхэ, впадающих в Бохайский залив и бассейна реки Орхон (бассейн Селенги) (Chen and Chen, 2005; 2016; Prokofiev, 2007). Особи с такой же окраской единично встречаются в Селенге, и притоках Ангары: Иркуте и Куде. В публикациях китайских авторов только особи данного фенотипа идентифицируются как *C. melanoleuca*, а особи с крупными пятнами как *C. granoei*.

По литературным данным для *C. granoei*, *C. sibirica* и *C. gladkovi* характерны крупные пятна GZ4 в количестве от 11 до 18 и два больших овальных пятна, расположенных одно над другим в основании хвостового плавника (Rendahl, 1935; Гладков, 1935; Баческу и Майер, 1969; Васильева, 1988; Chen and Chen, 2016; Prokofiev, 2007; Шандиков и Кривохижа, 2008) (Рис. 7а). Такая окраска преобладает на большей части ареала *C. melanoleuca* (sensu lato). В Прибайкалье данный паттерн является одним из трёх кодоминантных (см. выше), а число пятен варьирует от 9 до 18.

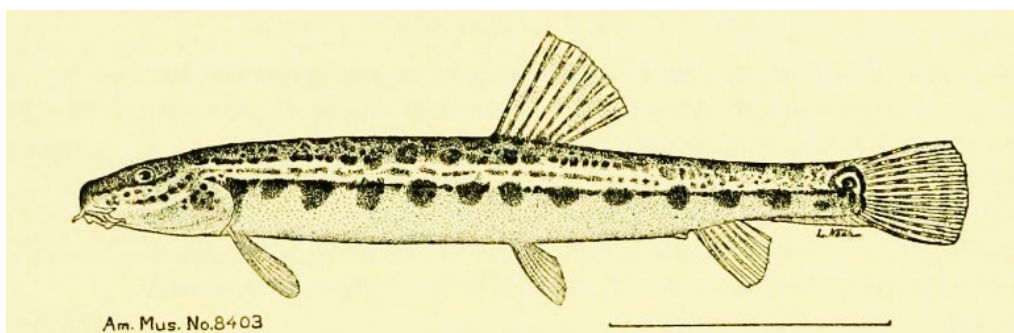
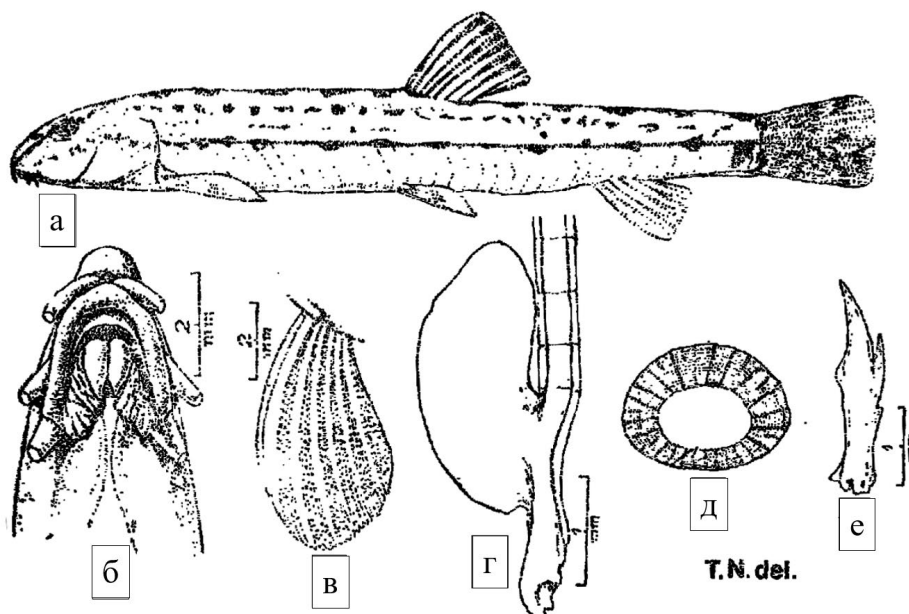


Рис.5. Сибирская щиповка *Cobitis melanoleuca* (sensu stricto): голотип AMNH 8403 (из Nichols, 1943).



T.N. del.

Рис.6. Сибирская щиповка: топотип *Cobitis melanoleuca* ISBB [IBTS] 3230 (= *Cobitis granoei olivai*). Общий вид, латерально (а) и диагностические признаки: голова, вид снизу (варианты морфологии ротовых придатков и рострума) (б), грудного плавника (в), пластинки Канестрины (г), чешуи (д), подглазничного шипа (е) (из Nalbant, 1993).

Для популяций европейской части ареала (то есть *C. gladkovi*) характерной особенностью является меняющаяся в течении года контрастность окраски и тенденция к слиянию пятен GZ4 в сплошную полосу (Баческу и Майер, 1969; Васильева, 1988; Шандиков и Кривохижа, 2008) (Рис. 8а). В настоящем исследовании такая окраска отмечена только в одном случае: в озере Нижняя Грамна, на севере Прибайкалья, у трёх (из девятнадцати) особей.

Морфологические особенности

Нижняя губа у *C. melanoleuca* (sensu stricto), согласно оригинальному описанию (Nichols, 1925), широкая и квадратная. Из более поздних работ (Nalbant, 1993; Prokofiev, 2007; Chen and Chen, 2016), следует, что у особей (идентифицированных авторами как *C. melanoleuca*, *C. granoei* и *C. olivai*) из рек Китая и Монголии губа широкая, квадратная, с многочисленными складками, её ментальная лопасть хорошо развита и имеет либо округлый либо заострённый кончик (Рис. 7б). Так же, как и в

настоящем исследовании, чёткой связи этого признака с паттерном окраски не выявлено.

В переописании *C. granoei* указано, что нижняя губа у данного вида (включая голотип *C. sibirica*) гладкая, без складок и бахромы (Васильева, 1988). Однако видоспецифичность данного признака вызывает сомнение. В статье Баческу и Майер (1969) приведены рисунки ротовых придатков сибирской щиповки из Волги и Дона. На них можно видеть те же два морфотипа, которые установлены настоящим исследованием в Прибайкалье. Один из них (Рис. 2г, 8б) характерен для *C. granoei*, другой (Рис. 2д, 8в) соответствует *C. melanoleuca* (sensu stricto).

В оригинальном описании *C. melanoleuca* нет данных о форме органа и пластинки Канестрины. В последующих работах разные авторы для одних и тех же таксонов указывают пластику как полулунную, в форме ножа или топорика (Nalbant, 1993; Prokofiev, 2007; Chen et al., 2015; Chen and Chen, 2016). Для *C. olivai* пластика Канестрины указана в

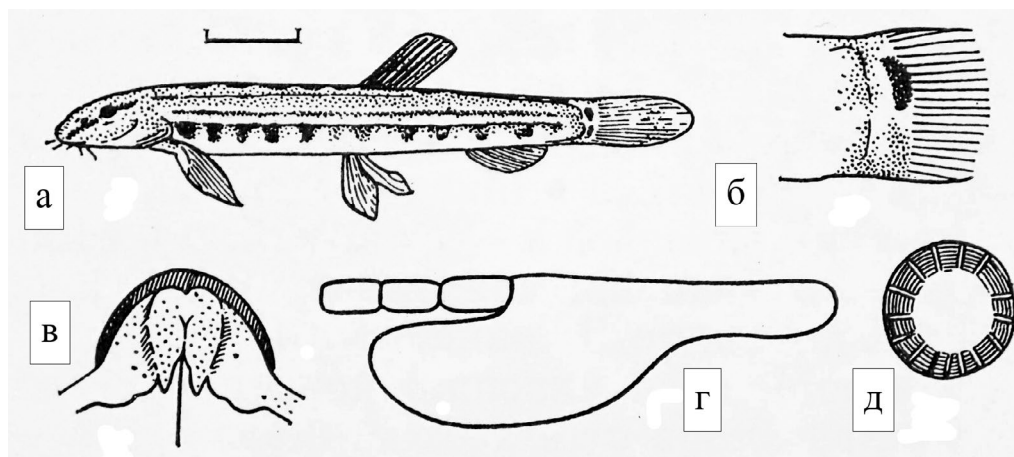


Рис.7. Сибирская щиповка: голотип *Cobitis sibirica* ZMMU P-2853. Общий вид, латерально (а) и диагностические признаки: пигментация основания хвостового плавника (б), форма нижней губы (в), пластинки Канестрины (г), чешуи (д) (из Васильевой, 1988).

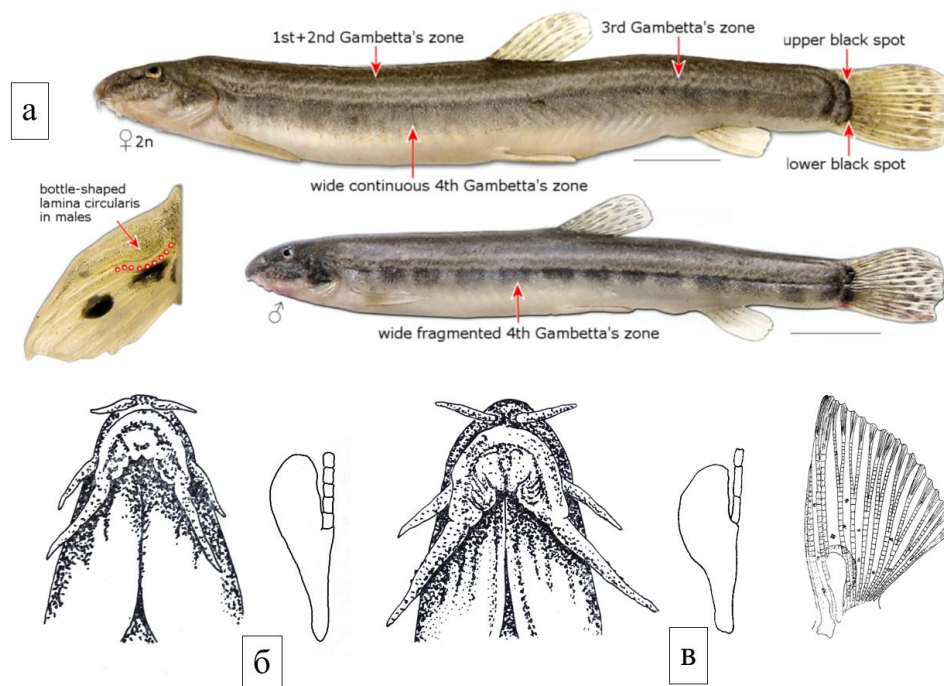


Рис.8. Сибирская щиповка Гладкова, *Cobitis gladkovi*. (а) топотип (река Северский Донец): *вверху*, самка и самец (общий вид, латерально); *внизу слева*, грудной плавник самца с органом Канестрини (из Шандиков и Кривохижа, 2008); *голова, вид снизу* (варианты морфологии ротовых придатков и рострума), пластинка органа Канестрини (*lamina circularis*) и грудной плавник самца с органом Канестрини: (б) река Волга, (в) река Дон (из Баческу и Майер, 1969).

форме топорика, такая же как у *C. melanoleuca* из Селенги (Prokofiev, 2007). Для обозначения формы пластинки Канестрини в популяциях европейской части ареала Баческу и Майер (1969) ввели в употребление термин «бутылкообразная», хотя по форме она не отличается от «топорика» *C. olivai* (Рис. 6, 7, 8).

Общие замечания

С учётом вышеперечисленных признаков, сибирская щиповка, обитающая в Прибайкалье, представляет собой смесь фенотипов, характерных для *C. melanoleuca* (sensu stricto), *C. granoei* и *C. olivai*. Это может быть обусловлено либо конспецифичностью данных таксонов, либо их гибридизацией в зонах частичной симпатрии (Рис. 1г). Без проведения молекулярных исследований с обязательной привязкой к особенностям фенотипа, ответить на этот вопрос невозможно. Опубликованные на текущий момент молекулярные данные (Perdices et al., 2012; 2015; Chen and Chen, 2016) не дают ответа этот вопрос. Но, даже в том случае, если будет доказана географическая структурированность *C. melanoleuca* (sensu lato), провести таксономические границы между викарирующими формами будет вряд ли возможно, ввиду интерградации их диагностических признаков (Рис. 2-8).

5. Заключение

Данные об изменчивости сибирской щиповки в Прибайкалье, полученные в результате проведённого исследования, показали высокий полиморфизм признаков, считающихся видоспецифичными. Любая рандомная выборка представляет

собой смесь фенотипов, которые обычно относят к разным таксонам. Такая изменчивость может иметь двойственную природу. Либо это проявление только внутривидового полиморфизма, либо внутривидового полиморфизма и гибридизации викарирующих таксонов в зоне частичной симпатрии. При существующем уровне изученности изменчивости сибирской щиповки *C. melanoleuca* (sensu lato) её целесообразно считать одним полиморфным видом, без разделения на викарирующие формы. Но в этом случае остаётся проблема с диагнозом вида, поскольку все признаки, считающиеся диагностическими, полиморфны.

Благодарности

Автор выражает благодарность д.б.н. Е.Д. Васильевой (МГУ имени Ломоносова) за ценные замечания по тексту рукописи.

Исследование проведено в рамках бюджетной темы ЛИН СО РАН № 0279-2021-0005 (121032300224-8).

Конфликт интересов

Автор заявляет отсутствие конфликта интересов

Список литературы

Chen Y.-F., Chen Y.-X. 2005. Secondary sexual characters, pigmentary zones of Gambetta and taxonomical revision the genus *Cobitis* from China (Pisces: Cobitidae: Cobitinae). *Acta Zootaxonomica Sinica* 30: 647–658. (in Chinese)

- Chen Y.-X., Chen Y.-F. 2016. A new species of the genus *Cobitis* (Cypriniformes: Cobitidae) from the Northeast China. *Zoological Systematics* 41(4): 379-391. DOI: [10.11865/zs.201643](https://doi.org/10.11865/zs.201643)
- Chen Y.-X., Sui X.-Y., He D.-K. et al. 2015. Three new species of cobitid fish genus *Cobitis* (Teleostei, Cobitidae) from the River Pearl basin of China. *Folia Zoologica* 64(1): 1-16. DOI: [10.25225/fozo.v64.i1.a1.2015](https://doi.org/10.25225/fozo.v64.i1.a1.2015)
- Dyldin Yu.V., Orlov A.M., Hanel L. et al. 2023. Ichthyofauna of the Fresh and Brackish Waters of Russia and Adjacent Areas: Annotated List with Taxonomic Comments. 2. Order Cypriniformes, Suborders Catostomoidei, Cobitoidei and Cyprinoidei. *Journal of Ichthyology* 63: 636-686. DOI: [10.1134/S0032945223040045](https://doi.org/10.1134/S0032945223040045)
- Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera, Species, References. 2024. R. Fricke, W.N. Eschmeyer, R. Van der Laan (eds). Updated 07 Jan. 2025. Electronic version accessed URL: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>
- Kottelat M. 2006. Fishes of Mongolia. A check-list of the fishes known to occur in Mongolia with comments on systematics and nomenclature. The World Bank. Washington, DC. Fish Mongolia.
- Kottelat M. 2012. Conspectus Cobitidum: an inventory of the loaches of the world (Teleostei: Cypriniformes: Cobitoidei). *Raffles Bulletin of Zoology* 26: 1-199.
- Nalbant T.T. 1993. Some problems in the systematics of the genus *Cobitis* and its relatives (Pisces, Ostariophysi, Cobitidae). *Revue Roumaine de Biologie: Serie Biologie Animale* 38: 101-110.
- Nalbant T.T., Holčík J., Pivnička K. 1970. A new loach, *Cobitis granoei olivai*, ssp. n., from Mongolia, with some remarks on the *Cobitis elongata-belseli-macrostigma* group (Pisces, Ostariophysi, Cobitidae). *Věstník Československé společnosti zoologické* 34 (2): 121-128.
- Nichols J.T. 1925. The two Chinese loaches of the genus *Cobitis*. *American Museum Novitates* 170: 1-4.
- Nichols J.T. 1943. The fresh-water fishes of China. American Museum of Natural History, New York. URL: <https://www.biodiversitylibrary.org/bibliography/12103>
- Perdices A., Vasil'ev V., Vasil'eva E. 2012. Molecular phylogeny and intraspecific structure of loaches (genera *Cobitis* and *Misgurnus*) from the Far East region of Russia and some conclusions on their systematics. *Ichthyol Resour* 59: 113-123. DOI: [10.1007/s10228-011-0259-6](https://doi.org/10.1007/s10228-011-0259-6)
- Perdices A., Vasil'eva E., Vasil'ev V. 2015. From Asia to Europe across Siberia: phylogeography of the Siberian spined loach (Teleostei, Cobitidae). *Zoologica Scripta* 44 (1): 29-40. DOI: [10.1111/zsc.12085](https://doi.org/10.1111/zsc.12085)
- Prokofiev A.M. 2007. *Cobitis olivai* Nalbant, Holčík & Pivnička 1970, a valid species of spined loaches from Mongolia: redescription and comparison with *C. melanoleuca* Nichols 1925 (Osteichthyes, Cypriniformes, Cobitidae). *Senckenbergiana Biologica* 87 (1): 111-124.
- Rendahl H. 1935. Ein paar neue Unter-arten von *Cobitis taenia*. *Memoranda Societatis pro Fauna et Flora Fennica* 10: 329-336.
- Баческу М., Майер Р. 1969. К познанию щиповок (*Cobitis*) Дона и Волги. *Вопросы ихтиологии* 9 (1): 51-60.
- Васильева Е.Д. 1988. Переописание, морфо-экологическая характеристика и распространение *Cobitis granoei* (Teleostei, Cobitidae). *Зоологический журнал* 67(7): 1025-1036.
- Васильева Е.Д. 1998. Сем. 16. Cobitidae. В: Решетников Ю.С. (ред.). Каталог круглоротых и рыб континентальных вод России. Москва, С. 97-103.
- Васильев В.П., Васильева Е.Д. 2008. Сравнительная кариология видов родов *Misgurnus* и *Cobitis* (Cobitidae) бассейна реки Амур в связи с их таксономическими отношениями и эволюцией кариотипов. *Вопросы ихтиологии* 48(1): 5-17.
- Гладков Н.А. 1935. Материалы по изменчивости щиповки (*Cobitis taenia*). Сборник трудов Государственного Зоологического Музея МГУ. Т. 2. С. 69-74.
- Решетников Ю.С. 2003. *Cobitis melanoleuca* Nichols, 1925 – сибирская щиповка. Атлас пресноводных рыб России. В двух томах. Т. 1. Ю.С. Решетников (ред.). Москва, С. 363-365.
- Световидова А.А. 1978. Список голотипов, син-типов и паратипов, хранящихся в отделе ихтиологии Зоологического музея Московского государственного университета. Сборник трудов Государственного Зоологического Музея МГУ. Т.16. С. 256-263.
- Типы позвоночных в Зоологическом музее Московского университета. 2001. В: Россолимо О.Л., Павлинов И.Я., Борисенко А.В. (ред.) Сборник трудов Государственного Зоологического Музея МГУ. Т. 41.
- Шандиков Г.А., Кривохижа Д.В. 2008. К вопросу о видовом составе и некоторых особенностях биологии щиповок рода *Cobitis*: (Teleostei: Cypriniformes: Cobitidae) в верхнем и среднем течении Северского Донца Украины. *Вісник Харківського національного університету імені В.Н.Каразіна. Серія: біологія* 8 (828): 91-118.

Geobotanical maps of Pribaikalye

Original Article

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Molozhnikov V.N.*

Limnological Institute, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya Str., 3, Irkutsk, 664033, Russia

ABSTRACT. This study presents original geobotanical maps that reconstruct natural vegetation on the shores of Lake Baikal 40-50 years ago. It includes six maps, among which of particular importance are: a schematic map of the vegetation of the South-West Pribaikalye, a geobotanical map of the Baikal State Nature Reserve and a map of the cadastral assessment of the vegetation cover of the South Pribaikalye. These maps can be used for a retrospective assessment of changes in the vegetation cover under the influence of natural and anthropogenic factors.

Keywords: geobotanical maps, vegetation of the Baikal region

For citation: Molozhnikov V.N. Geobotanical maps of Pribaikalye // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 1. - P. 84-106. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-84

1. Introduction

The maps describe the environments of Lake Baikal shores 40-50 years ago focusing on biodiversity of the vegetation cover, its dynamics and resilience. They provide basic data on ecological monitoring and are awaiting for new researchers of geobotany, geography and limnology of this area. All field and chamber studies were carried out following routine procedures.

The maps are listed in the order of significance:

The first, a schematic map of the vegetation in southwestern Pribaikalye (Fig. 1, hereinafter, a schematic map). It is a pioneer work showing dynamics of the vegetation cover at one of the intact parts of a light coniferous forest with its interactions with the dark coniferous forest. (intended for prediction and validation). The Great Baikal Trail runs through this area imposing noticeable anthropogenic load. This area

attracted certain interest of researchers that could be realized in further studies of the land-water interactions detailed in the Supplement to this map;

The second: a geobotanical map of Baikal State Reserve (Fig. 2) and a cadastral map of the vegetation cover of the southern Pribaikalye (neighbouring territories of Baikalsk mountains) (Fig. 3). These maps are of great importance for nature conservation;

The third: a map of vegetation on the northwestern slopes of Khamar-Daban Ridge (Fig. 4) and a map of vegetation in the neighboring areas of Slyudyanka town (Fig. 5) (mainly intended for ecological education and tourism).

A final map shows environmental features of Baikal-Amur Railway Construction zone that was also subjected to significant anthropogenic load (Fig. 6)

*Corresponding author.

E-mail address: yelena@lin.irk.ru, yelka75@yandex.ru

Received: August 02, 2024; **Accepted:** February 14, 2025;

Available online: February 26, 2025

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



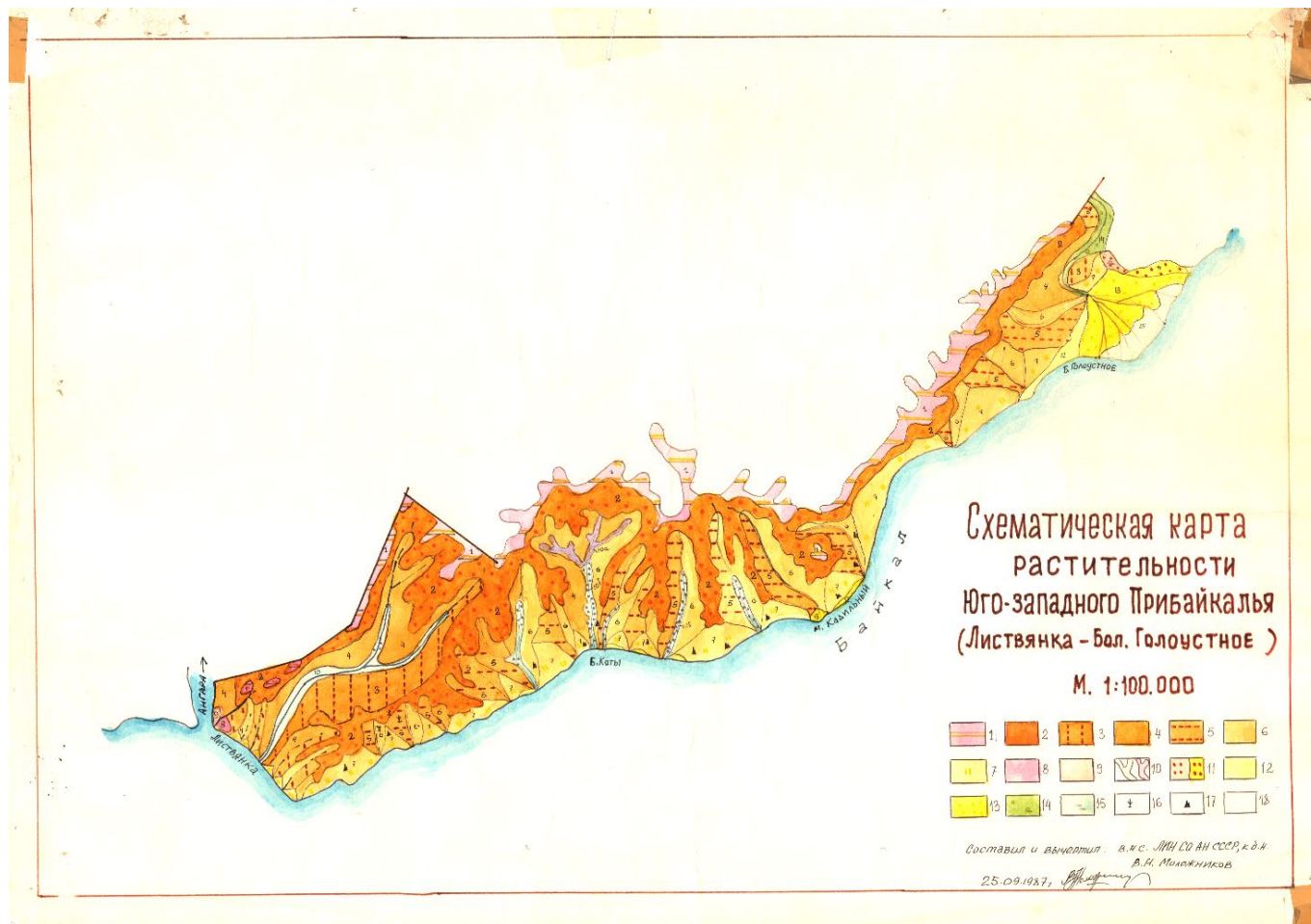


Fig.1. Schematic vegetation map of southwestern Pribaikalye (Listvyanka – Bol. Goloustnoe).

A NEW SCHEMATIC MAP OF VEGETATION IN SOUTHWESTERN PRIBAIKALYE (Listvyanka – Bolshoe Goloustnoe), Scale 1:100000

This map was compiled in 1987, including data collected during 1961-1980. It describes vegetation cover of Goloustnoe ecological and geographical region and maybe be regarded an example of natural location that experienced little direct human activity. This territory adjoins the shoreline of Bolshye Koty Bay, the place that has been an object of research interests of Irkutsk State University and Limnological Institute for years. They contributed much to the knowledge on biology and ecology of aquatic organisms and their habitats. Our map and long-term observations of hydrobiologists will provide a better understanding of the land and water-body interactions aimed at long-lasting conservation of Lake Baikal.

NOVELTY. For the first time, a sketch map of the vegetation of the most visited part of the Great Baikal Trail will be available for open access. It is a benchmarking map intended for prediction and validation reflecting the dynamics of the vegetation cover over 50- and 100-year intervals starting from 1987 with reference to economic activity.

MAP AND LEGEND. The map includes 18 names shown in the legend. Ten of them describe dynamics of forest complexes with the time intervals of 50 and 100 years, the remaining ones (11 – 18) represent coastal

areas long time ago explored by people, hence vegetation cannot be regarded as a reference standard.

Below, we offer a description of the prospected coastal zone taking into account tentative changes and predictions for the future (Fig. 1).

1. Pine-larch forests with cedars and firs, and fir-cedar forests with pines and larches on flattened watersheds: bergenia, bluejoint-bergenia, whortleberry-cowberry-green moss;

1.1. **USAGE:** water protection (moisture reserves in the snow cover – 180-200 mm), soil protection, reserve;

1.2. **PREDICTIVE ASSESSMENT:** In the absence of fires and tree cutting after 40-60 years, mixed light-dark coniferous forest with abundant undergrowth of dark coniferous trees, in 100-120 years, predominantly dark coniferous fir-cedar forests.

1.3. **CURRENT STATUS:** dynamic trend of forest communities change to dark coniferous taiga;

2. Larch-pine forests with birch and aspen stands (burnt area and single cuttings) on steep (20-30° and more) near-watershed slopes with various vegetation covers: motley grass-cowberry, bluejoint-motley grass with tall grasses: bergenia, cowberry-green moss, rhododendron-cowberry-motley grass.

2.1. **USAGE:** water protection (moisture reserve in

- snow 180-100 mm), anti-erosion, soil protection.
- 2.2. PREDICTIVE ASSESSMENT: in the absence of fires and tree cuttings after 40-60 years – light coniferous forests with abundant cedar undergrowth; in 100 – 120 years – cedar forests with light coniferous trees.
3. Larch-pine forests with birch and aspen on differently exposed steep mountain slopes: cowberry-ledum-green moss, bergenia, alder-rhododendron-green moss type.
- 3.1. USAGE: water protection, soil protection, recreation.
- 3.2. PREDICTIVE ASSESSMENT: in the absence of fires and tree cuttings after 40-50 years, onset of forest cluttering due to birch and aspen fall, the undergrowth includes adequate amount of cedars.
4. Pine forests with birch and aspen on steep mountain slopes, predominantly of southeast aspect: rhododendron-cowberry-motley grass, motley grass-cowberry.
- 4.1. USAGE: water protection, soil protection, recreation.
- 4.2. PREDICTIVE ASSESSMENT: in the absence of fires and tree cuttings after 40-50 years, fallen birches will clutter pine forest rapidly and aspens, the tree stand will be dominated by pine, motley grass meadows emerge after tree logging in high mountain areas.
- 4.3. Pine-larch forests with birch and aspen on steep mountain slopes.
- 4.4. USAGE: water protection, anti-erosion, soil protection.
- 4.5. PREDICTIVE ASSESSMENT: birch and aspen, in case of massive tree cutting for constructing power transmission line; large and intense forest fires increase soil erosion on slopes and cause motion of stone streams.
5. Larch-pine tree forests with birch and aspen on steep mountain slopes generally of southwestern aspect, with rocks and scree: dead cover, rocky, rhododendron-cowberry-small grass, steppeified.
- 5.1. USAGE: anti-erosion, soil protection, recreation.
- 5.2. PREDICTIVE ASSESSMENT: in the absence of fires and clearings, forest cluttering by fallen birch and aspen after 40-50 years, massive tree cuttings and fires will be responsible for the extent of erosional processes.
- 5.3. CURRENT STATE: recovery of native pine forest.
6. Pine forests with birch and aspen on steep, southern exposed mountain slopes facing Lake Baikal in a complex of mountain stony steppe areas, rocky features: steppeified, dead cover-cowberry-rhododendron-rhytidium, cowberry-motley grass associations.
- 6.1. USAGE: water protection, soil protection, anti-erosion, recreation.
- 6.2. PREDICTIVE ASSESSMENT: reduction of steppe areas, expansion of cowberry-rhododendron types of forests in the absence of fires and tree cuttings.
7. Larch-cedar forests on ancient lake terraces: ledum-cowberry-green moss, bergenia associations.
- 7.1. USAGE: soil protection, recreation.
- 7.2. PREDICTIVE ASSESSMENT: forests will be strongly impacted by human activities due to their limited area and intensive exploration: forests will be destroyed by fires and poorly managed recreation.
- 7.3. CURRENT STATE: degraded, insufficiently recovered.
8. Larch forests on a riverine terrace: ledum-green moss, motley grass-bluejoint, deschampsia.
- 8.1. USAGE: environment stabilization, recreation.
- 8.2. PREDICTIVE ASSESSMENT: sustainable protection of indigenous phytocenoses.
9. Swampy larch-birch-spruce forests on bottoms of mountain valleys: motley grass-bluejoint, ledum-sphagnum, leatherleaf-sphagnum, motley grass.
- 9.1. USAGE: recreation, soil protection, hay meadows, pastures.
- 9.2. PREDICTIVE ASSESSMENT: possible paludification, extra erosion, thermokarst in case of destruction of the ground cover.
10. Pine-larch forest steppe on steep south-facing mountain slopes.
11. Sagebrush-motley grass-grass steppes on south-facing mountain slopes;
12. Motley grass-grass steppes on alluvial fans of mountain streams and rivers.
13. Meadow motley grass-grass steppes and steppeified meadows in association of shrub thickets (willow, bird cherry, hawthorn, dogwood) on valley bottoms;
14. Brackish and swampy meadows on alluvial fans of mountain rivers.
15. Swampy meadows and grassy bogs, lagoon lakes in the Goloustnaya River delta.
16. Post-fire deadwood.
17. Cliffs – rock outliers; sites with rare plant species.

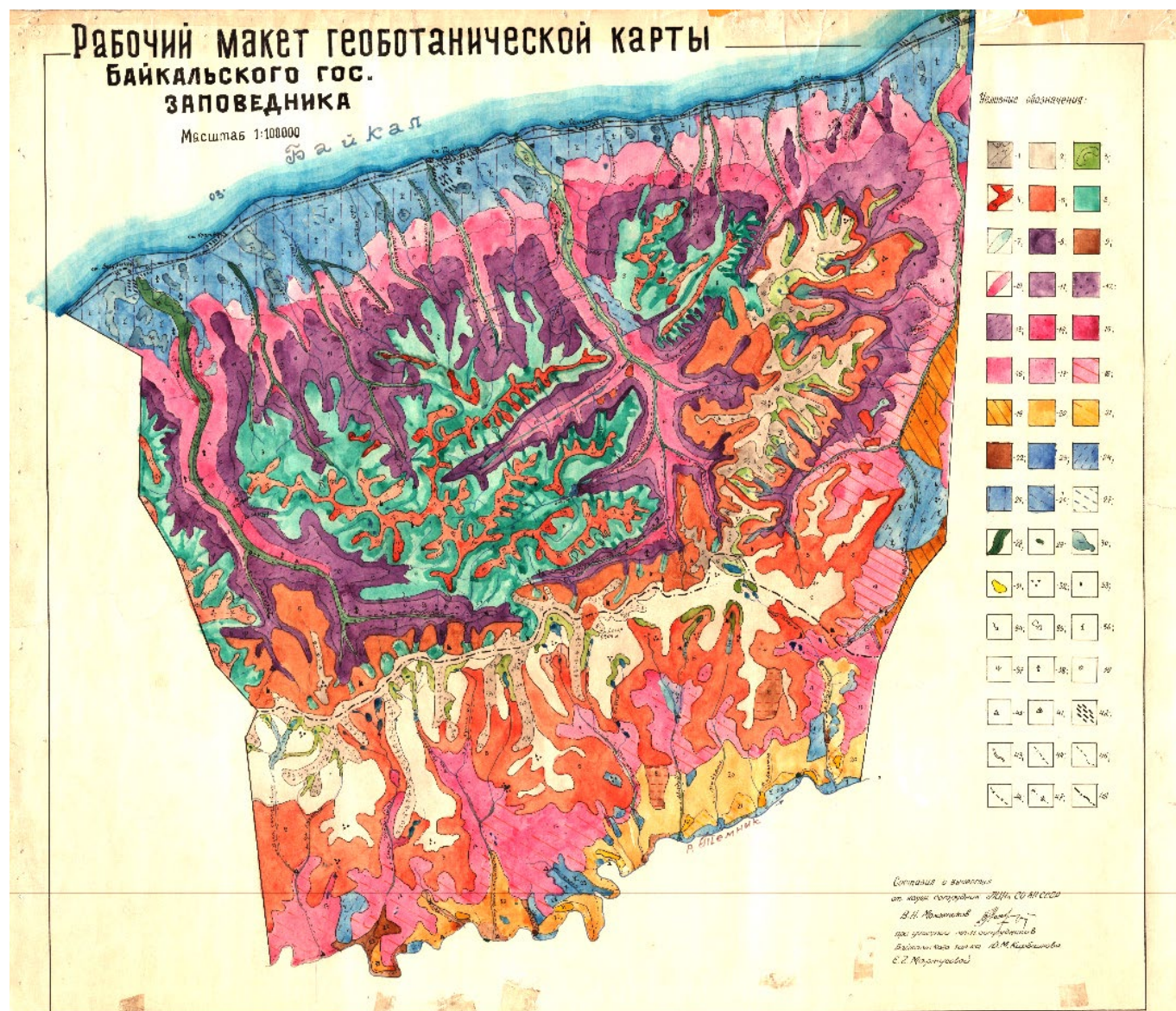


Fig.2. A worksheet of a geobotanical map of Baikal State Reserve.

LEGEND

Worksheet of a geobotanical map of Baikal State Reserve (Figure 2).

Scale: 1:100000

ALPINE VEGETATION

1. High-mountain wastelands, nival meadows, stone placers, meadow and moss-lichen tundras with Siberian dwarf pine, *Phyllodoce* and other dwarf shrubs on steep mountain slopes of different aspects.
2. High-mountain tundras: dryas tundra, rocky tundra, scree-lichen tundra with xerophytes, generally on flat top and low angle mountain parts.
3. Nival meadows and moor meadows: whortleberry-bergenia-motley grass with maral root on steep, generally south-facing slopes (30 – 45°).

SUBGOLTSY-SUBALPINE VEGETATION

4. Siberian dwarf pine (*Pinus pumila*) and *Alnus fruticosa* groups with high-mountain meadows, moors, stone fields on steep kar and cirque slopes.

5. Siberian dwarf pine associations: green moss, moss-lichen, dead soil ground with stony fields, high-mountain grass plots and solitary trees of various types on mountain slopes of different orientation.

6. High-mountain grass-motley grass meadows, fern thickets with Siberian dwarf pine, *Duschekia*, *Salix* and yernik associations, sparse fir stands and open woodlands on steep mountain slopes and valleys.

7. Yerniks: motley grass-sedge-sphagnum and moss-lichen mainly in the upper reaches of mountain rivers.

FOREST VEGETATION

8. Light and sparse cedar-fir forests of park type with tall-herb-fern and motley grass soil covers on rocky mountain sites: whortleberry-rhododendron aureum-bergenia with *Pinus pumila* thickets on mountain slopes of different aspects.
9. Sparse stands and woodlands of *Larix sibirica*: moss-lichen with yernik and Siberian dwarf pine

- (*Pinus pumila*) on gentle mountain slopes.
10. Sparse stands and open woodlands of Siberian spruce: sedge-sphagnum and moss-lichen with a yernik layer on bottoms of trough valleys.
 11. Fir forests: bluejoint-motley grass-fern, grass-motley grass, rhododendron aureum-bergenia on slopes and watersheds.
 12. Fir forests: whortleberry-green moss and bluejoint-motley grass on ancient Baikal terraces and river valleys.
 13. Fir forests on slopes of different aspects.
 14. Fir-cedar-spruce forests: fern-motley grass in valleys of large rivers.
 15. Fir-spruce-cedar forests: motley grass-fern-bluejoint with soil cover of bergenia and whortleberry, in some sites whortleberry-bergenia.
 16. Fir-spruce-cedar forests: whortleberry-green moss, in some places (foothills, river and Baikal terraces) swampy sites with dense layer of dwarf *Abies sibirica*.
 17. Cedar forests, with local pine and larch stands: cowberry and bergenia, whortleberry and green moss, whortleberry-moss-lichen on mountain slopes and on trough valley bottoms.
 18. Pine-cedar forests; whortleberry and bergenia, cowberry and green moss on steep mountain slopes, generally of NE aspect.
 19. Cedar-pine forests: cowberry-moss-lichen and whortleberry-bergenia-green moss on steep-mountain slopes mainly of SW aspect.
 20. Pine forests: cowberry and rhododendron, cowberry and grass-small grass on mountain slopes and terraces of the Temnik River.
 21. Pine forests: small-herb, stony and steppefied on steep mountain slopes of southern aspect.
 22. Larch forests: cowberry-rhododendron and grass-motley grass on mountain slopes and river terraces.
 23. Birch and birch-aspen forests with pine and larch: cowberry-rhododendron, grass-small grass, bergenia, stony sites on mountain slopes and river terraces (burnt larch stands).
 24. Birch forests: cowberry-bergenia, rocky, motley grass-bluejoint on steep mountain slopes (burnt pine-cedar forests).
 25. Birch forests: motley grass-bluejoint-fern, whortleberry-green moss, whortleberry-long moss-sphagnum, cowberry-ledum-green moss, partially marshy sites on Baikal terraces and river fans (burnt and cut cedar, and fir-spruce-cedar forests).
 26. Birch forests: bluejoint-motley grass, bergenia-whortleberry, cowberry on mountain slopes (burnt cedar and spruce-fir-cedar forests);
 27. Forest areas affected by fires;
 28. Poplar forests: motley grass-bluejoint in river floodplains with spruce-fir-cedar stands (with motley grass-whortleberry-moss associations), tall-herb meadow clearings on river terraces and above the floodplains;
 29. Meadows: grass-motley grass, frequently swamped, used as hayfields and pastures;
 30. High moors: yernik-sphagnum, hummock-ridge with sparse cedar and birch stands;
 31. Steppefied sites on mountain slopes – “Uburs”.
 32. Screes;
 33. Rocks and dikes;
 34. Mudflows and landslides;
 35. Avalanches;
 36. Post-pyrogenic standing dead trees;
 37. Trees shrinking under pollutant and pest effect;
 38. Blue spruce;
 39. Tertiary relict flora;
 40. Habitable winter huts;
 41. Winter huts requiring repair and change;
 42. Industrial and residential constructions;
 43. Cart roads;
 44. Bridle paths;
 45. Foot trails;
 46. Trails requiring clearance;
 47. Watersheds between river basins;
 48. Main watershed of Khamar-Daban.

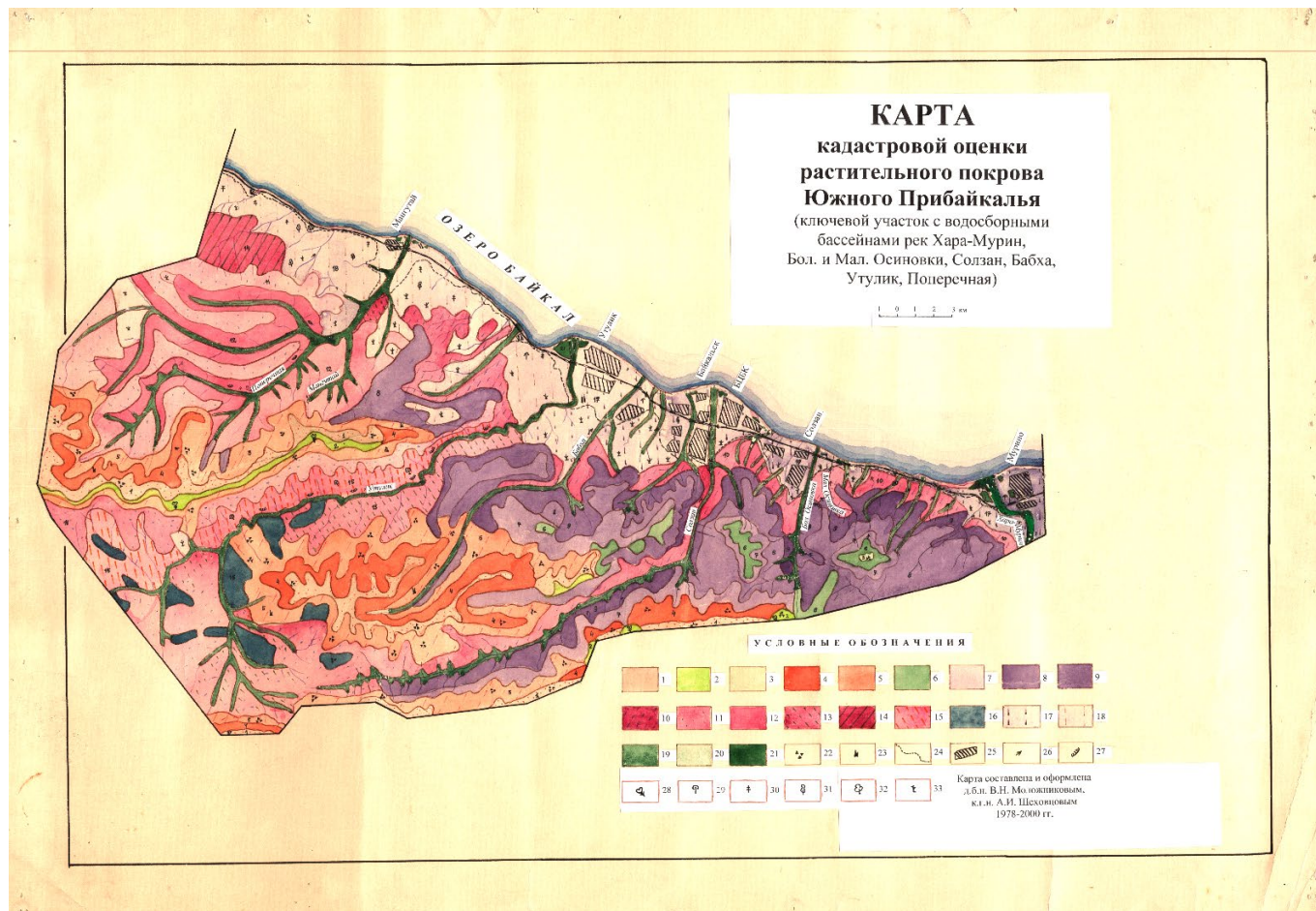


Fig.3. Cadastral map of vegetation cover of Southern Pribaikalye (key site with drainage basins of the Khara-Murin, Bolshaya and Malaya Osinovka, Solzan, Babkha, Utulik and Poperechnaya rivers).

LEGEND

Cadastral map of vegetation cover of Southern Pribaikalye (key site with drainage basins of the Khara-Murin, Bolshaya and Malaya Osinovka, Solzan, Babkha, Utulik, Poperechnaya rivers) (Figure 3).

Scale 1: 100000

GOLTSY-ALPINE VEGETATION

1. High-mountain rubble, rocky and moss-lichen tundras with *Pinus pumila*, *Phyllodoce* on the ground cover and other dwarf shrubs on flat topped mountain watersheds;
2. Barren meadows: whortleberry-bergenia-motley grass with maral root;
3. High-mountain meadow: small-medium grass with maral root and *Phyllodoce* on steep mountain slopes of different aspects;

SUBGOLTSY-SUBALPINE VEGETATION BELT

4. *Pinus pumila* and dwarf shrub-moss-lichen with high-mountain meadows and moorlands on gentle and medium sloping mountains (from 5 to 20°);
5. *Pinus pumila* with sparse cedar and fir stands (sometimes with sparse cedar, spruce and Siberian larch stands in the basin of the Utulik River), with moorland sites, high-mountain meadows on steep (25–30°) rocky mountain slopes and bottoms of hanging trough valleys;

6. Tall-herb grass-motley grass meadows, fern thickets with *Pinus pumila* associations, sparse fir and cedar stands on steep mountain slopes (2 – 30°);

VEGETATION OF FOREST BELT

7. Sparse fir forests of park type with tall herb-fern ground cover, on rocky mountain sites, whortleberry-rhododendron aureum-bergenia on mountain slopes and sometimes in stream valleys;
8. Fir forests: lichen-motley grass-fern on slopes and watersheds;
9. Cedar-spruce-fir forests: fern-motley grass-bluejoint on mountain slopes of different aspects;
10. Fir-spruce-cedar forests: motley grass-bluejoint with bergenia, whortleberry (in some sites – whortleberry-bergenia) and green moss on medium and steep mountain slopes of different aspects;
11. Cedar forests (sparse in places on mountain tops): whortleberry-rhododendron aureum-green moss with bergenia on slopes and watersheds;
12. Cedar forests: small herb-bluejoint-bergenia and cowberry-whortleberry-green moss on steep mountain slopes;
13. Cedar forests: cowberry-ledum-green moss on pebble-boulder deposits of the coastal zone of Lake Baikal and on north-facing steep mountain slopes;

14. Larch-cedar and cedar-larch forests: cowberry-ledum-green moss (on carbonate rocks) on steep and medium mountain slopes;
15. Pine-cedar and cedar-pine forests: cowberry-ledum-green moss, mainly on south-facing mountain slopes;
16. Open and sparse cedar stands: sphagnum associations of *Pinus pumila* and ledum-sphagnum swamps on north-facing mountain slopes;
17. Birch forests: motley grass-bluejoint-fern with whortleberry on whortleberry-green moss cedar sites destroyed by fires on alluvial fans, terraces, sometimes, on foothills;
18. Birch forests: small herb-bluejoint and cowberry-ledum appearing instead of cowberry-ledum larch-cedar forests on debris cones and lower foothill terraces;
19. Poplar forests: motley grass-reed grass in river floodplains with herb-moss spruce-fir-cedar forests on river terraces;
20. Thickets of *Alnus fruticosa* (*Duschekia*), honeysuckle, blackberry, rowan, ferns and tall herbs on

- bottoms of small steeply inclined pads – pathways of regular mudflows and landslides;
21. Grass-motley grass meadows (hay meadows) appearing in places of dark coniferous forests;
22. Taluses;
23. Cliffs and dykes;
24. Line marking the area of debris cones;
25. Industrial and residential constructions;
26. Mudflows;
27. Landslides;
28. Avalanches;
29. Pine (*Pinus silvestris*);
30. Larch (*Larix sibirica*);
31. Aspen (*Populus tremula*);
32. Birch (*Betula*);
33. Post-fire deadwood stands and trees dying of pollutants.

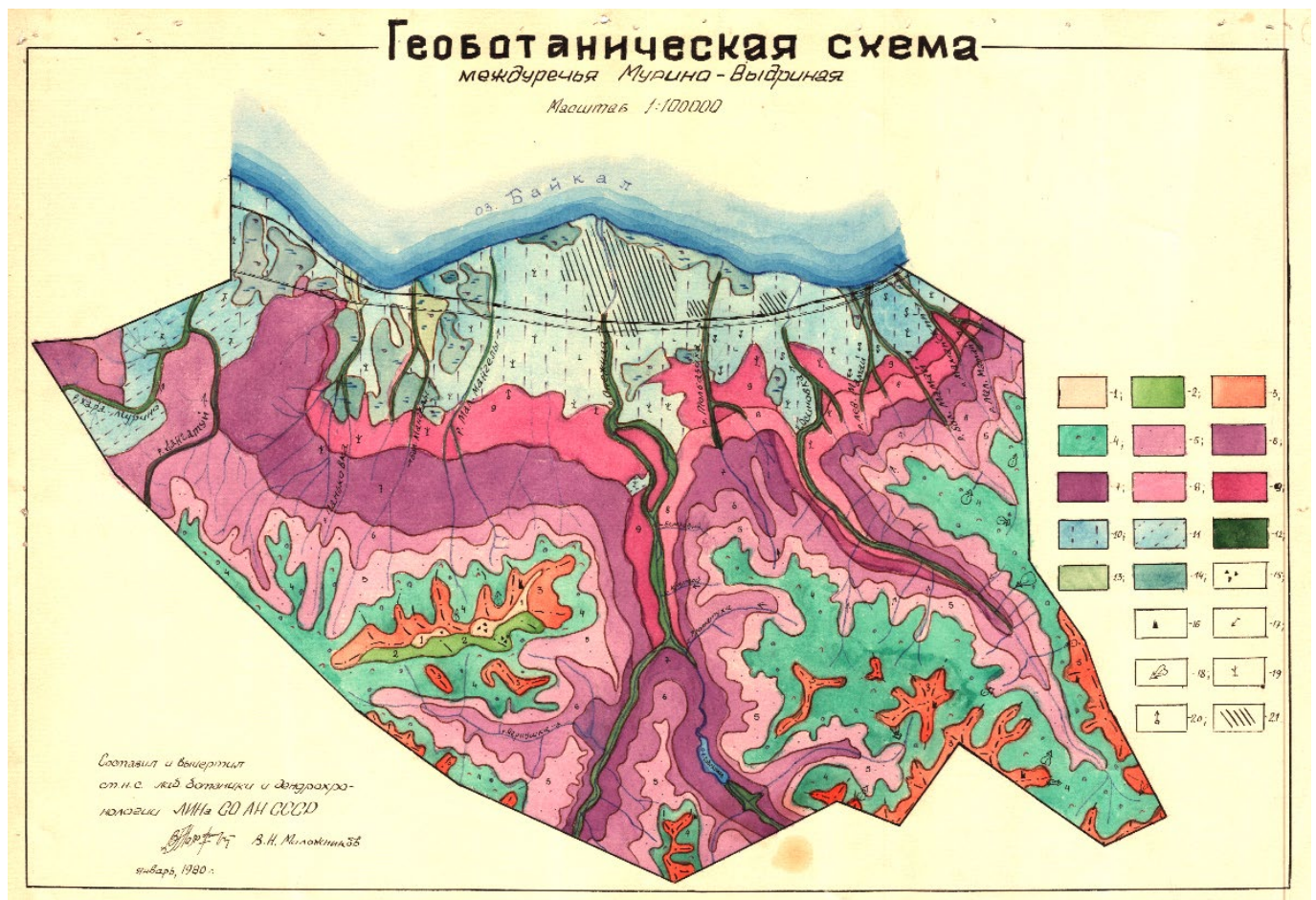


Fig.4. Vegetation map of northwestern slopes of Khamar-Daban (Murino-Vydrinnaya interfluvium).

LEGEND

Vegetation map of the northwestern slopes of Khamar-Daban Range (interfluve Murino-Vydrino). (Figure 4).

Scale 1:100000

GOLTSY-ALPINE VEGETATION COMPLEX

1. High-mountain moorlands, meadow and moss-lichen tundras with *Pinus pumila*, *Phyllodocia* and other dwarf shrubs in the ground layer of flat-slope mountain sites;
2. Moor meadows: whortleberry-bergenia-motley grass with maral root on steep mountain slopes, mainly of south aspect.

SUBGOLTSY-SUBALPINE VEGETATION COMPLEX

3. *Pinus pumila* with high-mountain meadows, moors, taluses on steep-sided cirque walls;
4. Tall-herb grass-motley grass meadows, fern thickets with *Pinus pumila*, *Alnus fruticosa*, yerniks with open and sparse fir stands on steep mountain slopes and valley bottoms;

FOREST VEGETATION

5. Light and sparse forests of park type with tall-herb fern; whortleberry- rhododendron aureum-bergenia on rocky sites of mountain slopes and stream valleys;
6. Fir forests: bluejoint-motley grass-fern on mountain slopes and cedar-spruce-fir forests: motley grass-fern-bluejoint on mountain slopes of different aspects;
7. Fir-spruce-cedar forests: bluejoint-fern- motley grass with rhododendron aureum and whortleberry (in places, whortleberry-bergenia and green moss)

on medium mountain slopes of different aspects;

8. Whortleberry-green moss, motley grass-bluejoint, blueberry-green moss-sphagnum, some marshy sites with dense dwarf Siberian fir stands in the foothills and terraces of large local rivers;
9. Birch forests: motley grass-bluejoint-fern, whortleberry-green moss, polytrichum-sphagnum, cowberry-blueberry-ledum appeared instead of cedar stands destroyed by fires, on ancient terraces and debris cones with marshy light pine forests;
10. Birch forests: fern-motley grass-bluejoint, in places whortleberry, growing instead of cedar stands burnt in fires on lower mountain slopes;
11. Poplar forests: motley grass-bluejoint in river floodplains with spruce-fir-cedar (herb-whortleberry-green moss) stands on river terraces;
12. Bluejoint-motley grass marshy meadows appearing instead of dark coniferous forests and used as hay-fields and pastures;
13. High moors and yernik-sphagnum, hummock-ridge with light cedar and birch stands;
14. Taluses;
15. Rocks and dykes;
16. Mudflows and landslides;
17. Post-fire stands and trees dried out after gas emissions;
18. Blue spruce;
19. Industrial and residential constructions.

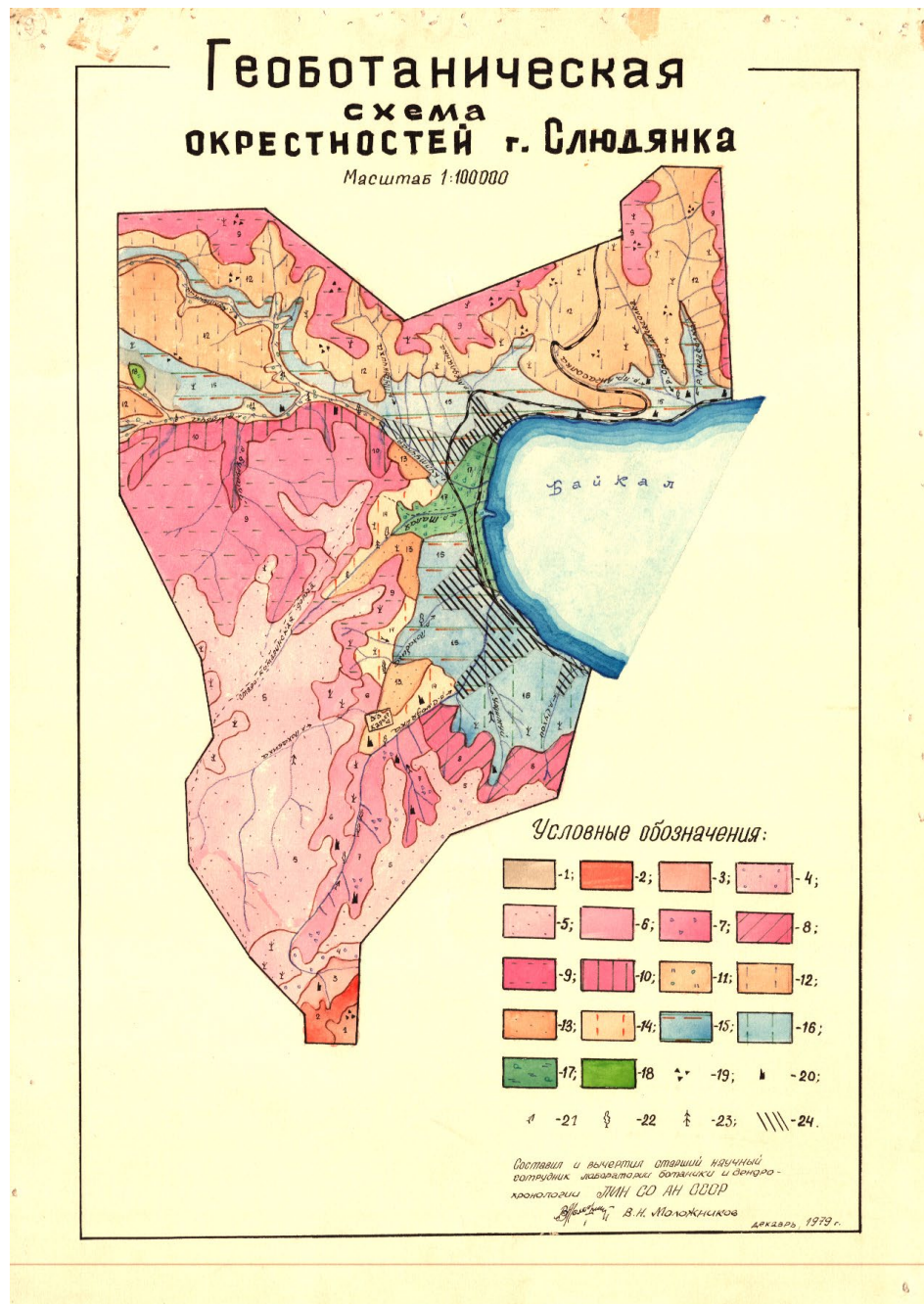


Fig.5. Geobotanical map of the surroundings of Slyudyanka town.

LEGEND

Vegetation map of the surroundings of Slyudyanka town. (Figure 5).

Scale 1:100000

GOLTSY VEGETATION BELT

1. High-mountain tundras: scree, rocky and moss-lichen with *Pinus pumila*, *Phyllodocia* and other dwarf shrubs in the ground layer of flat top mountain slopes;

SUB-GOLTSY VEGETATION BELT

2. Association of *Pinus pumila* and dwarf shrub-moss-lichen cover with single cedar trees on gentle and steep mountain slopes;
3. Fir-cedar sparse stands (in some open woodlands): whortleberry-rhododendron aureum-lichen on mountain slopes;

FOREST VEGETATION

4. Light fir-cedar forests (whortleberry-rhododendron aureum-moss-lichen, in places with motley grass and bergenia thickets) mainly on gentle mountain slopes;
5. Cedar forests: whortleberry-rhododendron aureum-green moss with bergenia in the upper part of mountain slopes and in watershed areas;
6. Cedar forests: rhododendron aureum-ledum-sphagnum, in places, green mosses on steep mountain slopes, mainly of northeastern aspect;
7. Cedar forests: rhododendron aureum, ledum, cowberry-green moss, bergenia and fern-serge-sphagnum-green moss on steep mountain slopes of northwestern aspect;

8. Larch-cedar and cedar-larch forests: cowberry-ledum-green moss (on carbonated rocks) on steep and medium mountain slopes;
9. Larch-cedar forests: cowberry-green moss on flat and medium mountain slopes;
10. Larch-cedar and cedar-larch forests: cowberry-ledum-sphagnum on steep mountain slopes of north-western aspect;
11. Light larch forests with Siberian spruce: ledum-sphagnum with Rhododendron parvifolium on swamped bottom of a stream valley;
12. Larch forests with birch and aspen: cowberry-ledum-green moss in watershed areas and mountain slopes of different aspects;
13. Larch forests with birch and aspen: small grass-cowberry-rhododendron on mountain slopes;
14. Pine-larch and larch-pine forests: cowberry-ledum and small grass-cowberry-alder-rhododendron on mountain slopes;
15. Birch-aspen and aspen-birch forests with pine and larch destroyed by cuttings and fires (in places of cedar-larch and pine-larch cowberry-ledum and cowberry-alder-rhododendron forests) on steep mountain slopes, in places with steppe sites – “maryanas”;
16. Birch forests: small herb-bluejoint and cowberry-ledum appearing instead of larch-cedar cowberry-ledum-green moss forests on debris cones, terraces and lower parts of mountain slopes;
17. Sedge-grass-motley grass meadows, grass bogs, swampy larch and birch woodlands with willow and bird cherry thickets on debris cones and ancient Baikal terraces;
18. Steppe meadows instead of old fallows;
19. Taluses;
20. Rocks and dykes;
21. Direction of mudflows;
22. Poplar groves;
23. Siberian spruce;
24. Industrial and residential constructions.

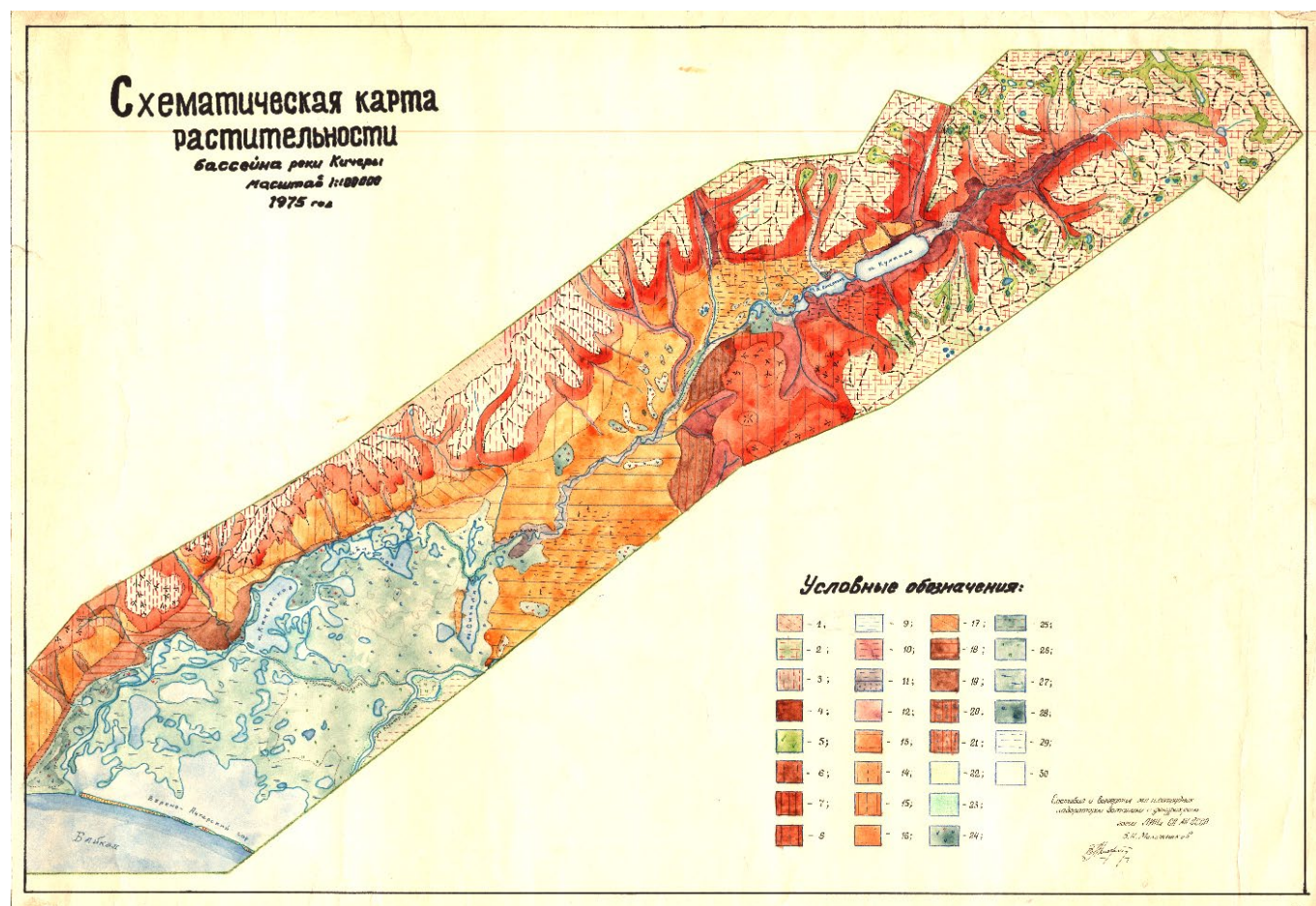


Fig.6. Schematic map of vegetation in the basin of the Kichera River.

LEGEND

Schematic map of vegetation in the basin of the Kichera river (Figure 6).

Scale 1: 100000

GOLTSY VEGETATION BELT

1. Alpine meadows and heathlands on steep cirque slopes, nival and barren meadows, fragments of moss-lichen tundras with sparse vegetation on rocks;
2. High-mountain tundras on adjacent slopes and watersheds: rocky, scree, lichen and moss-lichen with heathlands, nival meadows, fragments of yerniks and *Pinus pumila*;
3. High-mountain tundras mainly on flat top and gently sloping mountains; scree, moss-lichen, mountain avens, rocky, moss with fragments of yernik and *Pinus pumila*;

SUB-GOLTSY VEGETATION BELT

4. *Pinus pumila* with yerniks and sparse larch stands on bottoms of pads and mountain slopes;
5. Associations of *Pinus pumila* on mountain slopes of different aspects: lichen and moss-lichen, green mosses, with *Duschekia*, tundra parts and taluses;
6. Associations of *Pinus pumila* on steep mountain slopes of different aspects: *rhododendron aureum*-lichen, *ledum*-lichen-green moss with taluses and rocks;
7. Motley grass subalpine grass plots, willow stands, *Duschekia* and yernik in mountain stream valleys;
8. Associations of *Pinus pumila* and other subalpine shrubs on cirque walls;
9. Sparse stands of larch and stone birch with a dense storey of *Pinus pumila* (*rhododendron aureum*-moss ground cover);
10. Larch-cedar forests with birch: cowberry-*ledum*-green moss;
11. Pine-larch forests: cowberry-*ledum*-green moss on mountain slopes and foothills;
12. Poplar-*Chosenia* forests: bluejoint-motley grass in river floodplains;
13. Pine and larch-cedar-pine forests on moraine and fluvial deposits in river valleys and foothills: cowberry-small grass, cowberry-*ledum*-moss, cowberry-yernik-green moss;
14. Pine forests on steep southeastern mountain slopes: steppefied, rocky, dead cover, *duschekia*-*rhododendron*;
15. Pine and larch-pine forests with birch on terraces and debris cones of mountain rivers: cowberry-*rhododendron* and cowberry-*duschekia*-*rhododendron*;
16. Larch-pine forests with cedar and larch on flat mountain slopes: cowberry-motley grass, cowberry-*duschekia*;
17. Pine and larch-cedar-pine forests on valley bottoms and foothills: *duschekia*-motley grass, cowberry-*ledum*, blueberry-*ledum*-green moss;

18. Larch-cedar and cedar-larch forests on north-facing mountain slopes: *ledum*-green moss, *bergenia*, cowberry-whortleberry-green moss;
19. Pine-larch and larch-cedar forests on mountain slopes: cowberry-*ledum*-green moss, lichen-green moss;
20. Cedar-pine-larch forests on steep mountain slopes: *bergenia*, cowberry-moss-lichen, *ledum*-green moss;
21. Larch-cedar-spruce forests along river beds: green moss-sphagnum;
22. Swampy sites with sparse tree stands;
23. Swampy sites with shrubs;
24. Swampy yernik thickets;
25. Sphagnum mounds with yerniks and single trees;
26. Floodplain grass-motley grass meadows, grass bogs, yernik and willow thickets;
27. Isolated swampy area;
28. Shrubby area;
29. Forests lost in wildfires;
30. Associations of *Pinus pumila* and sparse stands of *Larix czekanowskii* and *Larix gmelinii* on sandy coastal banks separating Lake Baikal from a lagoon formation – Verkhne-Angarsky Sor;

2. Conclusions

The geobotanical maps presented are unique scientific landscape-guided contribution to our knowledge on the environmental state of Lake Baikal shores 40-50 years ago. Taking into account their high accuracy, the maps provide reliable grounds for environmental monitoring and comparative studies of the vegetation dynamics. For example, light coniferous forests are observed to gradually transfer into dark coniferous stands in the absence of fires and logging, as well as forest littering caused by the disappearance of some tree species (birch and aspen, for instance).

These maps can be also used in preserving biological diversity, creating new protected areas and finding optimal nature-friendly economic activities in Baikal region, not to mention environmental education, tourism and recreation. Thus, this work not only retains relevance but opens up new opportunities for comprehensive studies on the interactions of Lake Baikal and its environments.

Acknowledgements

The author expresses his sincere gratitude to E.M. Timoshkina for translating the article and paying close attention to details. The author also thanks O.A. Timoshkin and the administration of the LIN SB RAS for their support and assistance at all stages of the preparation and publication of the material.

Conflict of Interest

The author declares no conflicts of interest.

Геоботанические карты Прибайкалья

Оригинальная статья

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Моложников В.Н.

Лимнологический институт СО РАН, Улан-Баторская ул., 3, Иркутск, 664033, Россия

АННОТАЦИЯ. Данная работа представляет геоботанические карты отражающие природную ситуацию на побережьях озера Байкал 40-50 лет назад. В реестре представлены шесть карт, среди которых особое значение имеют: схематическая карта растительности Юго-Западного Прибайкалья, геоботаническая карта Байкальского государственного заповедника и карта кадастровой оценки растительного покрова Южного Прибайкалья. Эти карты могут использоваться для ретроспективной оценки изменений растительного покрова под действием природных и антропогенных факторов.

Ключевые слова: геоботанические карты, растительность Прибайкалья

Для цитирования: Моложников В.Н. Геоботанические карты Прибайкалья // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 1. - С. 84-106. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-84

1. Введение

Публикуемые карты сохраняют первоначальное название и пояснительный текст использованный при их составлении. Карты отражают природную ситуацию на побережьях озера Байкал 40-50 лет назад от современности и ждут своего продолжателя из новых поколений геоботаников, географов и лимnologов. Они показывают биологическое разнообразие растительного покрова, его динамику и устойчивость имеют высокую индикационную достоверность, могут служить фундаментом экологического мониторинга. Полевые и камеральные работы проводились по существующим тогда методикам.

Ниже приводится перечень шести карт.

На первом месте стоит схематическая карта растительности Юго-Западного Прибайкалья (Рисунок 1 здесь и далее см. рисунок - карта). Она является прогнозно-оценочной. Впервые показана динамика растительного покрова на одном из сохранившемся участке светловыйного леса при его взаимоотношениях с темнохвойной тайгой. По этому участку проходит Байкальская туристическая тропа, которая уже вносит заметное антропогенное

воздействие. Здесь накоплен определенный научный опыт, который следует реализовать при дальнейших работах по взаимовлиянию суши и водоема. Более подробно о решении таких задач сказано в пояснительном тексте к этой карте.

Второе и третье места по значимости можно отнести к геоботанической карте Байкальского государственного заповедника (Рисунок 2) и карту кадастровой оценки растительного покрова Южного Прибайкалья (на окрестных территориях гор Байкальска). (Рисунок 3). Эти карты имеют высокое природоохранное значение.

Третье место следует отдать картам Растительность Северо-Западных Склонов Хамар-Дабана (Рисунок 4) и Растительность окрестностей гор. Слюдянка (Рисунок 5). Они по большей части имеют эколого-просветительское и туристическое направление.

И в качестве заключительной приводится карта, показывающая особенности природы зоны освоения трассы БАМ, которая не мало пострадала в период нового освоения (Рисунок 6).

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: yelena@lin.irk.ru, yelka75@yandex.ru

Поступила: 02 августа 2024; Принята: 14 февраля 2025;
Опубликована online: 26 февраля 2025

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



2. Лиственнично-сосновые леса с участием березняков и осинников (гари и единичные вырубки) на крутых (20-30 и выше о) приводораздельных склонах разных экспозиций: разнотравно-брусничные, вейниково-разнотравные с участием высокотравья: бадановые, бруснично-зеленомошные, рододендрово-бруснично-разнотравные
- 2.1. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ: водоохранное (запас влаги в снеге 180 -100 мм), противозерозионное, почвозащитное.
- 2.2. Прогнозная оценка: при отсутствии пожаров и вырубок через 40-60 лет – светлосвойные леса и обильным подростом кедр; через 100 – 120 лет – кедровые леса с участием светлосвойных пород деревьев.
3. Лиственнично-сосновые леса с участием березы и осины на крутых склонах гор разных экспозиций: бруснично-багульниково-зеленомошные, бадановые, ольхово- рододендрово-зеленомошные.
- 3.1. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ: водоохранное, почвозащитное, рекреационное.
- 3.2. ПРОГНОЗНАЯ ОЦЕНКА: при отсутствии пожаров и вырубок через 40-50 лет начнется захлывание леса из-за выпадения березы и осины, в подросте станет достаточно кедр.
4. Сосновые леса с участием березы и осины на крутых склонах гор, преимущественно юго-восточной экспозиции: рододендрово-бруснично-разнотравные, разнотравно-брусничные,
- 4.1. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ: водоохранное, почвозащитное, рекреационное.
- 4.2. ПРОГНОЗНАЯ ОЦЕНКА: при отсутствии пожаров и вырубок через 40-50 лет. Сосновый лес будет быстро захлываться вывалом березы и осины, в древостоях станет преобладать сосна, в случае вырубок на высокогорных участках гор появятся разнотравные лесные луга.
5. Сосново-лиственничные леса с участием березы и осины на крутых склонах гор; лонах
- 5.1. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ: водоохранное, противозерозионное, почвозащитное.
- 5.2. ПРОГНОЗНАЯ ОЦЕНКА березы и осины, при массовых рубках под линию ЛЭП, больших и сильных пожарах активизируется эрозия склонов, может начаться подвижка курумов.
6. Лиственнично-сосновые леса с участием березы и осины на крутых склонах гор, преимущественно юго-западной экспозиции, в комплексе со скалами и осыпями: мертвотравные, каменистые, рододендрово-бруснично-мелкотравные, остепенные.
- 6.1. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ: противозерозионное и почвозащитное, рекреационное.
- 6.2. ПРОГНОЗНАЯ ОЦЕНКА: при отсутствии пожаров и рубок через 40-50 лет может быть наблюдаться захлывание леса вывалом березы и осины, при рубках на значительных площадях и пожарах активизируются эрозийные процессы
- 6.3. СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ: идет восстановление коренного соснового леса.
7. Сосновые леса с участием березы и осины на крутых склонах гор южных экспозиций, обращенных к оз. Байкал) в комплексе с участками горных каменистых степей скальными образованиями: остепенные, мертвотравные-бруснично-рододендрово-ретидивые, бруснично-разнотравные.
- 7.1. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ; водоохранное, почвозащитное, противозерозионное, рекреационное.
- 7.2. ПРОГНОЗНАЯ ОЦЕНКА: при отсутствии пожаров и рубок будет происходить сокращение площадей степных участков, увеличатся площади бруснично-рододендровых типов леса.
8. Лиственнично-кедровые леса на древних озерных террасах: багульниково-бруснично-зеленомошные, бадановые.
- 8.1. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ: почвозащитное, рекреационное.
- 8.2. ПРОГНОЗНАЯ ОЦЕНКА: ввиду незначительной площади и большой освоенности леса будут сильно зависеть от хозяйственной деятельности человека.: леса сильно нарушены пожарами и плохо контролируемой рекреацией.
- 8.3. СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ угнетенные, плохо возобновляемые.
9. Лиственничные леса на речной террасе: багульниково-зеленомошные, разнотравно-вейниковые, щучковые.
- 9.1. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ: природостабилизирующее, рекреационное.
- 9.2. ПРОГНОЗНАЯ ОЦЕНКА: требуется искусственное поддержание аборигенных фитоценозов.
10. Заболоченные лиственнично-березово-еловые леса по днищам горных долин: разнотравно-вейниковые, багульниково-сфагновые, касандрово-сфагновые, разнотравные.
- 10.1. ИСПОЛЬЗОВАНИЕ: рекреационное, почвозащитное, сенокосы, выпасы домашних животных.
- 10.2. ПРОГНОЗНАЯ ОЦЕНКА: при нарушении почвенного покрова возможно заболачивание, дополнительная эрозия, термокарст
11. Сосново-лиственничная лесостепь на крутых склонах южных экспозиций
12. Полынно-разнотравно-злаковые степи на крутых склонах гор южных экспозиций;

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ ПОДГОЛЬЦОВО-СУБАЛЬПИЙСКОГО КОМПЛЕКСА

4. Группировки кедрового стланика ольхи кустарниковой в сочетаниях с высокогорными лугами, пустошами, каменистыми россыпями на крутых склонах каров и цирков;
5. Ассоциации кедрового стланика: зеленомошные, мохово-лишайниковые, мертвопокровные в комплексе с россыпями, высокогорными лужайками и единичными дубками разных пород по склонам гор разных экспозиций;
6. Высокогорные злаково-разнотравные луга, заросли папоротников в сочетаниях с ассоциациями кедрового стланика, ольховников, ивняков и ерников, редины и редколесья пихты на крутых склонах гор и в долинах;
7. Ерники разнотравно-осоково-сфагновые и мохово-лишайниковые, преимущественно в верховьях горных рек;

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ ЛЕСНОГО КОМПЛЕКСА

8. Редкостойные и разреженные кедрово-пихтовые леса паркового типа с высокотравно-папоротниковым и ранотравным напочвенным покровом на каменистых участках гор: чернично-кашкарково-бадановые в сочетаниях с зарослями кедрового стланика по склонам гор разных экспозиций;
9. Редины и редколесья лиственницы сибирской: мохово-лишайниковые с ерником и кедровым стлаником на пологих склонах гор;
10. Редины и редколесья ели сибирской осоково-сфагновые и мохово-лишайниковые с ярусом ерников по днищам троговых долин;
11. Пихтовые леса: вейниково-разнотравно-папоротниковые, злаково-разнотравные, кашкарво-бадановые на склонах и водоразделах;
12. Пихтовые леса: чернично-зеленомошные и вейниково-разнотравные на древних байкальских террасах и в долинах рек;
13. Пихтовые леса на склонах разных экспозиций;
14. Пихтово-кедрово-еловые леса папоротниково-разнотравные в долинах крупных рек;
15. Пихтово-елово-кедровые леса разнотравно-папоротниково-вейниковые с участием в напочвенном покрове бадана и черники, местами чернично-бадановые;
16. Пихтово-елово-кедровые леса: чернично-зеленомошные, на отдельных участках заболоченные с обильным ярусом пихтового стланика – в предгорьях, на речных и байкальских террасах;
17. Кедровые леса, местами со значительным участием сосны и лиственницы: бруснично-бадановые чернично-зеленомошные, чернично-мохово-лишайниковые на склонах гор, и по днищам троговых долин;
18. Сосново-кедровые леса чернично-бадановые

и бруснично-зеленомошные на крутых склонах гор, преимущественно северо-восточной экспозиции;

19. Кедрово-сосновые леса бруснично-мохово-лишайниковые и чернично-баданово-зеленомошные на крутых склонах гор преимущественно юго-западной экспозиции;
20. Сосновые леса: бруснично-рододендроновые, брусничные и злаково-мелкотравные на склонах гор и террасах реки Темник;
21. Сосновые леса: мелкотравные, каменистые и остепненные на крутых склонах гор южных экспозиций;
22. Лиственничные леса: бруснично-рододендроновые и злаково-разнотравные на склонах гор и речных террасах;
23. Березовые и березово-осиновые леса с сосной и лиственницей: бруснично-рододендроновые, злаково-мелкотравные, бадановые, каменистые на склонах гор и террасах рек (гари лиственничных лесов);
24. Березовые леса: бруснично-бадановые, каменистые, разнотравно-вейниковые на крутых склонах гор (гари сосново-кедровых лесов);
25. Березовые леса: разнотравно-вейниково-папоротниковые, чернично-зеленомошные, голубиково-долгомошно-сфагновые, бруснично-багульниково-зеленомошные частично заболоченные на байкальских террасах и конусах выноса рек (гари и вырубки кедровых и пихтово-елово-кедровых лесов);
26. Березовые леса: вейниково-разнотравные, баданово-черничные, брусничные на склонах гор (гари кедровых и елово-пихтово-кедровых лесов);
27. Леса, нарушенные пожарами;
28. Тополевые леса: разнотравно-вейниковые в поймах рек в комплексе с елово-пихтово-кедровыми разнотравно-чернично-моховыми лесами, высокотравными луговыми полянами на речных террасах и в надпоймах;
29. Луга: злаково-разнотравные, не редко заболоченные, используемые под сенокосы и пастбища;
30. Болота верховые ерnikово-сфагновые, грядово-мочажинные в комплексе с редкостойными кедрками и березняками;
31. Участки остепненных склонов гор. – «Убуры».
32. Каменистые россыпи;
33. Скалы и дайки;
34. Сели и оползны;
35. Снежные лавины;
36. Послепожарный сухостой;

37. Деревья усыхающие под воздействием полутантов и вредителей леса;
38. Голубая ель;
39. Растения-реликты третичных лесов;
40. Зимовья жилые;
41. Зимовья, требующие ремонта и замены;
42. Промышленные и жилые постройки;
43. Дороги проселочные;
44. Тропы выючные;
45. Тропы пешеходные;
46. Тропы, требующие расчистки;
47. Водоразделы между бассейнами рек;
48. Главный водораздел Хамар-Дабана.

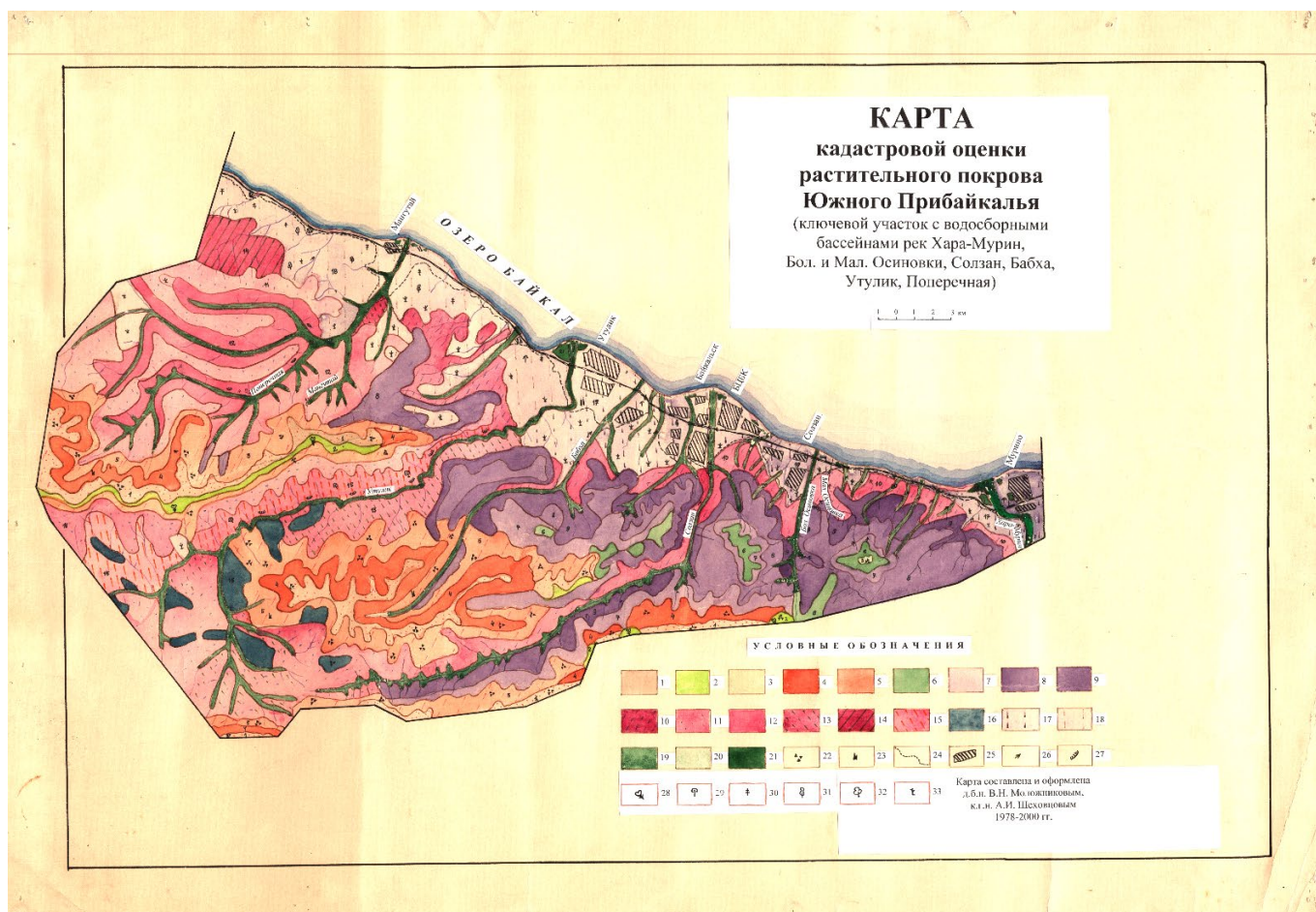


Рис.3. Карта кадастровой оценки растительного покрова Южного Прибайкалья. (ключевой участок с водосборными бассейнами рек Хара-Мурин, Бол. и Мал. Осиновки, Солзан, Бабха, Утулик, Поперечная).

Легенда к карте кадастровой оценке растительного покрова Южного Прибайкалья (ключевой участок с водосборными бассейнами рек Хара-Мурин, Бол. и Мал. Осиновки, Солзан, Бабха, Утулик, Поперечная).

(Рисунок 3)

Масштаб 1: 100000

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ ГОЛЬЦОВО-АЛЬПИСКОГО ПОЯСА

1. Высокогорные щебенчатые, каменистые и мохово-лишайниковые тундры с кедровым стлаником, с участием в напочвенном покрове филлодоции и других кустарничков на плоско-вершинных водоразделах гор;
2. Пустошные луга чернично-баданово-разнотравные с участием маральего корня;
3. Высокогорные луга мелкотравно-среднетравные с участием маральего корня и филлодоции на крутых склонах гор разных экспозиций;

4. Ассоциации кедрового стланика с кустарничково-мохово-лишайниковым покровом в сочетаниях с высокогорными лугами и пустошами на пологих и средненаклонных склонах гор (от 5 до 20);
5. Ассоциации кедрового стланика в комплексе с рединами кедра и пихты (в бассейне р. Утулик могут встречаться с рединами кедра, ели и лиственницы сибирской) в сочетаниях с участками пустошей, высокогорных лугов на крутых (25– 30) каменистых склонах гор и по днищам

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ ПОДГОЛЬЦОВО-СУБАЛЬПИЙСКОГО ПОЯСА

висячих троговых долин;

6. Высокотравные злаково-разнотравные луга, заросли папоротников в сочетаниях с ассоциациями кедрового стланика, редкостойными деревьями пихты и кедра на крутых склонах гор 92 – 300;

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ ЛЕСНОГО ПОЯСА

7. Редкостойные пихтовые леса паркового типа с высокотравно-папоротниковым напочвенным покровом, на каменистых участках гор, - чернично-кашкаррово-бадановые по склонам гор и иногда, в долинах ручьев;
8. Пихтовые леса лишайниково-разнотравно-папоротниковые на склонах и водоразделах;
9. Кедрово-елово-пихтовые леса папоротниково-разнотравно-вейниковые на склонах гор разных экспозиций;
10. Пихтово-елово-кедровые леса разнотравно-вейниковые с участием бадана, черники (местами на отдельных участках чернично-бадановые) и зеленых мхов на средненаклонных и крутых склонах гор разных экспозиций;
11. Кедровые леса (местами на вершинах - редкостойные) чернично-кашкаррово-зеленомошные с баданом – на склонах и водоразделах;
12. Кедровые леса мелкотравно-вейниково-бадановые и бруснично-чернично-зеленомошные на крутых склонах гор;
13. Кедровые леса бруснично-багульниково-зеленомошные на галечно-валунных отложениях в прибрежной полосе Байкала и на крутых склонах северных экспозиций;
14. Лиственнично-кедровые и кедрово-лиственничные леса бруснично-багульниково-зеленомошные (на горных породах карбонатного состава) по крутым и средненаклонным склонам гор;
15. Сосново-кедровые и кедрово-сосновые леса бруснично-багульниково-зеленомошные преимущественно на склонах гор южной экспозиции;
16. Кедровые редины и редколесья, сфагновые ассоциации кедрового стланика и багульниково-

во-сфагновые болота на склонах гор северной экспозиции;

17. Березовые леса разнотравно-вейниково-папоротниковые с черникой на месте кедровых чернично-зеленомошных уничтоженных лесными пожарами на конусах выноса, и террасам, иногда - по предгорьям,
18. Березовые леса мелкотравно-вейниковые и бруснично-багульниковые, возникшие на месте лиственнично-кедровых бруснично-багульниковых лесов на конусах выносов и террасах в нижних частях предгорий;
19. Тополевые леса разнотравно-вейниковые в поймах рек в сочетаниях с елово-пихтово-кедровыми травяно-моховыми лесами на речных террасах;
20. Заросли ольхи кустарниковой (душекии), жимолости, смородин, рябины, папоротников и высокотравья по днищам небольших крутонаклонных падей – пути периодически сходящих селей и оползней;
21. Злаково-разнотравные луга (сенокосы) возникшие на месте темнохвойных лесов;
22. Каменистые россыпи;
23. Скалы и дайки;
24. Линия, показывающая территорию конусов выноса;
25. Промышленные и жилые постройки;
26. Сели;
27. Оползни;
28. Снежные лавины;
29. Сосна обыкновенная;
30. Лиственница сибирская;
31. Осина;
32. Береза;
33. Послепожарный сухостой и погибающие деревья от поллютантов.

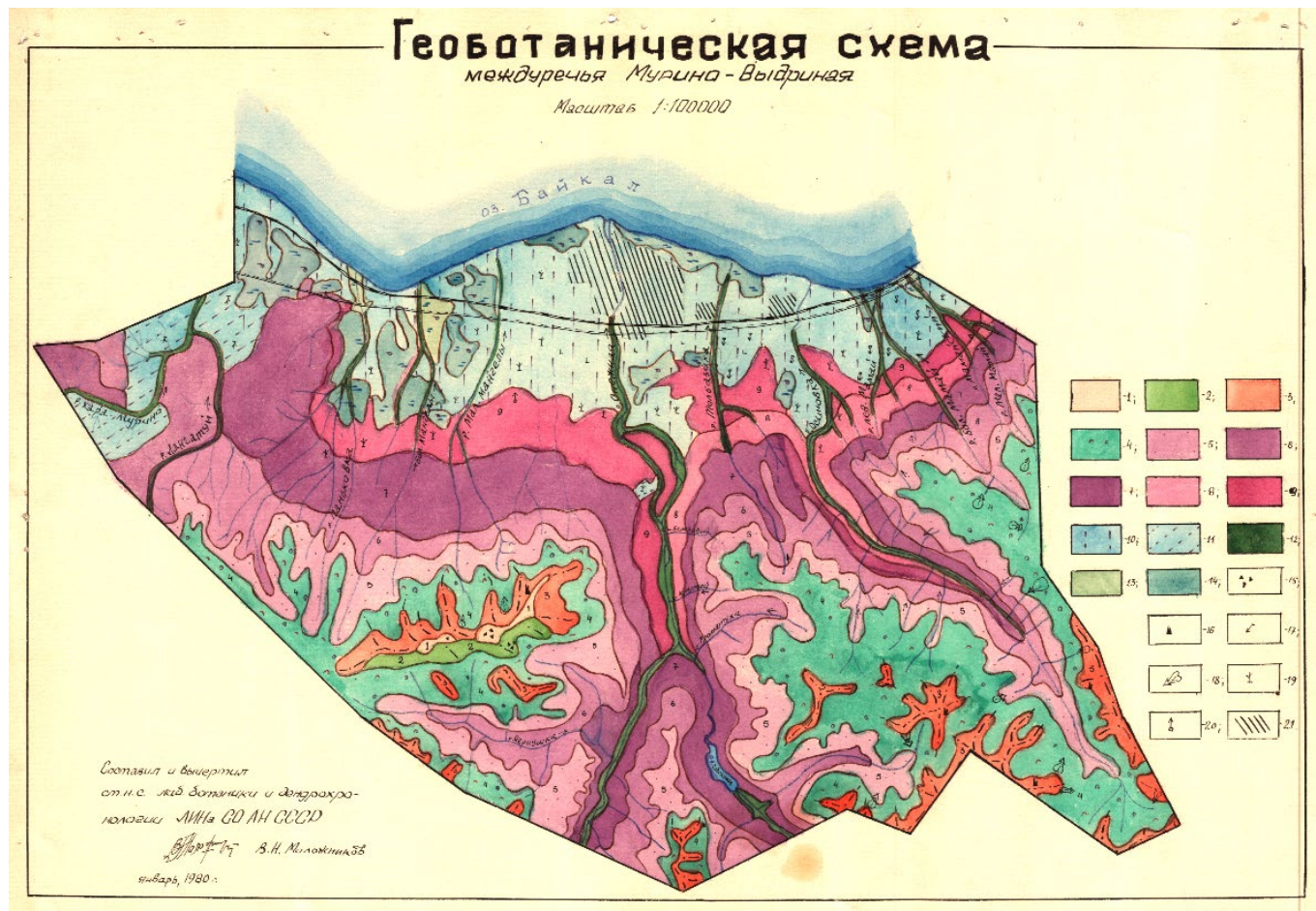


Рис.4. Карта растительности Северо-западных склонов Хамар-Дабана (междуречья Мурино-Выдриная).

Легенда к карте растительности Северо-западных склонов Хамар-Дабана (междуречья Мурино-Выдриная) (Рисунок 4)

Масштаб 1:100000

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ ГОЛЬЦОВО-АЛЬПИЙСКОГО КОМПЛЕКСА

1. Высокогорные пустоши, луговые и мохово-лишайниковые тундры с кедровым стлаником, с участием в напочвенном покрове филлодоции и других кустарничков на плосковершинных участках гор;
2. Пустошные луга чернично-баданово-разнотравные с участием марального корня на крутых склонах гор, преимущественно на склонах южных экспозиций;

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ ПОДГОЛЬЦОВО-СУБАЛЬПИЙСКОГО КОМПЛЕКСА

3. Ассоциации кедрового стланика в сочетаниях с высокогорными лугами, пустошами, каменистыми россыпями на крутых склонах стен цирков;
4. Высокотравные злаково-разнотравные луга, заросли папоротников в сочетаниях с ассоциациями кедрового стланика, ольхи кустарниковой, ерников с редианами и редколесьями пихты на крутых склонах гор и днищах долин;

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ ЛЕСНОГО КОМПЛЕКСА

5. Редкостойные и разреженные леса паркового типа с высокотравно папоротниковые; на каменистых участках чернично- кашкарово- бадановые по склонам гор и в долинах ручьев;
6. Пихтовые леса вейниково-разнотравно папоротниковые на склонах гор и водоразделах по разным экспозициям;
7. Кедрово-елово-пихтовые леса разнотравно-папоротниково-вейниковые на склонах гор разных экспозиций;
8. Пихтово-елово-кедровые леса вениково-папоротниково-разнотравные с участием бадана и черники (местами чернично-бадановые и зеленомошные) на средненаклонных склонах гор разных экспозиций;
9. Чернично-зеленомошные, разнотравно-вейниковые, голубиково-зеленомошные-сфагновые, на отдельных участках заболоченные с обильным ярусом пихтового стланика в предгорьях и на речных террасах местных крупных рек;
10. Березовые леса разнотравно-вейниково-папоротниковые, чернично-зеленомошные, долгомошно-сфагновые, бруснично-голубиково-багульниковые возникшие на месте кедровых лесов, уничтоженных пожарами, на древних

- террасах и конусах выноса в комплексе с заболоченными редкостойными сосновыми лесами;
11. Березовые леса папоротниково-разнотравно-вейниковые местами черничные на месте кедровых лесов, уничтоженных пожарами на склонах в нижней части гор;
 12. Тополевые леса разнотравно-вейниковые в поймах рек в комплексе с елово-пихтово-кедровыми травяно-чернично-зеленомошными древостоями на речных террасах;
 13. Вейниково-разнотравные заболоченные луга, возникшие на месте темнохвойных лесов и используемые под сенокосы и пастбища;
 14. Болота верховые и ерничково-сфагновые, грядово-мочажинные в комплексе с редкостойными кедрами и березами;
 15. Каменистые россыпи;
 16. Скалы и дайки;
 17. Сели и оползни;
 18. Послепожарный древостой и усохшие деревья от газовых эмиссий;
 19. Голубая ель;
 20. Промышленные и жилые постройки.

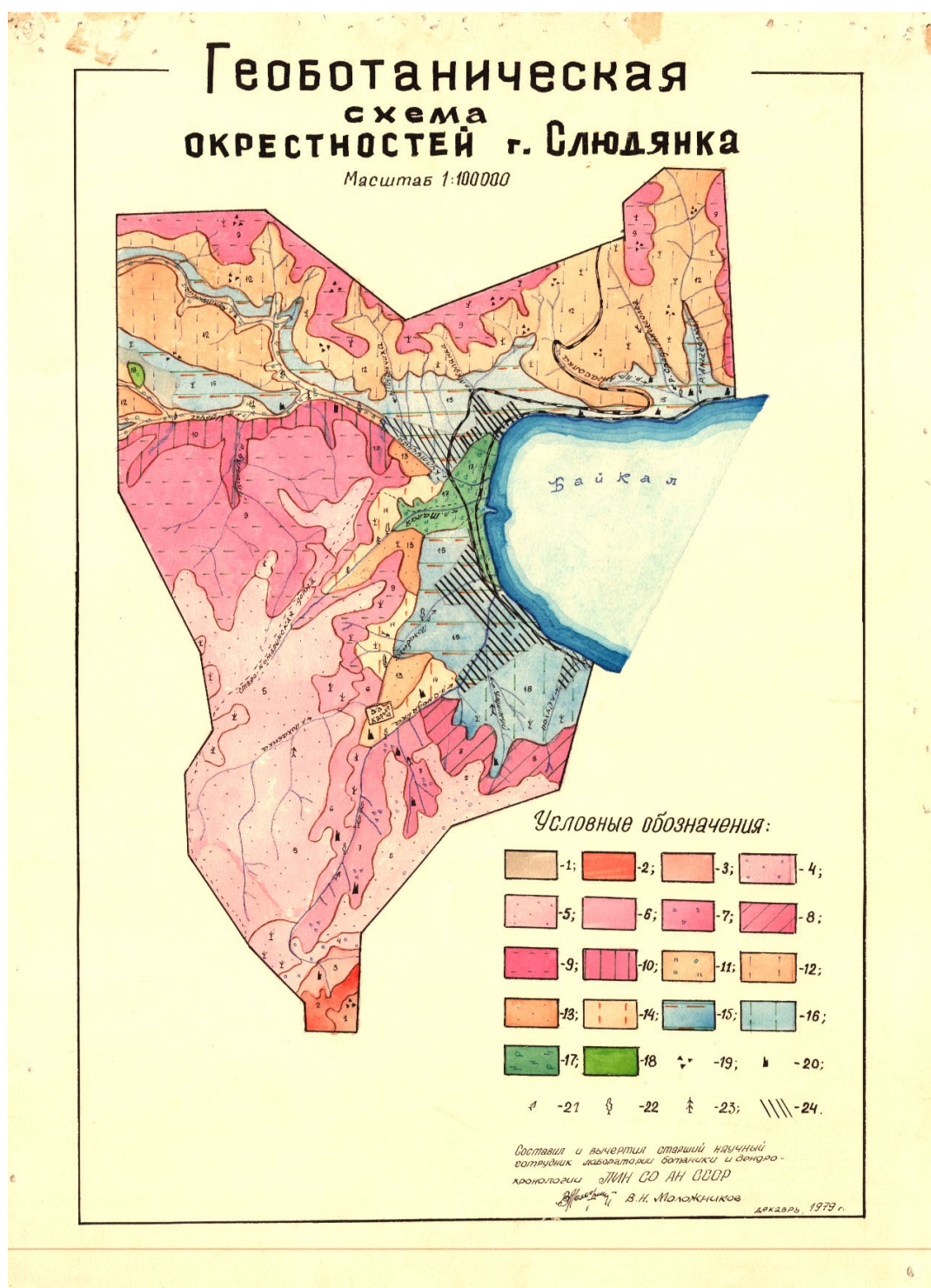


Рис.5. Геоботаническая схема окрестностей города Слюдянка.

**Легенда к карте растительности окрестностей
города Слюдянка
(Рисунок 5)
Масштаб 1:100000**

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ ГОЛЬЦОВОГО ПОЯСА

1. Высокогорные тундры: щебенчатые, каменистые и мохово-лишайниковые с кедровым стлаником, с участием в напочвенном покрове филлодоции и других кустарничков на плоско-вершинных склонах гор;

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ ПОДГОЛЬЦОВОГО ПОЯСА

2. Ассоциации кедрового стланика с кустарничково-мохово-лишайниковым покровом, с единичными деревьями кедра на пологих и крутых склонах гор;
3. Пихтово-кедровые редины (на отдельных участках редколесья) чернично-кашкарково-лишайниковые на склонах гор;

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ ЛЕСНОГО ПОЯСА

4. Редкостойные пихтово-кедровые леса чернично-кашкарково-мохово-лишайниковые на отдельных участках с разнотравьем и зарослями бадана преимущественно на пологих склонах гор;
5. Кедровые леса чернично-кашкарково-зеленомошные с баданом в верхней части склонов гор и на водоразделах;
6. Кедровые леса кашкарково-багульниково-сфагновые, местами зеленомошные на крутых склонах гор, преимущественно северо-восточной экспозиции;
7. Кедровые леса: кашкарровые, багульниковые, бруснично-зеленомошные, бадановые и папоротниково-осоково-сфагново-зеленомошные на крутых склонах гор северо-западной экспозиции;
8. Лиственнично-кедровые и кедрово-лиственничные леса бруснично-багульниково-зеленомошные (на горных породах карбонатного состава) по крутым и среденаклонным склонам гор;
9. Лиственнично-кедровые леса бруснично-зеленомошные на пологих и среденаклонных склонах гор;
10. Лиственнично-кедровые и кедрово-лиственничные леса бруснично-багульниково-сфагно-

вые на крутых склонах гор северо-западной экспозиции;

11. Лиственничные редкостойные леса с елью сибирской багульниково-сфагновые с рододендромом мелколистным по заболоченному днищу долины ручья;
12. Листвиничные леса с березой и осиной: бруснично-багульниково-зеленомошные на водоразделах и склонах гор разной экспозиции;
13. Лиственничные леса с березой и осиной мелкотравно-бруснично-рододендроновые на горных склонах;
14. Сосново-лиственничные и лиственнично-сосновые леса бруснично-багульниковые и мелкотравно-бруснично-ольхово-рододендроновые на горных склонах;
15. Березово-осиновые и осиново-березовые леса с участием сосны и лиственницы расстроенные вырубками и пожарами (на месте кедрово-лиственничных и сосново-лиственничных бруснично-багульниковых и бруснично-ольхово-рододендроновых лесов) на крутых склонах гор, местами в сочетании с остепненными участками – «марьянами»;
16. Березовые леса мелкотравно-вейниковые и бруснично-багульниковые возникшие на месте лиственнично-кедровых бруснично-багульниково-зеленомошных лесов на конусах выносов, террасах и в нижних частях склонов гор;
17. Осоково-злаково-разнотравные луга, травяные болота, заболоченные редколесья лиственницы и березы в комплексе с зарослями ивы и черемухи на конусах выноса и древних байкальских террасах
18. Остепенённые луга на месте старых залежей;
19. Каменистые россыпи;
20. Скалы и дайки;
21. Направление селей;
22. Рощи тополя;
23. Ель сибирская;
24. Промышленные и жилые постройки.

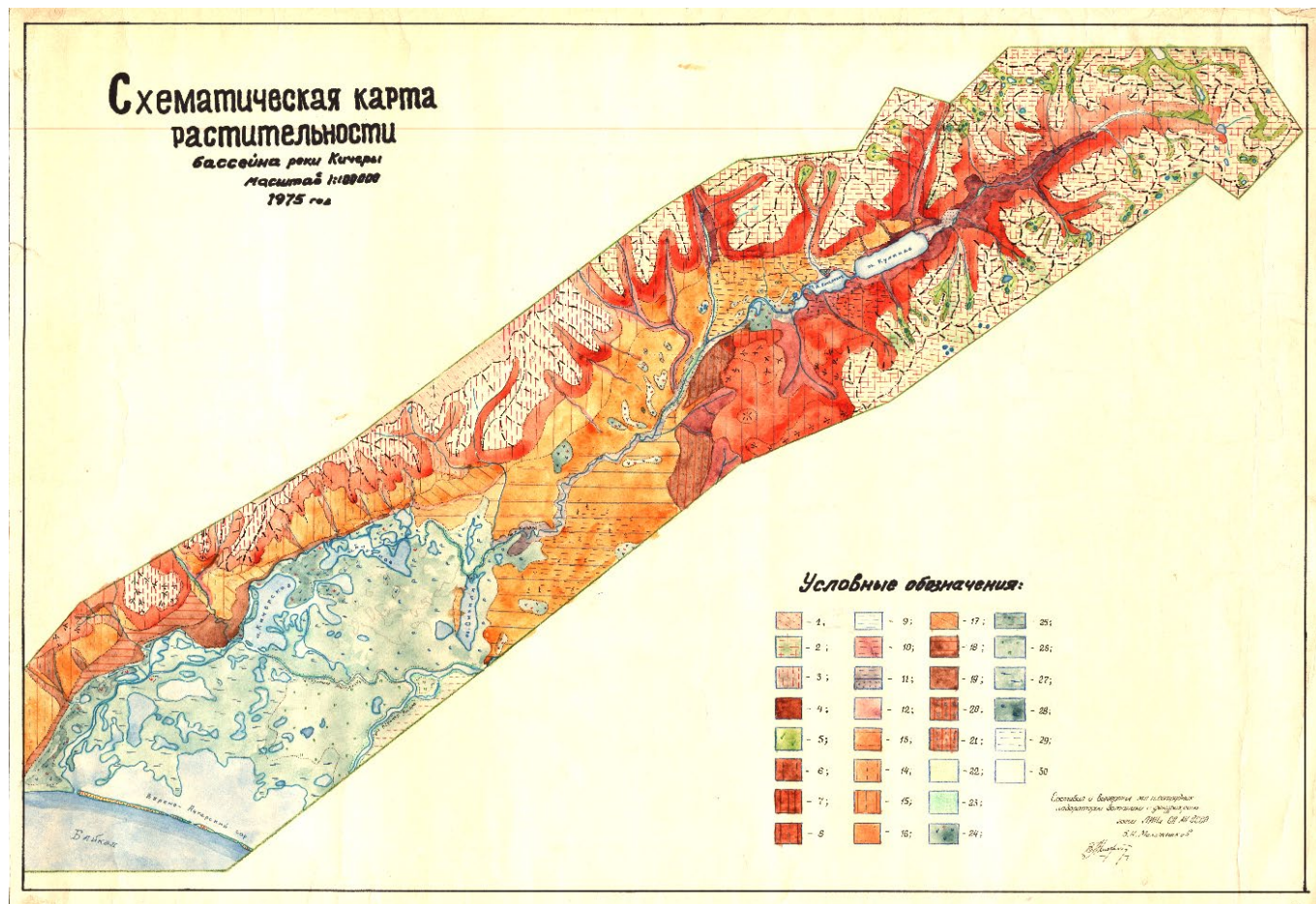


Рис.6. Схематическая карта растительности бассейна реки Кичеры (Северный Байкал).

**Легенда к схематической карте растительности
бассейна реки Кичеры
(Рисунок 6).**

Масштаб 1: 100000

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ ГОЛЬЦОВОГО ПОЯСА

1. Альпийские луга и пустоши на крутых склонах цирков; нивальные и пустошные луговины, фрагменты мохово-лишайниковых тундр в комплексе с разреженной растительностью скал;
2. Высокогорные тундры на прилегающих склонах и водоразделов: каменистые, щебенчатые, лишайниковые и мохово-лишайниковые в комплексе с пустошами, нивальными луговинами, фрагментами ерников и кедростлаников;
3. Высокогорные тундры преимущественно на плосковершинных и пологонаклонных участках гор: щебенчатые, мохово-лишайниковые, дриадовые, каменистые, моховые в комплексе с фрагментами ерников и кедростлаников;

РАСТИТЕЛЬНОСТЬ ПОДГОЛЬЦОВОГО ПОЯСА

4. Сообщества кедрового стланика с ерниками и рединами лиственницы на днищах падей и склонах гор;
5. Сообщества кедрового стланика на склонах гор разных экспозиций: лишайниковые и мохово-лишайниковые, зеленомошные, мертвopoкpовные в сочетаниях с душекией, участками тундр и каменистыми россыпями;

6. Сообщества кедрового стланика на крутых склонах гор разных экспозиций: кашкарово-лишайниковые, багульниково-лишайниково-зеленомошные в комплексе с россыпями и скалами;
7. Разнотравные субальпийские лужайки, заросли ивняков, душекии и ерников в долинах горных ручьев;
8. Сообщества кедрового стланика и других субальпийских кустарников на стенах цирков;
9. Редины пихты и каменной березы с густым ярусом кедрового стланика кашкарово-моховым начпочвенным покровом
10. Лиственнично-кедровые леса с участием березы бруснично-багульниково-зеленомошные;
11. Сосново-лиственничные леса бруснично-багульниково-зеленомошные на склонах гор и в предгорьях;
12. Тополево-чозениевые леса вейниково-разнотравные в поймах рек;
13. Сосновые и лиственнично-кедро-сосновые леса на моренных и речных отложениях в долинах рек и в предгорьях; бруснично-мелкотравные, бруснично-багульниково-моховые, бруснично-ерниково-зеленомошные;
14. Сосновые леса на крутых юго-восточных склонах гор: остепненные, каменистые, мертвopoкpовные, душекиево-рододендроновые;

15. Сосновые и лиственнично-сосновые леса с участием березы на террасах и конусах выноса горных рек: бруснично-рододендроновые и бруснично-душекиево-рододендроновые;
16. Лиственнично-сосновые леса с участием кедра и лиственницы на пологих склонах гор: бруснично-разнотравные, бруснично-душекиевые;
17. Сосновые и лиственнично-кедрово-сосновые леса на днищах долин и в предгорьях: душекиево-разнотравные, бруснично-багульниковые, голубиково-багульниково-зеленомошные;
18. Лиственнично-кедровые и кедро-лиственничные леса на склонах гор северных экспозиций: багульниково-зеленомошные, бадановые, бруснично-чернично-зеленомошные;
19. Сосново-лиственничные и лиственнично-кедровые леса на склонах гор: бруснично-багульниково-зеленомошные, лишайниково-зеленомошные;
20. Кедрово-сосново-лиственничные леса на крутых горных склонах: бадановые, бруснично-мохово-лишайниковые, багульниково-зеленомошные;
21. Лиственнично-кедрово-еловые леса вдоль русла рек зеленомошно-сфагновые;
22. Заболоченные участки с редкостойными деревьями;
23. Заболоченные участки в комплексе с кустарниками;
24. Заболоченные ерниковые заросли;
25. Сфагновые бугры с ерниками и единичными деревьями;
26. Пойменные злаково-разнотравные луга, травяные болота, заросли ерников и ивняков;
27. Знак изолированной заболоченности;
28. Знак закустаренной местности
29. Знак погибших лесов от лесных пожаров;
30. Сообщества кедрового стланика с рединами лиственниц Чекановского и Гмелина на песчаных береговых валах, отделяющих озеро Байкал от лагунного образования Верхне-Ангарский сор;

2. Выводы

Геоботанические карты, представляют собой уникальный исторический и научный материал, отражающий природную ситуацию на побережьях озера Байкал 40–50 лет назад. Эти карты имеют высокую индикационную достоверность и могут служить основой для экологического мониторинга, а также для сравнительных исследований динамики растительности. Наблюдается тенденция к преобразованию светлохвойных лесов в темнохвойные при отсутствии пожаров и вырубок, а также процессы захламления лесов после исчезновения некоторых древесных пород (например, березы и осины).

Описанные карты могут быть использованы для решения задач сохранения биологического разнообразия, создания новых заповедных территорий и определения оптимальных режимов хозяйственной деятельности в Прибайкалье. Они также имеют практическое значение для развития экологического образования и просвещения, особенно в туристических и рекреационных зонах. Таким образом, представленные в работе материалы не только сохраняют научную актуальность, но и открывают новые возможности для комплексного изучения взаимодействия озера Байкал и окружающей его суши.

Благодарности

Автор выражает искреннюю признательность Е. М. Тимошкиной за перевод статьи и внимательное отношение к деталям. Также автор благодарит О. А. Тимошкина и администрацию ЛИН СО РАН за оказанную поддержку и содействие на всех этапах подготовки и публикации материала.

Конфликт интересов

Автор заявляет отсутствие конфликта интересов

Influence of 17 α -Methyl Testosterone Infused Diets on Growth and Tissue Integrity in *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758): A Laboratory Study

Rahman H.B., Khan M.A., Sultana S.*

Department of Zoology, Faculty of Biological Sciences, University of Rajshahi, Rajshahi-6205, Bangladesh

ABSTRACT. In this study, the effects of varying concentrations of 17 α -methyl testosterone (17 α -MT) in the diet on the growth performance, survival rate, and histopathology of Nile tilapia - *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) were investigated. Four different hormone doses, 0 mg/g (control), 0.5 mg/g, 0.7 mg/g, and 0.9 mg/g were administered with the diet of *O. niloticus* for 120 days. Growth performance, as measured by the increase in total length (12.98 ± 1.26 cm) and total weight (18.99 ± 2.36 g), was highest in *O. niloticus* receiving 0.9 mg/g 17 α -MT diet. The total weight (TW) increase was significantly more pronounced than that observed in total length (TL). In the average growth of length (31.13%) and weight (43.16%), the 0.7 mg/g 17 α -MT diet had the highest percentage. However, the hormone treatments had no serious effect on the survival rates of the fish in the study. The histopathological changes in the liver showed sinusoid dilation, vacuolization of hepatocytes, enlargement of central veins, and hemorrhages with increased hormone doses. In the kidney, treatment of 0.7 mg/g and 0.9 mg/g of the 17 α -MT diet resulted in changes in the renal tubules, necrosis, degenerated kidney tubules, and dilation of the glomerulus. The present findings show that 17 α -MT treatments notably enhance the overall length, weight, and general growth performance of *O. niloticus*. Therefore, carefully structured experiments employing suitable hormone doses in fish feed may prove advantageous for the commercial cultivation and conservation of this popular fish species in the country.

Keywords: 17 α -methyl testosterone, growth performances, survival rate, histopathology, *Oreochromis niloticus*

For citation: Rahman H.B., Khan M.A., Sultana S. Influence of 17 α -Methyl Testosterone Infused Diets on Growth and Tissue Integrity in *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758): A Laboratory Study // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 1. - P. 107-112. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-107

1. Introduction

Fishery resources are one of the most important sources of animal protein. Compared to other animal protein sources, fish is considered a highly nutritious food source that provides high-quality animal protein at a comparatively low cost and is often more readily available and inexpensive (Khan et al., 2024). A typical person in Bangladesh consumes about 63 grams of fish per day as part of their diet due to the country's high population density (DoF, 2020). Therefore, much attention has been paid to the growth and production of freshwater fish in aquaculture (Juin et al., 2017). Hence, various growth promoters are used in fish farms. The use of hormones in aquaculture is effective for growth performance, reproduction, and mono-sex male production. The administration of androgenic hormones during sex reversal has an anabolic effect that increases growth and protein synthesis, leading to

an increase in muscle mass (Robles Basto et al., 2011).

According to multiple studies, different supplements can be added to fish feed to improve growth metrics (Ajiboye, 2015; Kumar et al., 2016). Numerous anabolic steroids, which include both androgenic and estrogenic types, have demonstrated efficacy in improving growth and feed conversion when included in the diet (Jensi et al., 2016). Testosterone is a well-studied natural androgen that promotes fish development. 17 α -methyl testosterone (17 α -MT) is a synthetic compound that acts as both an anabolic and androgenic steroid hormone that promotes muscle growth and manifests male sexual characteristics (Nagaraju and Devi, 2019). 17 α -MT is used in fish fingerlings to induce sex reversal and/or produce mono-sex populations of Nile tilapia (*Oreochromis* spp.) and climbing perch (*Anabas* spp.) in commercial fish farms, both domestically (Rima et al., 2017; Hossain et al., 2018; Hasan et al.,

*Corresponding author.

E-mail address: sabinasultana019@gmail.com (S. Sultana)

Received: December 05, 2024; **Accepted:** February 14, 2025;

Available online: February 26, 2025

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



2022) and internationally (Jensi et al., 2016; Singh et al., 2018; Rivero-Wendt et al., 2020). Fish farmers are interested in it as it has become increasingly popular in recent years due to its ability to accelerate growth parameters and reduce feed costs in aquaculture.

Commercial production of Nile tilapia (*O. niloticus*) (Linnaeus, 1758) is expected to increase because of its widespread cultivation. Bangladesh ranks third in Asia and fourth in the world in Nile tilapia production (FAO, 2022). According to Rahman et al. (2012), Nile tilapia is considered the most significant aquaculture species of the twenty-first century. It is a popular fish farmed in Bangladesh to meet the growing demand for protein. This species tolerates low-protein food, shows physiological and immunological tolerance to a wide range of climatic conditions, and has a high degree of resistance to stress and infection (El-Sayed, 2006; Ng and Hanim, 2007). These characteristics make Nile tilapia a perfect species for laboratory research, especially for studies on growth and reproductive biology (Stickney, 2000; Lacerda et al., 2018). These studies can provide valuable information that can be used to improve the growth rates of other aquacultured fish species.

Although the use of 17 α -MT for growth enhancement and sex reversal is well-documented worldwide, region-specific research on the effects of 17 α -MT, particularly through infused diets, is limited in Bangladesh. Existing studies focus primarily on growth performance or sex reversal and neglect critical aspects such as tissue health and food safety. Additionally, with increasing concerns about sustainable aquaculture practices, understanding the physiological effects of 17 α -MT is crucial to ensure consumer safety and minimize environmental risks. Therefore, the current study aims to evaluate the effects of 17 α -MT on growth performance, survival rates, and histopathological changes in the liver and kidney of *O. niloticus* in a controlled laboratory environment. The present study has the potential to help in the development of *O. niloticus* monoculture technology that could pave the way for the widespread cultivation, conservation, and economic benefits of this fish species in the country.

2. Materials and Methods

2.1. Collection of the Experimental Fish

A total of 28 *O. niloticus* fish (7 fish for each treatment) were collected from local fishermen for the experiment. The average length of the fingerlings was 10.82 ± 0.22 cm, and the weight was 12.77 ± 0.28 g, respectively. The investigation included four treatment groups: C (control), T1 (Treatment 1), T2 (Treatment 2), and T3 (Treatment 3). The juveniles were reared on hormone-enriched fish feed for 120 days.

2.2. Experimental Design

For the experiment, four semi-circulatory aquariums (45 cm $\times$ 30 cm $\times$ 30 cm) were used in the laboratory for 120 days (March to June) with four treatments and three replicates. The air pump of the

aquarium allowed a daily water exchange (25%) for aeration, while a water heater kept the water temperature stable (between 25–30°C). Four treatment groups were formed to evaluate growth performance and conduct histopathological examinations: 0.5 mg/g (T1), 0.7 mg/g (T2), 0.9 mg/g (T3), and 0.00 mg/g (C) of the hormone per gram of fish diet. Due to the limited size of the aquarium and the relatively small number of fish, we used this specific concentration of testosterone. The hormone was administered orally by mixing it with the diet. To mix 17 α -MT with fish food, the required doses were first dissolved in 5 ml of pure alcohol, as it is insoluble in water. All treatments were allowed to air dry for 12-16 hours before being added to the aquariums. The experimental fish were fed twice a day, with the treated food (~2g pellets) given once daily.

2.3. Growth Studies and Survival Rate

The study involved assessing the growth rate and mortality of *O. niloticus* when 17 α -MT hormones were administered or not. As described by Roy et al. (2019) and Nushy et al. (2020), the evaluation of fish growth performance, measured in length (cm) and weight (g) every month, along with their survival rate, was conducted as follows:

$$\text{Growth percentage} = \frac{\text{Final data} - \text{Initial data}}{\text{Initial data}} \times 100$$

$$\text{Survival rate} = \frac{\text{Number of alive fish}}{\text{Number of fish utilized}} \times 100$$

2.4. Histopathological Studies

For histopathological examination, the transverse sections of the kidney and liver tissues were obtained from both untreated and 17 α -MT-treated fish. Two individuals were taken from each treatment. According to the methods described by Islam et al. (2008), Nasiruddin et al. (2012) and Uddin et al. (2019), these tissues were processed using standard microtome techniques. The selected organ tissues were meticulously cut into tiny fragments and subsequently preserved in alcoholic Bouin's solution. They were then dehydrated through a series of alcohol concentrations ranging from 70% to 100%, with the alcohol removed by xylene. The tissues were then immersed in liquefied paraffin wax. A rotary microtome was used to cut the wood blocks at a thickness of 6 μ m after they were attached to the microtome chuck, allowing for the paraffin block to be sliced and expose the embedded tissues within. The sections of tissues were subsequently stained with hematoxylin and eosin. A compound microscope was used to closely examine the sections.

2.5. Statistical Analysis

The data were analyzed using ANOVA followed by Tukey's HSD post hoc analysis for multiple comparisons. The data were expressed as mean $\pm$ SD and analyzed using IBM SPSS Statistics version 20.0 statistical software, with a significance threshold of 5% ($p < 0.05$).

3. Results

3.1. Growth performance

The growth performance of *O. niloticus* was evaluated by applying varying concentrations of 17 α -methyl testosterone. The effects of 17- α MT on the total length (TL) and total weight (TW) of *O. niloticus* in the control (C), T1, T2, and T3 groups in a controlled laboratory environment are shown in Table 1. Despite a significant difference ($p < 0.05$) in TL between the control and T1 groups as well as between the T2 and T3 groups, the overall effect of the hormone on TL was not statistically significant ($p = 0.520$) based on the results. The same pattern was found for TW; however, the overall effect of 17- α MT on TW was highly significant ($p < 0.015$), indicating that hormone therapy of the experimental fish resulted in a much greater increase in TW than TL. The fish fed with a 0.9 mg/g 17- α MT dosage showed the best results in terms of total length (12.98 ± 1.26) cm and total weight gain (18.99 ± 2.36) g. As the dosage of 17- α MT was increased, the length and weight of the experimental fish also progressively increased.

The monthly gain in average length and weight was found to increase gradually from the start of the study period to the end. During the study, Nile tilapia were found to gain the highest average percentage of 31.13% in length and 43.16% in weight when treated with 0.7 mg/g of 17- α MT (Table 1). As predicted, all three treatment groups showed an increase in both morphometric parameters in *O. niloticus* compared to the control group (Fig. 1). Compared to the increase in total length (TL), the increase in total weight (TW) was more noticeable.

3.2. Survival rate

Table 2 shows the survival rate of the experimental fish after 17- α MT therapy. In the control group, 100% of the fish were alive. Two of the fish from the T3 group and one from the T1 and T2 groups had died during the entire observation period. As a result, the hormone treatments had no discernible effect on the survival of the fish in this investigation.

3.3. Histopathology

3.3.1. Potential Effects of 17- α MT on the Liver

The transverse sections of the liver of the untreated control fish (C) showed a normal, regular structure (Fig. 2a). Similarly, the T1 group of treated

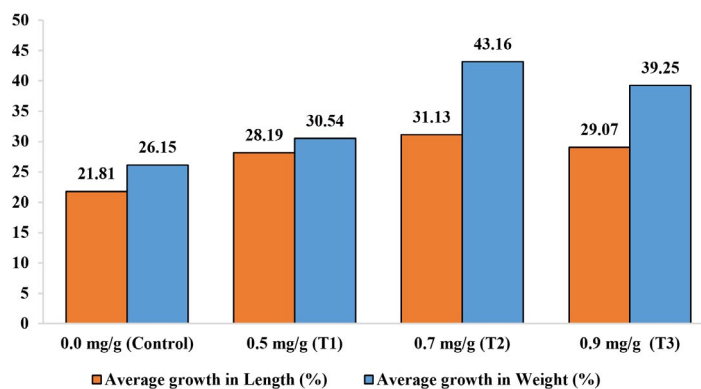


Fig.1. Changes in average growth performance (%) of *O. niloticus* induced 17- α MT under laboratory conditions.

fish showed no conspicuous changes. The hepatocytes and other liver cells were systematically arranged (Fig. 2b). In contrast, the histopathological alterations in the T2 group were characterized by the presence of more epithelial cells scattered among the hepatocytes, sinusoid dilation, vacuolization of hepatocytes, enlargement of central veins (Fig. 2c). The T3 group showed more severe alterations, including hemorrhage, vacuolization of hepatocytes, and severe necrosis (Fig. 2d) in *O. niloticus* examined.

3.3.2. Potential Effects of 17- α MT on the Kidney

The current investigation revealed that the control group of fish had an abundance of renal corpuscles and a network of renal tubules (Fig. 3a). Mild necrosis was observed in the T1 group (Fig. 3b). Visible changes occurred in the T2 treatment that included changes in the epithelial cells of the renal tubule, necrosis and degenerated kidney tubules (Fig. 3c). More conspicuous changes were found in the T3-treated kidney, which included necrosis and hemorrhage with degeneration of the kidney tubules on microscopic study (Fig. 3d).

4. Discussion

The current investigation was conducted to determine the performance of 17- α -methyl testosterone hormone concentrations in fish feed required to promote better growth. The findings of the present experiment indicate that dietary supplementation with 17- α -MT at a concentration of 0.9 mg/g in the artificial diet was a more effective anabolic steroid for the growth of *O. niloticus* than the doses of 0.0, 0.5, and 0.7 mg/g. Sultana and Farha (2022) reported that 0.7 mg/g 17- α -

Table 1. Changes in total length and total weight of *O. niloticus* induced by 17- α MT under laboratory conditions.

Doses of 17- α MT	Total length (TL) cm (mean $\pm$ SD)	Total weight (TW) g (mean $\pm$ SD)	Average growth in length (%)	Average growth in weight (%)
0.0 mg/g (Control)	11.82 $\pm$ 0.94	14.18 $\pm$ 1.36	21.81	26.15
0.5 mg/g (T1)	11.91 $\pm$ 1.13	14.29 $\pm$ 1.48	28.19	30.54
0.7 mg/g (T2)	12.05 $\pm$ 1.40	15.67 $\pm$ 2.35	31.13	43.16
0.9 mg/g (T3)	12.98 $\pm$ 1.26	18.99 $\pm$ 2.36	29.07	39.25

Note: N=7 for each treatment, *data are presented as mean $\pm$ standard deviation (SD) at significant level $p < 0.05$.

Table 2. The survival rate of *O. niloticus* after 17- α MT therapy in laboratory settings during the study period.

Doses of 17 α -MT	March		April		May		June	
	No. alive fishes	Survival rate (%)	No. alive fishes	Survival rate (%)	No. alive fishes	Survival rate (%)	No. alive fishes	Survival rate (%)
0.0 mg/g (Control)	7	100	7	100	7	100	7	100
0.5 mg/g (T1)	7	100	7	100	6	85.71	6	85.71
0.7 mg/g (T2)	7	100	7	100	6	85.71	6	85.71
0.9 mg/g (T3)	7	100	6	85.71	5	71.43	5	71.43

MT was more effective for the growth of *H. fossilis*. Jensi et al. (2016) provided evidence of the most significant increases in weight and length in the same species at a dose of 60 mg 17 α -MT. The maximum weight (14.62 ± 0.59 g) and length (92.18 ± 3.01 mm) were observed at a dosage of 60 mg/kg in *O. niloticus* by Sarker et al. (2022). Singh et al. (2018) provided five variety dosages of the hormone to *O. niloticus* for 30 days in Rajasthan, India, and found that the highest rate of sex alteration rate occurred at 50 mg/kg of feed, and the fish in the treated groups grew faster than the control group. Rima et al. (2017) indicated that a dosage of 50 mg/kg of feed was best for both growth and male enhancement in Nile tilapia. Muniasamy et al. (2018) found in India that dosages of 60 mg/kg achieved optimal results in *C. mrigala* and 100 mg/kg in *C. punctatus*.

The experimental *O. niloticus* showed a markedly superior growth performance in the treated groups compared to the control group. At a dosage of 0.7 mg/g, the percentage increases in length and weight were 31.13% and 43.16%, respectively, whereas the control group had only 21.81% and 26.15% increases, which is almost consistent with the result of Sultana and Farha (2022). Nushy et al. (2020) conducted a comparative analysis of the effects of prepared feed versus commercial feed on the growth performance of this fish over 5 months in a farmer's pond located in Gazipur.

The survival rate of the control group was superior to that of the treatment group. The survival rate in the control group was unequivocally 100%, 85.71% in the 0.5 mg/g and 0.7 mg/g treatment group, and 71.43% in the 0.9 mg/g 17 α -MT treatment group,

respectively. Celik et al. (2011) reported a survival rate of 80% for *O. niloticus*, whereas Jensi et al. (2016) reported 81.6% and 82%, respectively. Sultana and Farha (2022) reported that the survival rate of *H. fossilis* treated with 0.5 mg/g and 0.9 mg/g 17 α -MT was 85.71%, whereas, at 0.7 mg/g, 100% survived.

While hormone therapy promotes growth metrics in experimental fish, it also influences the internal organs by causing alterations and deterioration in the liver and kidney function and structure. With the increase of 17 α -MT doses, several changes, including sinusoid dilation, hemorrhage, vacuolization of hepatocytes, and severe necrosis, were observed in the liver. These changes are similar to those induced by heavy metals and pesticides, as described by Mohamed (2009) and Mekaway et al. (2013). Gayão et al. (2013) discovered higher protein levels in fish treated with steroid hormones, followed by considerable hepatic changes. Sayed et al. (2018) found hydropic degeneration in liver cells and blood congestion in the central veins of tilapia treated with 17 α -MT. Khater (1998) documented that the hepatic parenchyma showed diffuse vacuolar degeneration accompanied by congestion in the central veins and hepatic sinusoids of *Tilapia nilotica*.

As an osmoregulatory organ, the kidney plays an important role in excretion in all vertebrates, including fish. Among the changes in the kidney tubules, necrosis, degenerated kidney tubules, and hemorrhages were found with increasing doses of 17 α -MT, which is consistent with the findings in *H. fossilis* (Sultana and Farha, 2022). Nurmalita et al. (2020) documented the presence of hemorrhage, lymphocyte, and neutrophil

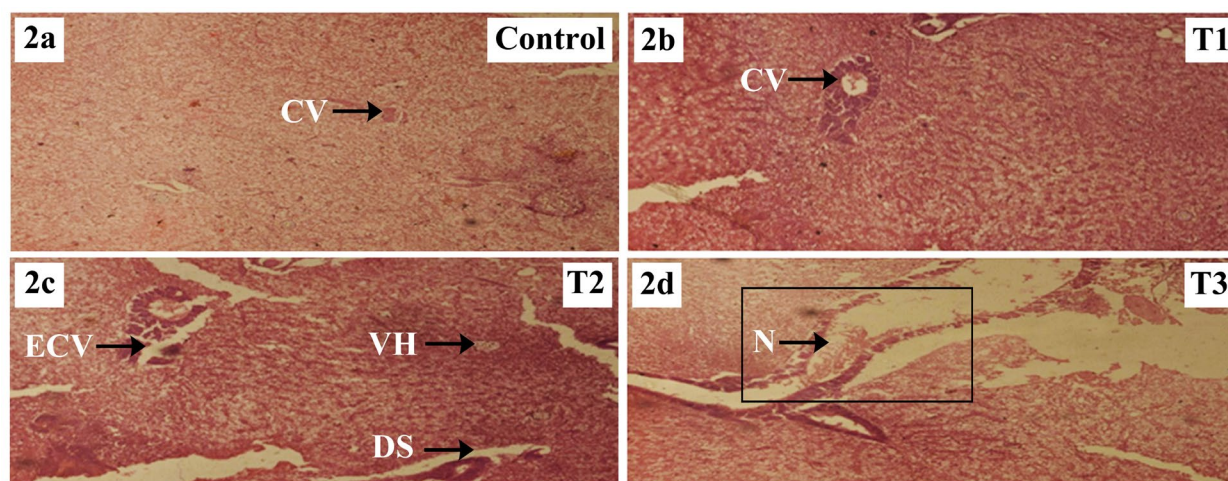


Fig.2. Transverse sections of the liver at $10\times$ magnifications (a-d) taken from the control (C, 0.0 mg/g), T1 (0.5 mg/g), T2 (0.7 mg/g), and T3 (0.9 mg/g) groups of 17 α -MT-treated fish. (CV=central vein, ECV = Enlarged Central Vein, DS = Dilation of sinusoid, VH = Vacuolization of Hepatocyte, N - Necrosis and hemorrhage area).

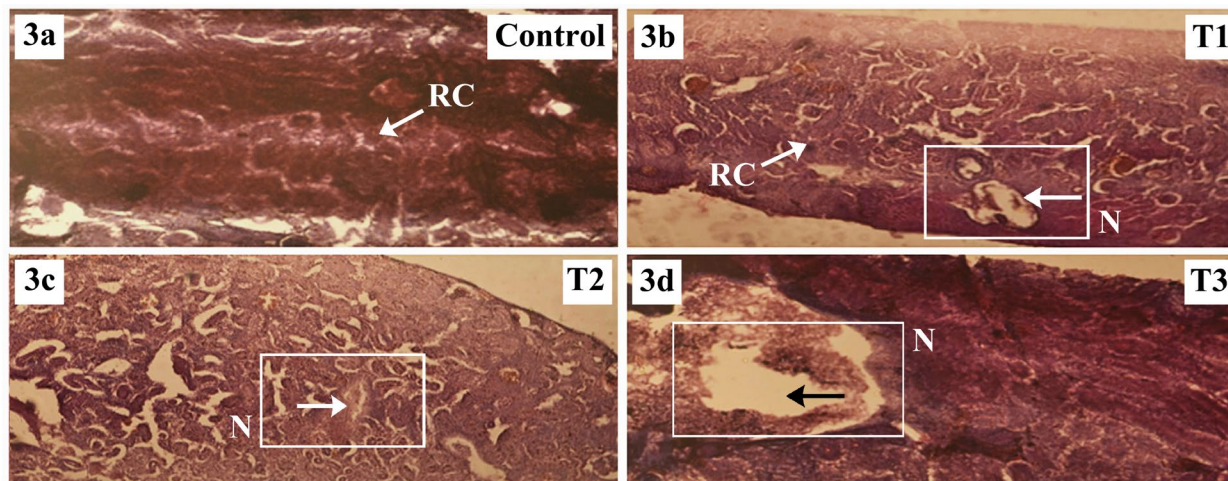


Fig.3. Transverse sections of the kidney at 10× magnifications (a-d) taken from the control (C, 0.0 mg/g), T1 (0.5 mg/g), T2 (0.7 mg/g), and T3 (0.9 mg/g) groups of 17 α -MT-treated fish. (RC= Renal corpuscle, N - Necrosis and hemorrhage area).

infiltration, inflammation, and necrosis in the renal tissue of *O. niloticus*. Sayed et al. (2018) detected glomerular enlargement, renal corpuscle rupture with disruption of the glomerular tuft, unclear lumen, isolated epithelial cells of renal tubule degradation, and tubular necrosis in *O. niloticus*. Katsiadaki et al. (2006) reported kidney hypertrophy in the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) due to the administration of 17 α -MT.

5. Conclusion

The study demonstrated that the inclusion of 17 α -MT in the diet of *O. niloticus* significantly improved growth performance under laboratory conditions. The treated fish showed a significant increase in both total length and total weight compared to the control group, with the optimal dose being 0.9 mg/g feed. Although the hormone treatment effectively promoted growth, it also had negative effects on the internal organs, particularly the kidneys and the liver, indicating potential health risks associated with prolonged use. These findings suggest that while 17 α -MT can be an effective tool for enhancing growth in aquaculture, it should be used with caution to avoid unfavorable health effects. Uncontrolled or excessive use of 17 α -MT could have unintended consequences, not only affecting the physiology and health of the target species but also potentially introducing residual hormones into the aquatic environment. This could disrupt local ecosystems, harm non-target organisms, and pose risks to human health through the food chain. Although this study provides important insights, further research is essential to explore the long-term effects of 17 α -MT on the environment and to establish safe, sustainable practices for its use in aquaculture.

Acknowledgement

The authors sincerely thank the pertinent authority at the Fisheries Research Laboratory, Department of Zoology, University of Rajshahi, for permitting access to their laboratory facilities.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

- Ajiboye O.O. 2015. The efficacy of the steroid hormone, 17 α -methyltestosterone, and semi-flow-through culture system as growth promoters and reproduction inhibitors of Nile tilapia (*O. niloticus*) fed two feed types. *International Journal of Aquaculture* 5: 1-8.
- Celik I., Guner Y., Celik P. 2011. Effect of orally-administered 17 α -Methyltestosterone at different doses on the sex reversal of the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, Linnaeus 1758). *Journal of Animal and Veterinary Advances* 10(7): 853-857. DOI: [10.3923/javaa.2011.853.857](https://doi.org/10.3923/javaa.2011.853.857)
- DoF. 2020. Yearbook of fisheries statistics of Bangladesh, 2018-19. Fisheries Resources Survey System (FRSS), Department of Fisheries, Bangladesh. Ministry of Fisheries and Livestock 31: 76.
- El-Sayed A-F. M. 2006. Tilapia Culture. CABI, Wallingford, Oxfordshire, United Kingdom.
- FAO. 2022. The State of World Fisheries and Aquaculture 2022. Towards Blue Transformation. Rome, FAO. DOI: [10.4060/cc0461en](https://doi.org/10.4060/cc0461en)
- Gayão A.L.B.D.A., Buzollo H., Fávero G.C. et al. 2013. Histologia hepática e produção em tanques-rede de tilápia-do-nilo masculinizada hormonalmente ou não masculinizada. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 48: 991-997. DOI: [10.1590/S0100-204X2013000800026](https://doi.org/10.1590/S0100-204X2013000800026)
- Hasan M.R., Hossain M.Y., Mawa Z. et al. 2022. Reproductive biology of *Heteropneustes fossilis* in a wetland ecosystem (Gajner Beel, Bangladesh) about eco-climatic factors: Suggesting a sustainable policy for aquaculture, management, and conservation. *Saudi Journal of Biological Sciences* 29(2): 1160-1174. DOI: [10.1016/j.sjbs.2021.09.050](https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.09.050)
- Hossain M.S., Hossain M.S., Hossain M.M. et al. 2018. Standardization of the dose of 17 α methyltestosterone to produce a mono-sex population of tilapia. In: Poster presented at the 1st International Conference on Biological and Environmental Research: Recent Development, Challenges and Future Prospects, pp. 1. DOI: [10.13140/RG.2.2.33969.33127](https://doi.org/10.13140/RG.2.2.33969.33127)
- Islam M.T., Mostafa K., Rashid M.M. 2008. Histopathological studies of experimentally infected shing, *Heteropneustes fossilis* with *Aeromonas hydrophila* Bacteria. *Progressive Agriculture* 19(1): 89-96. DOI: [10.3329/pa.v19i1.17359](https://doi.org/10.3329/pa.v19i1.17359)

Jensi A., Karl Marx K., Rajkumar M. et al. 2016. Effect of 17 α -methyl testosterone on sex reversal and growth of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L., 1758). Ecology, Environment and Conservation 22(3): 1493-1498.

Juin S.K., Sarkar S., Maitra S. et al. 2017. Effect of fish vitellogenin on the growth of juvenile catfish, *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822). Aquaculture Reports 7: 16-26. DOI: [10.1016/j.aqrep.2017.05.001](https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2017.05.001)

Katsiadaki I., Morris S., Squires C. et al. 2006. Use of the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) as a sensitive in vivo test for detection of environmental antiandrogens. Environmental health perspectives 114(Suppl. 1): 115-121. DOI: [10.1289/ehp.8063](https://doi.org/10.1289/ehp.8063)

Khan M.A., Hossain M.A., Chowdhury M.A. et al. 2024. Nutritional Quality Assessment of Small Indigenous Fish Species (SIS) from the Mathabanga River in Bangladesh. Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries 28(2). DOI: [10.21608/EJABF.2024.346585](https://doi.org/10.21608/EJABF.2024.346585)

Khater A.M.M. 1998. Sex reversal in *Tilapia nilotica*. Ph.D. Thesis. Zagazig University, Agricultural Science (Poultry Production- Aquaculture- Fish hatching and sex reversal), pp. 144.

Kumar S., Behera S., Nagesh T.S. et al. 2016. Effect of 17 α -Methyltestosterone on the growth performance of a fighting fish (*Betta splendens*). Journal of Experimental Zoology India 19:89-93.

Lacerda S.M.S. N., Batlouni S.R., Silva S.B.G. et al. 2018. Germ cell transplantation in fish: the Nile-tilapia model. Animal Reproduction (AR) 3(2): 146-159.

Mekki I.A., Mahmoud U.M., Wassif E.T. et al. 2013. Effects of cadmium on some histopathological and histochemical characteristics of the kidney and gills tissues of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) dietary supplemented with tomato paste and vitamin E. Journal of Fisheries and Aquatic Science 8(5):553. DOI: [10.3923/jfas.2013.553.580](https://doi.org/10.3923/jfas.2013.553.580)

Mohamed F.A. 2009. Histopathological studies on *Tilapia zillii* and *Solea vulgaris* from Lake Qarun, Egypt. World Journal of Fish and Marine Sciences 1(1): 29-39.

Muniasamy S., Benziger P.A., Kumar Y.A. et al. 2018. Effect of 17 α -methyl testosterone incorporated diets on growth of spotted snakehead, *Channa punctatus* and white carp, *Cirrhinus mrigala*. Saudi Journal of Biological Sciences 26(3): 541-546. DOI: [10.1016/j.sjbs.2018.07.006](https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2018.07.006)

Nagaraju M., Devi G.S. 2019. Impact of 17 α -Methyl testosterone on growth performance of *Tilapia mossambica*. The American Journal of Science and Medical Research 5(1): 1-5.

Nasiruddin M., Azadi M.A., Jahan A. 2012. Histopathological changes in the gill, liver and intestine of *Heteropneustes fossilis* (Bloch) treated with three dry seed extracts. Journal of the Asiatic Society of Bangladesh, Science 38(2): 217-226.

Ng W.K., Hanim R. 2007. Performance of genetically improved Nile tilapia compared with red hybrid tilapia fed diets containing two protein levels. Aquaculture Research 38(9): 965-972.

Nurmalita S.D., Muhammad L.E., Mirni L. et al. 2020. Residual impact of 17 α -methyltestosterone and histopatho-

logical changes in sex-reversed Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). Asian Pacific Journal of Reproduction 9(1): 37-43. DOI: [10.4103/2305-0500.275527](https://doi.org/10.4103/2305-0500.275527)

Nushy N.H., Zafar A., Khatun M. et al. 2020. Comparative growth performance assessment of Shing (*Heteropneustes fossilis*) feeding with prepared and commercial diet. Journal of Aquaculture and Marine Biology 9(1): 10-13. DOI: [10.15406/jamb.2020.09.00270](https://doi.org/10.15406/jamb.2020.09.00270)

Rahman M.M., Shamsuzzaman M., Mahmood S. et al. 2012. Economics of Tilapia Culture in Watershed Pond in Bangladesh. Journal of Aquaculture & Research Development 3(5): 1000141. DOI: [10.4172/2155-9546.1000141](https://doi.org/10.4172/2155-9546.1000141)

Rima N.N., Rahman M.M., Sarker M.J. 2017. Optimization of 17-alpha methyltestosterone (MT) hormone dose during masculinization of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fry. Journal of Noakhali Science and Technology University (JNSTU) 1(2): 35-41.

Rivero-Wendt C.L.G., Miranda-Vilela A.L., Domingues I. et al. 2020. Steroid androgen 17 alpha methyltestosterone used in fish farming induces biochemical alterations in zebrafish adults. Journal of Environmental Science and Health, Part A 55(11): 1321-1332. DOI: [10.1080/10934529.2020.1790954](https://doi.org/10.1080/10934529.2020.1790954)

Robles Basto C.M., Linan Cabello M.A., Mena Herrera A. 2011. The effect of growth hormone and sexual reversal on growth of the Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). Aquaculture America, New Orleans, Louisiana.

Roy D., Al Masud A., Saha P.K. et al. 2019. Water quality, growth and production performance of stinging catfish, *Heteropneustes fossilis* (Bloch) in cemented tanks with two different stocking densities. Bangladesh Journal of Zoology 47(1): 107-119. DOI: [10.3329/bjz.v47i1.42026](https://doi.org/10.3329/bjz.v47i1.42026)

Sarker B., Das B., Chakraborty S. et al. 2022. Optimization of 17 α -methyltestosterone dose to produce quality mono-sex Nile tilapia *Oreochromis niloticus*. Heliyon 8(12): e12252. DOI: [10.1016/j.heliyon.2022.e12252](https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e12252)

Sayed A.E.H., Farrag M.M.S., Basem S. et al. 2018. Histological alterations in some organs of monosex tilapia (*Oreochromis niloticus*, Linnaeus, 1758) produced using methyltestosterone. Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries 22(4): 141-151. DOI: [10.21608/ejabf.2018.13272](https://doi.org/10.21608/ejabf.2018.13272)

Singh E., Saini V.P., Sharma O.P. 2018. Orally administered 17 α methyl testosterone at different doses on the sex reversal of the red tilapia (*Oreochromis niloticus*). International Journal of Fisheries and Aquatic Studies 6(3): 301-305.

Stickney R.R. 2000. Tilapia culture, p. 934-941. In R.R. Stickney (eds.). Encyclopedia of aquaculture. John Wiley & Sons, New York, USA.

Sultana S., Farha F. 2022. A Male Hormone-Induced Changes in Growth Performance and Histopathology in the Stinging Catfish *Heteropneustes fossilis* (Siluriformes: Heteropneustidae) Under Laboratory Conditions. Journal of Bio-Science 30(1): 131-141. DOI: [10.3329/jbs.v30i1.63108](https://doi.org/10.3329/jbs.v30i1.63108)

Uddin M.A., Islam M.A., Islam R. et al. 2019. Study on the health status of farmed shing (*Heteropneustes fossilis*) in Mymensingh region. Research in Agriculture Livestock and Fisheries 6(3): 445-455. DOI: [10.3329/ralf.v6i3.44811](https://doi.org/10.3329/ralf.v6i3.44811)

Phytoplankton of the littoral zone of Lake Baikal

Original Article

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Fedotov A.P.^{*}, Domisheva V.M.[✉], Sakirko M.V.[✉], Vorobyeva S.S.[✉]

Limnological Institute of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya st., 3, Irkutsk, 664033, Russia

ABSTRACT. The study considers species composition, abundance, biomass of littoral phytoplankton of Lake Baikal in the spring (late May-early June) and autumn (late September) periods of 2017-2022. The study stations were located along the perimeter of the lake every 30-50 km. It characterises of the peculiarities of phytoplankton development in different areas of the lake and assesses the force of natural and anthropogenic factors on phytoplankton assemblage.

Keywords: Lake Baikal, season phytoplankton, anthropogenic loads

For citation: Fedotov A.P., Domisheva V.M., Sakirko M.V., Vorobyeva S.S. Phytoplankton of the littoral zone of Lake Baikal // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 1. - P. 113-177. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-113

1. Introduction

The earliest references to Baikalian phytoplankton appear in the works of Gutwinski R.O., Dorogostaysky V.G., Meyer K.M., Yasnitsky V.N., Yashnov V.A. and others, dating to the late 19th and early 20th centuries. At the same time, the development of instrumental and expedition capabilities resulted in a rapid increase in the amount of information available about the quantitative indicators of Baikal algal flora and its geographic location. For example, as noted by Yasnitsky V.N. and Skabichevsky A.P. in 1957, 120 species and varieties of phytoplankton were documented, with approximately 40 species being observed to inhabit the pelagic lake. Popovskaya G.I. (1963) have noted that 210 species of phytoplankton were found in the Selenginsk shallows and adjacent sors, and more than 300 for Lake Baikal. According to Votintsev et al. (1975), a total of 92 species of phytoplankton were identified within the pelagic zone, however, a significant proportion of these species are not native for the zone, but rather, their presence is attributable to their displacement from rivers, shores, and bays. In addition, 122 species were already registered in the pelagic zone by 1990 (Genkal et al., 2006; Popovskaya, 1991). This raises the question: if the littoral zone of the lake is about 5% of the total area of the lake, then what number of this phytoplankton should be in the littoral zone in order for the currents to spread to 95% of the pelagic zone?

It is well known that the phytoplankton of Lake Baikal has three episodes of maximum production:

spring, beginning under the ice cover, summer, represented by picoplankton forms, and autumn; however, the main biomass of plankton is formed during the spring maximum (Antipova and Kozhov, 1953; Antipova, 1963; Popovskaya, 1977; Popovskaya, 2000). In some years, the spring maximum exceeds the autumn maximum by 100 times or more, while in others it is 2-8 times higher (Popovskaya et al., 2011). Furthermore, a considerable interannual variability of pelagic phytoplankton biomass is documented, ranging from 90 to 6000 mg/m³ (Votintsev et al., 1975; Popovskaya et al., 2015; Usoltseva et al., 2023). It is noted that, there is no strong correlation have between individual basins of Lake Baikal with regard to phytoplankton indicators (Popovskaya, 1991).

The total biomass of phytoplankton in the littoral zone of Lake Baikal during the period 1958-1990 varied between 2 and 18 times higher than that of the pelagic zone (Popovskaya, 1991). In the littoral zone, dinoflagellates of the genus *Gymnodinium* Stein were more abundant, when their biomass can reach 100-300 g/m³ (Popovskaya, 1987).

Since the 1980s, significant changes in algal communities have been observed in the pelagic zone of the lake. It is expressed in a decrease in the spring plankton of *Aulacoseira baicalensis* (K. Meyer) Simonsen, an increased abundance of *A. islandica* (O. Müller) Simonsen, *Synedra Ehrenberg*, *Stephanodiscus meyeri* Genkal & Popovskaya, small-celled species of centric diatoms, small flagellate algae and the mass development of *Nitzschia graciliformis* Lange-Bertalot

*Corresponding author.

E-mail address: mix@lin.irk.ru (A.P. Fedotov)

Received: November 20, 2024; **Accepted:** February 17, 2025;
Available online: February 26, 2025

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



& Simonsen (Popovskaya, 1991; Popovskaya, 2000; Bondarenko et al., 2019). In the littoral part of the lake, an increase in the abundance of small, widespread diatoms and nanoplanktonic flagellates is observed in spring phytoplankton (Bondarenko and Logacheva, 2016; Bondarenko et al., 2020a). It is suggested that the main factors stimulating the growth of flagellates in the lake's waters near tributaries subject to active anthropogenic pressure are the availability of easily mineralized organic matter, along with the late onset and decrease in the duration of ice cover on the lake (Bondarenko et al., 2022).

Since 2011, significant changes have been recorded in the shallow waters of Lake Baikal in the benthic phyto-communities, expressed in the mass development of filamentous algae of the genus *Spirogyra* Link, when its projective cover of the bottom can reach 100% (Timoshkin et al., 2016). These algae are most abundant in areas adjacent to settlements (Timoshkin et al., 2018). The dying of algae leads to an anomalous increase in the quantity of organic matter in the lake ecosystem.

Another significant event in the Baikal ecosystem during the observed period was the transition from the low water regime of the lake tributaries to the high

water regime after 2018 (Fig. 1) (Sinyukovich et al., 2024). These changes could affect the influx of biogenic components with river input into the lake. The width of the mixing zone of river and Baikal waters has been determined to reach 1-5 km (Tomberg et al., 2019; Sorokovikova et al., 2019; Tomberg et al., 2024), and phytoplankton of the littoral zone can be sensitive to such changes. Accordingly, the influence of this natural factor on phytoplankton should also be considered in this study.

According to number of published studies, it can be seen that the phytoplankton of littoral zone were much less studied compared to pelagic zone, based on the number of observation stations and the duration of the observation time series. It is plausible to hypothesize that the phytoplankton in littoral stations may be more susceptible to the detrimental effects of anthropogenic activities. The present study was thus undertaken to describe the species composition of phytoplankton in the littoral of Lake Baikal, with particular reference to the limnic features and the level of anthropogenic load. Subsequent analysis of these data will facilitate comparison of the dynamics of the species composition and quantitative characteristics of phytoplankton in different parts of Baikal.

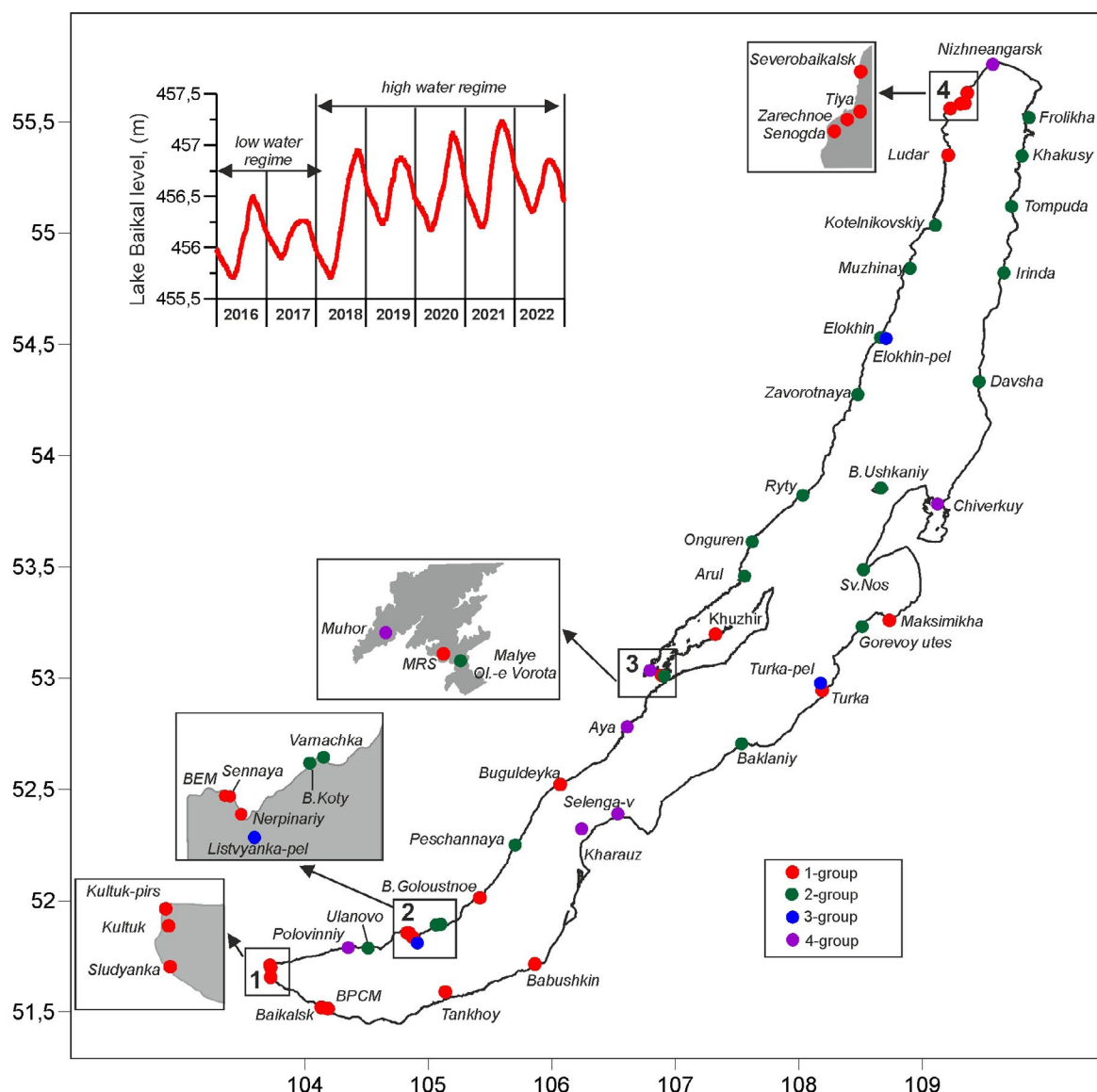


Fig.1. Location of phytoplankton sampling stations in 2017-2022. Color indicates the group of the stations.

2. Methods

Water sampling was made at two types of stations using a Niskin bathometer (Table 1). At the first type of stations, samples were collected from a depth of 1 m, and 100-200 m from the shoreline, where the lake depth averaged from 5 to 50 m. The second type of stations belonged to the pelagic part of Baikal, where samples were also collected from a depth of 1 m. Samples were collected from 2017-2022 in two seasons: late May-early June (301 stations) and in the second half of September (283 stations).

To identify the features of the phytoplankton community structure depending on the location of the sampling points, the stations were divided into four groups according to anthropogenic impact and limnic features (Fig. 1). The first group includes stations associated with high anthropogenic load and located near the settlements and cities: Kultuk, Slyudyanka, Baikalsk, the BCPM (Former Baikal Pulp and Paper Mill), Tankhoy, Babushkin, Turka, the Maksimikha, Severobaikalsk, the mouth of the Tyra River, Zarechnoye, the Senogda Bay, Baikalskoye (Cape Ludar), Khuzhir, the MRS station (the settlement of Sakhyurta), Buguldeyka, Bolshoe Goloustnoye. In the water area associated with the settlement of Listvyanka, the stations of Sennaya, Nerpinary and BEM were selected.

The second group - stations with low or no anthropogenic load: Ulanovo, Cape Baklaniy, Cape Gorevoy Utes, Svyatoy Nos Peninsula (Nizhneye Izgolovye Cape), Bolshoy Ushkany Island, Davsha, Irinda Bay, Tompuda Bay, Khakusy Bay, Frolikha Bay, Kotelnikovsky Cape, Muzhinay Cape, Elokhin Cape, Zavorotnaya Bay, Ongureny Cape, Rytty Cape, Arul Cape, Malye Vorota (Malye Olkhonskiye Vorota Strait), Peschannaya Bay, Varnachka Bay, Bolshiye Koty settlement.

The third group included pelagic stations opposite (1-2 km) the settlement of Listvyanka, Elokhin Cape and settlement Turka. The fourth group included areas bordering with the estuary zones of rivers and large bays. These are the Selenga River (Kharauz station and Selenga-Vykhod station), the Verkhnyaya Angara River (near the settlement of Nizhneangarsk), Mukhor Bay (Small Sea), Aya Bay, Mys Polovinniy (Bolshaya Polovinnaya River) and Chivyrkuisky Bay.

The measurement of chlorophyll *a*, the water was filtered through a 0.45 µm membrane filter, followed by the extraction of algal pigments with 90% acetone. Spectrophotometric measurements of the acetone extract were performed before and after the acidification process with hydrochloric acid. The chlorophyll *a* concentration was calculated based on the known specific spectral indices of light absorption *ChL* (GOST 17.1.4.02-90).

Table 1. Stations of sampling

E	N	Station	Depth, m	E	N	Station	Depth, m
105,864	51,724	Babushkin	12	108,664	54,538	Elokhin	9
104,135	51,529	Baykalsk	20	108,480	54,282	Zavorotny	10
106,069	52,530	Buguldeyka	26	109,663	54,829	Irinda	16
104,190	51,523	BPPM	13	109,108	55,043	Kotelnikovsky	20
105,419	52,021	B. Goloustnaya	20	108,903	54,849	Muzhinay	15
109,311	55,588	Zarechnoye	5	108,525	53,495	Sv.Nos	30
103,725	51,708	Kultuk	36	106,911	53,018	M. Olkhonskiye Vorota	18
109,212	55,357	Ludar	16	107,624	53,620	Onguren	13
108,735	53,268	Maksimikha	5	105,705	52,259	Peschanka	7
106,890	53,021	MRS	4	108,034	53,829	Rytty	44
109,365	55,637	Severobaykalsk	18	109,725	55,127	Tompuda	26
109,228	55,567	Sometimes	8	108,666	53,863	B.Ushkaniy	20
103,724	51,664	Slyudyanka	16	109,866	55,526	Frolikha	23
105,125	51,648	Tankhoy	19	109,809	55,355	Khakusy	6
108,191	52,953	Turk	22	105,064	51,900	B.Koty	25
109,345	55,590	Tyrya	8	104,514	51,795	Ulanovo	15
107,326	53,205	Khuzhir	16	108,709	54,534	Elokhin-pel.	
104,830	51,864	BEM	20	108,178	52,985	Turka-pel.	
103,719	51,718	Kultuk-pier	6	104,913	51,818	Listvyanka-pel	
104,843	51,864	Nerpinary	16	106,612	52,789	Aya	10
104,875	51,844	Sennaya	36	109,572	55,766	Nizhneangarsk	8
107,562	53,466	Arul	15	106,797	53,043	Mukhor	5
107,539	52,714	Baklaniy	12	106,536	52,399	Selenga-v	10
105,103	51,902	Varnachka	22	106,243	52,331	Kharauz	20
108,515	53,240	Gorevoy utes	6	109,125	53,790	Chivyrkuy	20
109,462	54,340	Davsha	17	104,352	51,797	Polovinniy	25

For the analysis of phytoplankton, 1 L water samples were fixed with Lugol's solution and then concentrated by gravitation. Algae were enumerated on two occasions in a 0.1 mL chamber under an Amplival light microscope with a magnification of $\times 800$ and $\times 2000$. The biomass was determined by taking into account the volume of individual cells (Kozhova and Melnik, 1978; Belykh et al., 2011).

Rare phytoplankton species, defined as those occurring in less than 5% of all stations over the entire study period, were excluded from the analysis. Statistical data processing was carried out in PAST 4.17 (Hammer et al., 2001). The diversity of species was assessed using the Shannon and Simpson index, while the interannual stability of species composition for each station was assessed using the Jaccard index. For example, the species composition of 2017 was compared to that of 2018, 2019, 2020, 2021, and 2022, and so on, trying all possible combinations. The Bray-Curtis distance was used in non-parametric multidimensional scaling (nMDS) and cluster analysis, and the numerical parameters of cluster boundaries were determined using the K-medoids method. The saprobity index was calculated for indicator species based on literature data (Barinova et al., 2006, Algae: Handbook, 1989), and Baikal endemics were assigned an index of 0.4 (xeno-oligaprobe).

3. Result and Discussion

3.1. Spring phytoplankton assemblage

Spices composition, diversity and biomass

In the spring phytoplankton, diatoms were dom-

inant, with 67.5% of the total biomass. The ratio of haptophyta algae was recorded as 15%. The average biomass of diatoms in groups 1, 2, 3 and 4 was determined to be 756, 561, 713 and 904 mg/m^3 , respectively (Fig. 2). However, it should be noted that in 2021, the average biomass at stations in groups 3 and 4 reached up to 1200 mg/m^3 . The maximum observed biomass - 3901 mg/m^3 was recorded for *St. meyeri* at st. MRS in 2022. The interannual variability of the deviation of the average biomass values among diatoms is very significant, ranging from 163 mg/m^3 (1-group 1) to 454 mg/m^3 (3-group).

The means biomass of haptophyta in groups 1, 2, 3 and 4 were 94, 214, 167 and 242 mg/m^3 , respectively (Fig. 2). The maximum observed biomass -1641 mg/m^3 was for *Dinobryon cylindricum* Imhof at st. Arul in 2017. The interannual deviation of the means biomass of haptophyta varied from 66 (group 1) to 237 mg/m^3 (group 2). The average biomass of other phytoplankton in most cases did not exceed 100 mg/m^3 (Fig. 2). Although, they rare could reach significantly higher values. Thus, the biomass of the green alga *Dictyosphaerium pulchellum* Wood was 1179 mg/m^3 at st. Mukhor Bay in 2019.

The highest values of phytoplankton biomass were recorded at stations of group 4, where the mean value was 1443 mg/m^3 . The mean values were 974, 933 and 945 mg/m^3 for stations of groups 1, 2 and 3, respectively.

The range of interannual fluctuations in phytoplankton biomass values at the stations is quite significant and can reach several thousand mg/m^3 (Fig. 3). For example, for the stations of group 1, the maximum biomass was at st. MRS -4913 mg/m^3 in 2022, however, it was only 277 mg/m^3 in 2021. Group 2 - 3803 mg/m^3

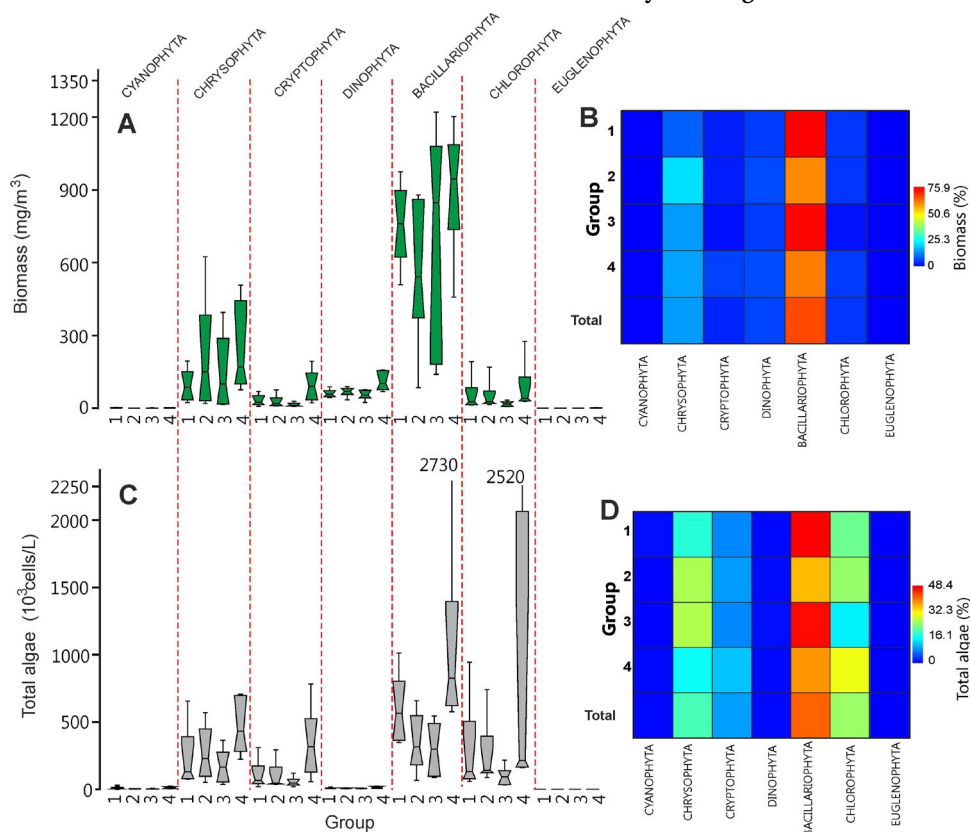


Fig.2. Distribution of biomass (A) and phytoplankton abundance (C) at stations of different groups. Average values of the proportion of phytoplankton taxa (B, D).

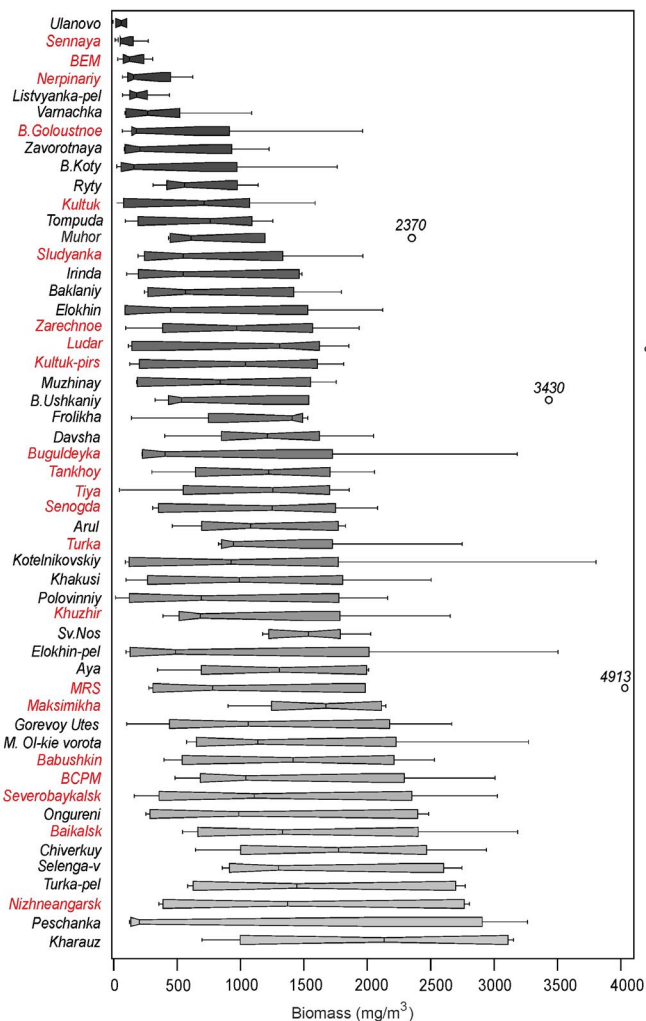


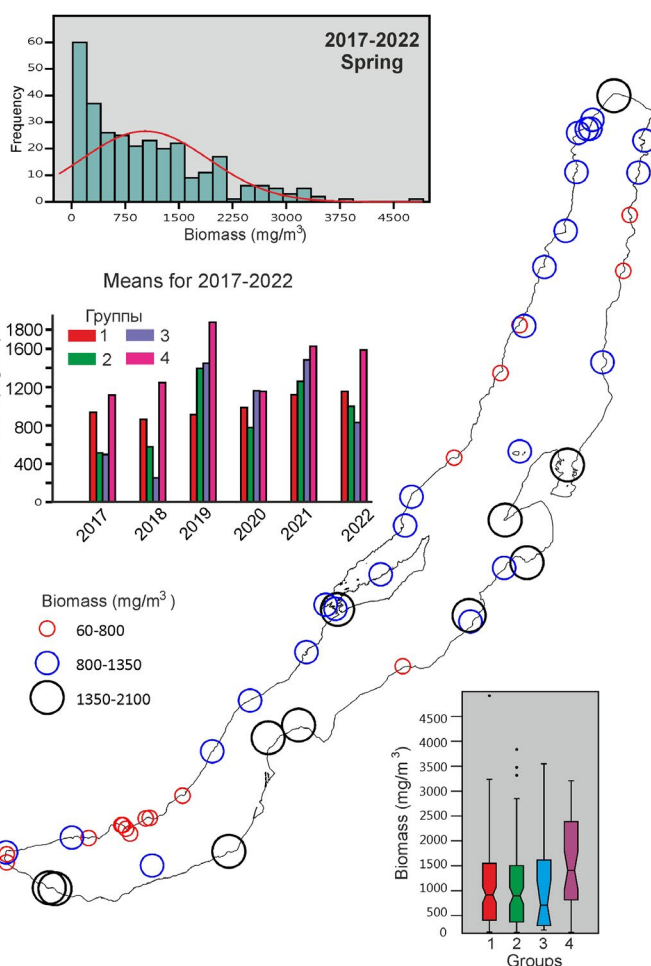
Fig.3. Distribution of biomass by stations in the spring of 2017-2022. On the left panel, the stations highlighted in red belong to group 1 of stations associated with high anthropogenic load.

at st.Kotelnikovskiy in 2022, in contrast this value was 92 mg/m³ in 2017. Group 3 - 3505 mg/m³ at st. Elokhin-Pelagic in 2021 and 97 mg/m³ in 2018. For group 4 - 3154 mg/m³ at st. Harauz in 2019 and 697 mg/m³ in 2018.

The stations of South Baikal around Listvyanka and B. Koty are characterized by low variability of biomass from year to year. If we consider the mean biomass values for 2017-2022, the stations can be divided into three classes: 60-799, 800-1359, and 1360-2100 mg/m³ (Fig. 3). At the same time, the minimum biomass values were recorded at stations located with both high and low anthropogenic loads.

The high biomass values have stations of group 4 and st. Baikalsk, Babushkin and Sv. Nos (Fig. 3).

It was tested relationship between the duration of the ice-free period at the time of sampling and phytoplankton biomass (Fig. 4). In all cases, at the beginning of the expedition, the Southern Basin was without ice cover for about a month and the low biomass values at the southern stations could be explained by the fact that phytoplankton development was in its final stage. However, this was not always the case in the interannual aspect. For example, in 2021, increased biomasses were recorded at the stations of B. Koty, B. Goloustnoye, Peschanka, and Buguldeyka. At the time of sampling, the stations of Northern Baikal were most often without



ice cover for 12-15 days, with a minimum duration of 8 days in 2019 and a maximum duration of 30 days in 2020. However, even with such time variations, there is no unambiguous linear relationship between the values of phytoplankton biomass and from the moment of clearing from ice to sampling. The station of B. Ushkany Island was ice-free for about 8 days in 2019, however, phytoplankton biomass was 3430 mg/m³. For instance, the most frequently recorded values of phytoplankton biomass for this station were in the range of 360-550 mg/m³.

The physiological state of the algal community can be expressed by pheophytin. Pheophytin is primary product of chlorophyll breakdown. Aging or decay of chloroplasts leads to the destruction of chlorophyll, the Mg²⁺ ion is lost, which leads to the formation of pheophytin. Thus, the ratio of chlorophyll-*a* to pheophytin (chl-*a*/pheo.) is less than 1, indicating the death and decomposition of algae community (Britton, 1986).

The distribution of the chl-*a*/pheo. index at stations in 2021 was a very strange (Fig. 5). Thus, the stations of Southern and Middle Baikal, despite the fact that at the time of sampling they were ice-free conditions for 26-36 days, had high values of this index, which indicates a “young” phytoplankton community. At that time, at the stations of Northern Baikal, which had been in ice-free conditions for about 12 days, this

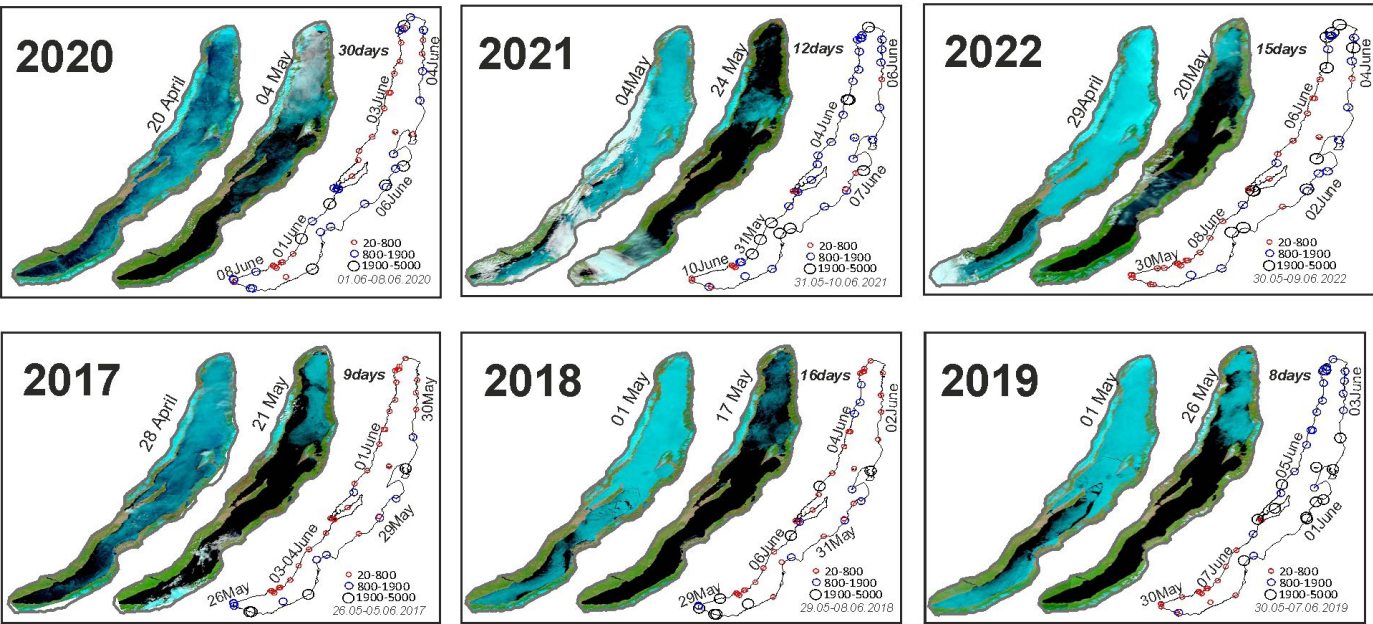


Fig.4. State of ice cover at the time of breaking up of the Southern (left image) and Northern (right image) basins of Lake Baikal. Horizontal name “days” - the number of days during which the Northern Baikal was ice-free at the time of the expedition. The diagram shows the biomasses at the stations and the date of sampling.

index was below 1, which indicates an “old” community, although the phytoplankton biomass was high. This could be explained by the fact that in the Southern and Central Baikal small-celled forms of phytoplankton prevailed, with a high rate of cell division and quickly producing a “young community” with low biomass. While in the Northern Baikal large-celled forms dominated. However, the analysis of the phytoplankton

size in the Southern and Northern Baikal shows that the main dominant in both cases were small-celled forms with sizes up to 4 μm^3 and they were more numerous in the Northern Baikal (Fig. 5). In 2022 such an abnormal distribution of the index was not observed. If we compare the distribution of all pigment characteristics by stations for 2021-2022 using the UMAP method, we can see three clear clusters (Fig. 5).

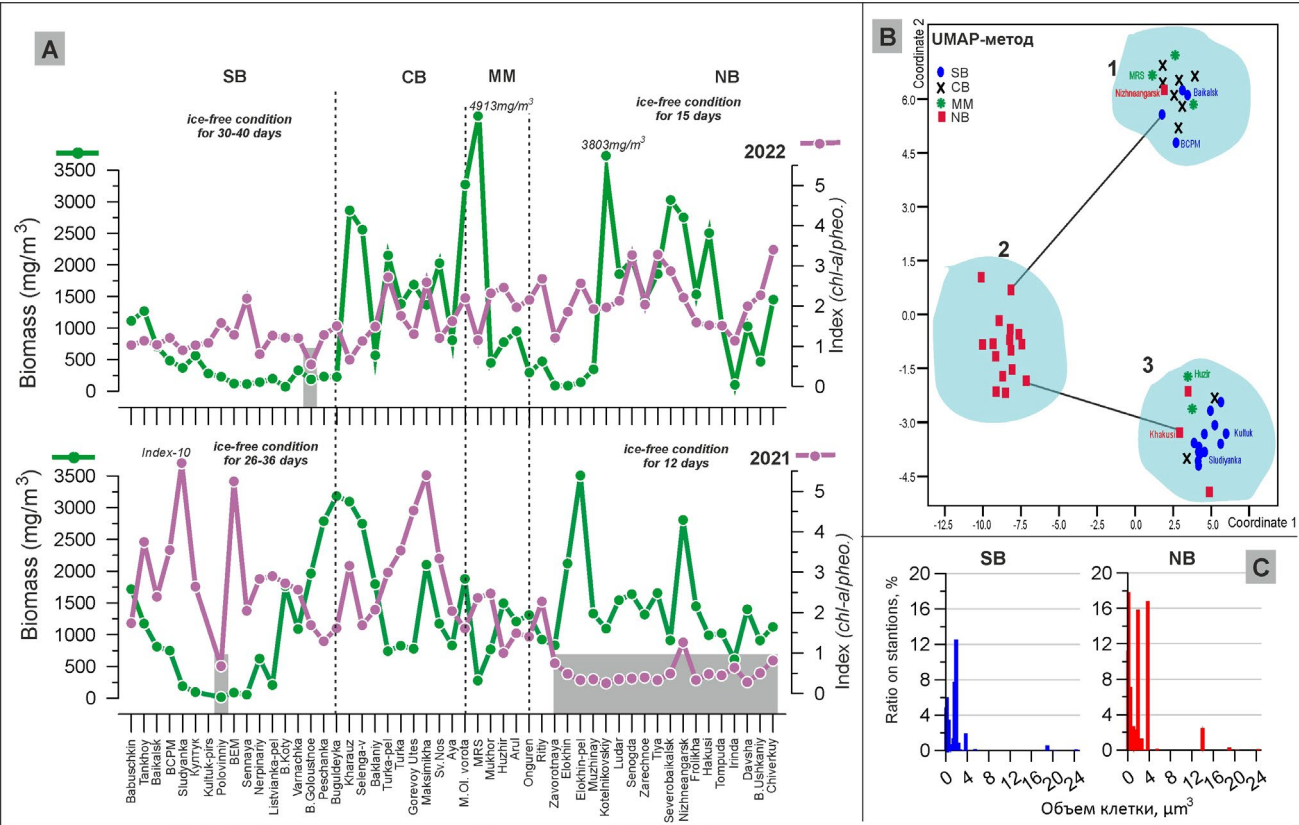


Fig.5. Panel A – the ratio of biomass (green curve) and the chl-a/phaeo. index (lilac curve). The gray rectangle highlights stations with increased pheophytin values, marking the “old” of the phytoplankton community. Panel B – results of the UMAP method (10 neighbors were searched for, min.dist 0.2). Panel C – Distribution of phytoplankton by cell volume. Abbreviations in all panels – Northern Baikal (NB), Southern Baikal (SB), Central Baikal (CB), Maloye More Strait (MM).

However, only cluster 2 is represented by stations belonging to one Northern Basin. Clusters 1 and 3 are represented by stations from all three basins and the Maloye More Strait, and one cluster contains stations that are extremely remote from each other. For example, Khakusy and Kultuk stations in cluster 3, or BCPM and N. Angarsk stations in cluster 1. It should be noted that the stations of clusters 1 and 2 are extremely dissimilar in pigment characteristics, although they are geographically close. For example, BCPM (cluster 1) and Slyudyanka (cluster 3).

Thus, there is any clear evidence that the duration of the ice-free period in spring is a key factor in the development of spring phytoplankton.

According to the cell number, the dominants are diatoms (42%), green algae (26%) and haptophyta (20%) (Fig. 2). The average number of diatoms in groups 1, 2, 3 and 4 was 598, 346, 299 and 1091 thousand cells/L, respectively. The maximum number (9768 thousand cells/L) among diatoms was *Stephanodiscus minutulus* (Kützing) Cleve, Möller at st. Selenga-vikhod in 2021. The average number of green algae in groups 1, 2, 3 and 4 was 284, 253, 95 and 865.5 thousand cells /L, respectively. The maximum number (7968 thousand cells/L) was shown by *Dictyosphaerium* sp. at st. Chivyrkuisky Bay in 2022. The average abundance of haptophyta in groups 1, 2, 3 and 4 was 228, 265, 172 and 464 thousand cells/L, respectively. The maximum abundance (5000 thousand cells/L) among haptophytes was *Chrysochromulina parva* Lackey at st. Maksimikha in 2020. The average abundance of blue-green algae did not exceed 12.8 thousand cells/L, cryptophytes - 343 thousand cells/L, dinophytes - 15.6 thousand cells/L and euglenophytes - 0.2 thousand cells/L. Phytoplankton was most abundant at the stations of group 4 (Fig. 2).

The species composition at the stations is not very rich. The most common stations are those with 15-22 species. The minimum number of species (3) was

at st. Sennaya in 2017. The highest values of species diversity (40-45 species) were found at stations located in the Selenga delta area. The species diversity of stations in groups 1-3 is comparable, but outliers from the average value are more often observed at stations in group 1 (Fig. 6). Stations in group 4 are characterized by the highest species diversity.

If it considers the average long-term values, the stations are divided into three classes in which the number of species is 13-19, 20-26 and 27-41. Stations of the first class are numerically dominant. They are most often found in South Baikal and along the western coast of North Baikal (Fig. 6). Using the Simpson and Shannon indices shows that there are no significant differences all four groups (Fig. 6) in the long-term aspect. Although the distribution of the Simpson index for stations of group 1 is shifted to low values, indicating that in some years one species dominated at the stations. The mean values of these indices for a series of 2017-2022 show that most stations in the southern and central basins are characterized by low species diversity with a predominance of some species at the station.

A total 16 species cyanobacteria were identified, *Anabaena* Bornet & Flahault (5 species and one sp.), *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault, *Gloeocapsa limnetica* (Lemmermann) Hollerbach, *Gomphosphaeria lacustris* Chodat, *Lyngbya limnetica* (Campbell), *Anagnostidis*, *Marsoniella elegans* Lemmermann, *Merismopedia tenuissima* Lemmermann, *Oscillatoria* Vaucher ex Gomont (three sp.), *Phormidium* Kützing ex Gomont (one sp.). *Anabaena* sp., is the absolute dominant species, with an mean content 8.3, 11.5, 16.7 and 23.9% in group 1, 2, 3 and 4, respectively. *L. limnetica* is a subdominant species, with an average content of 5.8% in group 4 (see Table 2).

Assemblage of haptophyta algae are presented by *Ch. parva*. and Chrisophytes algae are presented by 11 species: *Chromulina* sp., *Ch. melosirae*, *Chrysosphaerella baicalensis* Popovskaya, *Dinobryon bavaricum* Imhof,

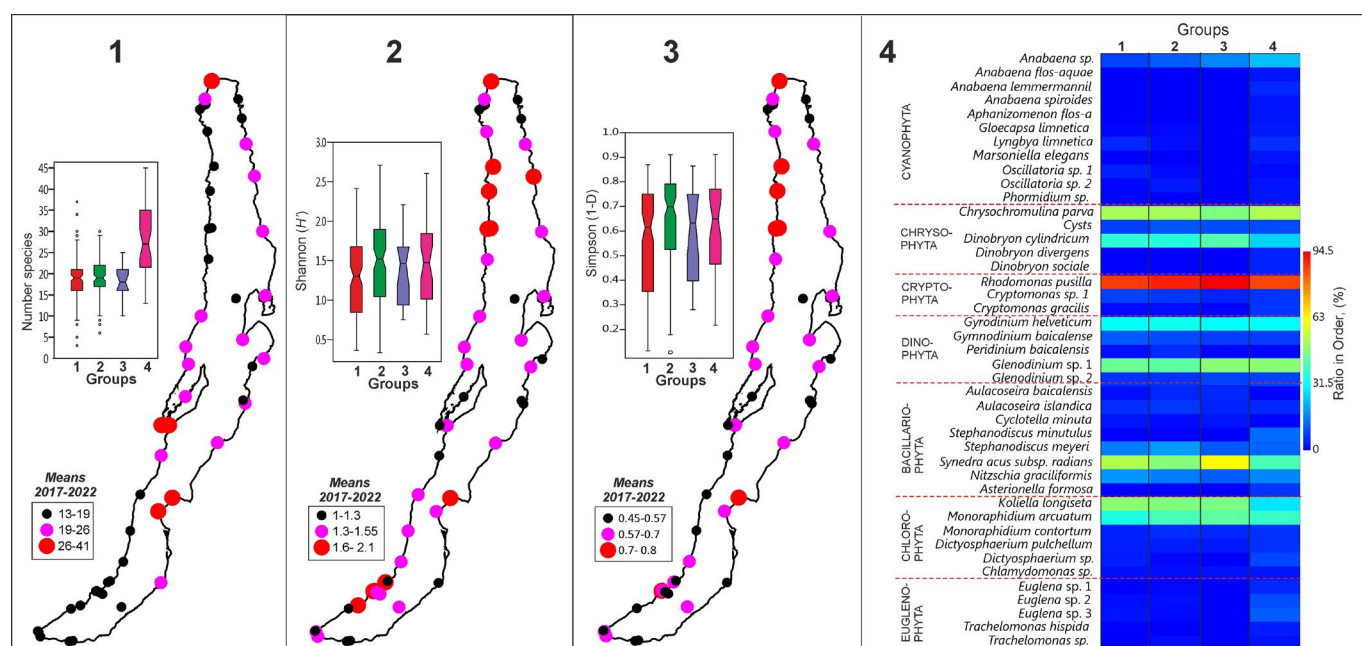


Fig.6. Species diversity of phytoplankton. 1 - number of species at stations, 2 - Shannon index, 3 - Simpson index, 4 - average long-term share of species in its Orders (only dominant species, whose abundance is more than 4% in the department, are shown).

Table 2. Numerical characteristics of the species composition of spring phytoplankton in 2017-2022.

Species	Quantity (thousand cells/L)												Biomass (mg/m³)											
	Group-1			Group-2			Group-3			Group-4			Group-1			Group-2			Group-3			Group-4		
	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max
<i>Anabaena</i> sp.	9	7	563	0.52	1.6	32	0.14	1.1	16	0.2	5	34	1.1	0.9	73.2	0.1	0.2	4.2	0.02	0.14	2.08	0.026	0.7	4.4
<i>Anabaena flos-aquae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1.3	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.63	0.1	3.8
<i>Anabaena lemmermannii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.95	0.6	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1615	0.1	1.7
<i>Anabaena spiroides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0.8	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.121	0.1	2.3
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0.02	0.0002	0.02	0	0	0	0	0	0	39	1.0	39	0.0002	1.6E-06	0.0002	0	0	0	0	0	0	0.39	0.01	0.4
<i>Gloeocapsa limnetica</i>	0.08	0.001	0.08	0.08	0.001	0.08	0	0	0	0.1	0.1	2	0.01	5.12E-05	0.006	0.01	5.47E-05	0.01	0	0	0	0.008	0.01	0.2
<i>Lyngbya limnetica</i>	0.08	0.4	50	0.38	0.013	1.1	0	0	0	20	2.5	53	0.01	0.05	6	0.04	0.001	0.1	0	0	0	2.2	0.3	5.83
<i>Marssonella elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0.3	11.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.00	0.01
<i>Oscillatoria</i> sp. 1	2.2	1.5	121	0.41	0.09	6.3	0	0	0	0.2	0.005	0.2	0.6	0.4	35	0.12	0.03	1.8	0	0	0	0.06	0.00	0.06
<i>Oscillatoria</i> sp. 2	9	0.1	9	3.2	0.32	18.2	0	0	0	2.3	0.1	2.3	0.9	0.01	1	0.3	0.03	1.8	0	0	0	0.2	0.01	0.23
<i>Oscillatoria</i>	2.4	0.0	2.4	1.1	0.07	7	0	0	0	0	0	0	0.3	0.002	0.3	0.1	0.01	0.8	0	0	0	0	0	0
<i>Chrysochromulina parva</i>	0.23	177.5	5003	0.06	139	6135	1.15	86	999	0.09	291	3583	0.01	9	250	0.003	7.0	307	0.1	4	50	0.005	15	179
<i>Cysts</i>	0.09	8.7	233	0.02	25.53	483	0.38	13.1	183	0.15	48	1129	0.045	4	117	0.01	13	242	0.2	7	92	0.1	24	565
<i>Dinobryon cylindricum</i>	0.09	42	402	0.08	99	881	0.3	70.6	470	0.1	87	1374	0.17	79	764	0.152	188	1674	1	134	893	0.2	165	2611
<i>Dinobryon divergens</i>	0.13	0.6	65	0	0	0	0	0	0	0.69	22	340	0.14	0.7	72	0	0	0	0	0	0	0.8	24	374
<i>Dinobryon sociale</i>	0.3	0.2	4.12	0.4	0.43	33	0.73	0.04	0.73	0.59	9	114	0.1	0.0	1	0.1	0.1	8	0.2	0.01	0.2	0.1	2	26
<i>Rhodomonas pusilla</i>	0.38	100.8	2991	0.3	93.19	3681	1.75	51.9	268	0.15	336	3480	0.1	21.2	628	0.1	19.6	773	0.4	11	56	0.0	71	731
<i>Cryptomonas</i> sp. 1	0.07	4.3	149.9	0.13	2.98	31.8	0.1	1.5	18	0.1	9	133	0.112	6.8	240	0.2	4.8	51	0.16	2.3	29	0.2	15	213
<i>Cryptomonas gracilis</i>	0.07	0.7	12.5	0.07	1.55	84	0.52	0.5	3.7	0.09	2	18.2	0.14	1.4	25	0.1	3.1	168	1.04	1.0	7.4	0.2	4	36
<i>Gyrodinium helveticum</i>	0.02	1.8	10.4	0.03	2.02	20.3	0.1	1.8	10	0.1	4	17.4	0.38	33.4	197.6	0.6	38.3	386	1.9	33.3	198	1.9	68	331
<i>Gymnodinium baicalense</i>	0.06	0.7	8.6	0.07	0.51	6.63	0.07	0.5	2.9	0.15	0.9	11	1.224	14.8	175	1.4	10.3	135	1.4	11.1	59	3.1	18	224
<i>Petridinium baicalense</i>	0.06	0.1	2.1	0.08	0.46	26	0.2	0.2	1.18	0.1	0.1	1.8	1.464	3.1	51.24	2.0	11.2	634	4.1	4	29	2.4	2	44

Species	Quantity (thousand cells/L)												Biomass (mg/m³)												
	Group-1			Group-2			Group-3			Group-4			Group-1			Group-2			Group-3			Group-4			
	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max	
<i>Glenodinium</i> sp.1	0.1	4.2	193	0.06	3.23	67	0.2	2.6	8	0.68	9	84	0.144	6.1	278	0.1	4.7	96	0.2	4	12	1.0	14	121	
<i>Glenodinium</i> sp. 2	0.08	0.4	6.7	0.04	0.43	12	0.2	0.4	4	0.11	1.2	11	0.44	2.0	36.85	0.2	2.4	66	1.0	2.4	22	0.6	6	61	
<i>Aulacoseira baicalensis</i>	0.07	2.0	38	0.07	5.05	112	0.04	12.6	192	0.12	1.8	16.5	0.98	27.8	532	1.0	70.7	1568	0.6	176	2688	1.7	25	231	
<i>Aulacoseira islandica</i>	0.07	18	312	0.03	15.70	272	0.08	5.5	49	0.15	26	449	0.259	65.2	1153	0.1	58.1	1006	0.3	20	181	0.6	96	1661	
<i>Cyclotella minuta</i>	0.06	1.1	48	0.06	0.64	6.1	0.14	1.0	10	0.08	0.4	2.52	0.14	2.5	113	0.1	1.5	14	0.3	2.3	25	0.2	1	6	
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	0.8	6	748	0.26	5.48	624	0.7	7.6	413	9768	0.15	1.2	142	0.0	1.0	119	0.1	1.0	119	0.1	0.01	0.133	1.4	78	1856
<i>Stephanodiscus meyeri</i>	0.1	175	3681	0.1	170.11	2515	0.2	16	155	0.34	95.9	2277	0.10	186	3902	0.1	180.3	2666	0.2	16.6	165	0.4	102	2414	
<i>Synedra acus</i> subsp. <i>radicans</i>	0.4	224	1400	0.39	132	1630	0.3	256	1393	0.23	280	1072	0.68	426	2659	0.7	250.9	3097	0.5	486	2647	0.4	533	2037	
<i>Synedra ulna</i> var. <i>danica</i>	0.1	1.4	42	0.06	0.80	14	0.08	0.5	5.5	0.15	0.7	3.42	0.20	4.5	138	0.2	2.6	46	0.3	1.7	18	0.5	2.2	11	
<i>Synedra acus</i>	0.3	1.0	39	0.24	1.30	93	1.82	0.1	1.82	0.14	5.2	110	0.07	0.2	8	0.05	0.3	19	0.4	0.02	0.4	0.0	1.0	22	
<i>Nitzschia graciliformis</i>	0.1	167	5040	0.15	26	806	0.12	5.4	50	0.07	193.1	1740	0.02	36.8	1109	0.03	5.7	177	0.0	1.2	11	0.0	42	383	
<i>Asterionella formosa</i>	0.08	0.8	37	0.17	0.42	14.6	0.38	0.2	2.1	0.07	21.6	335	0.05	0.5	24	0.1	0.3	9	0.2	0.1	1.3	0.0	14	214	
<i>Koliella longiseta</i>	0.1	157	3520	0.1	147	4449	0.55	33.7	181	0.29	92.6	1480	0.02	37.6	845	0.02	35.2	1068	0.1	8.1	43	0.1	22	355	
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	0.36	42	1004	0.2	47	644	0.91	55.7	460	0.15	94.0	606	0.05	6.3	151	0.03	7.1	97	0.1	8.4	69	0.0	14	91	
<i>Monoraphidium contortum</i>	0.08	4.4	98	0.08	12	411	0.1	1.9	30.6	0.11	29.4	518	0.01	0.6	13	0.01	1.6	53	0.0	0.2	4	0.0	4	67	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	2.1	60	3900	0.16	19	1980	29	4.1	45	1.9	247.7	9828	0.25	7.2	468	0.02	2.3	238	3.5	0.5	5.4	0.2	30	1179	
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	2.5	19.9	815	2640	23	2640	0	0	0	21	349.2	7968	0.03	0.2	8	26.4	0.2	26	0	0	0	0.2	3.5	80	
<i>Chlamydomonas</i> sp.	0.09	0.8	27	0.12	4	364	0.08	0.2	1.1	0.21	5.2	68	0.04	0.3	11	0.05	1.6	149	0.0	0.1	0.5	0.1	2.1	28	
<i>Euglena</i> sp. 1	0	0	0	0.08	0.001	0.08	0	0	0	0.15	0.01	0.33	0	0	0	0.50	0.004	0.5	0	0	0	0.9	0.1	2	
<i>Euglena</i> sp. 2	0.08	0.001	0.08	0.06	0.003	0.26	0	0	0	0.1	0.05	1.47	0.66	0.01	0.7	0.5	0.02	2.2	0	0	0	0.8	0.4	12	
<i>Euglena</i> sp. 3	0.08	0.004	0.26	0.3	0.003	0.3	0	0	0	0.09	0.03	0.25	0.38	0.02	1.2	1.4	0.01	1.4	0	0	0	0.4	0.1	1.2	
<i>Trachelomonas hispida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.14	0.03	0.75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.025	0.005	0.1	
<i>Trachelomonas</i> sp.	0	0	0	0.05	0.001	0.09	0	0	0	2.43	0.06	2.43	0	0	0	0.05	0.001	0.09	0	0	0	2.4	0.1	2.4	

D. cylindricum, *D. divergens*, *D. sociale* (Ehrenberg), Ehrenberg, *Dinobryon* sp. 1, *Kephyrion* sp., *Mallomonas vannigera* Asmund, *Synura petersenii* Korshikov, and cysts. *Ch. Parva* and *Dinobryon cylindricum* are dominant with ratio 47-53 and 27-36%, respectively.

The cryptophyte algae included eight species: *Rhodomonas pusilla* (Bachmann) Javornický, *Cryptomonas* sp. 1, sp. 2, *C. erosa* Ehrenberg, *C. gracilis* Skuja, *C. marssonii* Skuja, *C. ovata* Ehrenberg, *C. reflexa* (Marsson) Skuja. *Rh. pusilla* is absolutely dominant 98-100%.

Dinophytes are represented by six species: *Gyrodinium helveticum* (Penard) Takano, Horiguchi, *Gymnodinium baicalense* Antipova, *Peridinium baicalense* Kisselev, Zvetkov, *Peridinium* sp. (euriceps), *Glenodinium* sp. 1, sp. 2. The rate of *Glenodinium* sp. 1 and *G. helveticum* are 43-48 and 31-34%, respectively.

Diatoms are represented by 27 species: *A. baicalensis*, *A. islandica*, *A. granulata* (Ehrenberg), Simonsen, *Aulacoseira* sp., *Melosira varians* Agardh, *Cyclotella minuta* (Skvortsov) Antipova, *C. baicalensis* Skvortsov, Meyer, 1928, *C. ocellata* Pantocsek, *C. meneghiniana* Kützing, *Cyclostephanos dubius* (Hustedt) Round, *Stephanodiscus minutulus*, *St. hantzschii*, *St. meyeri*, *St. makarovae* Genkal, *Stephanodiscus* sp. 1, *Synedra acus* subsp. *radians* (Kützing) Skabichevskij, *S. ulna* (Nitzsch) Ehrenberg, *S. ulna* var. *danica* (Kützing) Van Heurck, *S. acus* Kützing, *N. graciliformis*, *Nitzschia* sp., *Fragilaria crotonensis* Kitton, *F. capucina* Desmazières, *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing, *Diatoma elongatum* (Lyngbye) Agardh, *Asterionella formosa* Hassall, *Ellerbeckia teres* (Brun) Crawford ex Houk & al., also spores and auxospores. *S. acus* subsp. *radians* (40-63%) is dominant for all groups. However, The minimum and maximum shares were observed to be in the fourth and third groups, respectively. Less abundant (11-19% of diatoms), *N. graciliformis* and *St. meyeri* were identified, while the rate of other diatom species did not exceed 7%, and was often less than 1%.

The most numerous group were green algae (34 species): *Koliella longiseta* (Vischer) Hindák, *Monoraphidium arcuatum* (Korshikov) Hindák, *M. contortum* (Thuret) Komárková-Legnerová, *Ankistrodesmus* sp. 1, *Elakatothrix genevensis* (Reverdin) Hindák, *Actinastrum hantzschii* Lagerheim, *Binuclearia lauterbornii* (Schmidle) Proshkina-Lavrenko, *Closterium* sp., *C. ehrenbergii* Meneghini ex Ralfs, *C. moniliferum* Ehrenberg ex Ralfs, *Coelastrum microporum* Nägeli, *Cosmarium* sp., *Dictyosphaerium pulchellum*, *Dictyosphaerium* sp., *Kirchneriella intermedia* Korshikov, *Lagerheimia genevensis* (Chodat) Chodat, *Pediastrum boryanum* (Turpin) Meneghini, *P. duplex* Meyen, *P. tetras* (Ehrenberg) Ralfs, *Scenedesmus acuminatus* (Lagerheim) Chodat, *S. acuminatus* var. *biseriatus* Reinhard, *S. bijugatus* Kützing, *S. denticulatus* Lagerheim, *S. obliquus* (Turpin) Kützing, *S. quadricauda* Chodat, *S. acuminatus* var. *elongatus* Smith, *S. sp.*, *Schroederia setigera* (Schröder) Lemmermann, *Sphaerocystis schroeteri* Chodat, *Staurodesmus* sp., *Oocystis lacustris* Chodat, *Oocystis* sp., *Chlamydomonas* sp., *Volvox aureus* Ehrenberg. Despite species abundance, significant rate of green algae shows *K. longiseta* (28-48%, minimum in group 4), *M. arcuatum* (34-43%,

evenly distributed in the stations), *M. contortum* (4-6%, evenly distributed in the stations), *D. pulchellum* (3-6%, evenly distributed across all groups of stations), and *Dictyosphaerium* sp. with a maximum - 9% in station group 4. The share of other species was less than 3%.

Euglenophyta s were not numerous and were represented by *Euglena* Ehrenberg (three sp.), *Trachelomonas hispida* (Perty) Stein, and *Trachelomonas* sp. They showed the minor abundance in stations group 4 of with mean rate of *Euglena* sp. 2, sp. 3 in 9 and 11%, respectively. All other species had average values of the share less than 5%.

The abundance of phytoplankton at the pelagic stations and the coastal stations located near them (Listvyanka-pel-BEM, Sennaya, Nerpinariy; Turkapel-Turka; Elokhin-pel-Elokhin) shows that only some species is numerous compare to pelagic stations. For example, at the stations in the area of the settlement of Listvyanka, an excess of the abundance of *Chlamydomonas* sp. is noted by 1.6-13 times, *N. graciliformis* by 3-5 times, *Ch. parva* by 1.5-3 times, *A. baicalensis*, *A. islandica*, *Rh. pusilla*, *S. acus* subsp. *radians*, *K. longiseta* and *D. cylindricum* by no more than 2.5 times. At st. Elokhin, an excess of three times was recorded only for *Glenodinium* sp. 1. At the station of the settlement of Turka, only *Ch. parva* exceeded it by 13 times and *K. longiseta* by 3.8 times. Assuming that the Barguzin River and Barguzin Bay are the source for the spread of phytoplankton to the Central and Northern Baikal, however, it can be deduced that the excess at st. Maksimikha over st. Sv. Nos (Nizhneye Izgolovye Cape) was only three times for *Ch. parva* and *S. acus* subsp. *radians*. The absence of other "markers" of this spread, such as *C. ocellata*, was observed at both stations. In addition, *St. meyeri* was found in the maximum quantity of 1110 thousand cells/L at st. Sv. Nos in 2022. For all other species at the aforementioned stations, the excess was less than two times or absent. Consequently, over a six-year observation period, there was an absence of confirmation for the assumption that "most of the species composition of pelagic phytoplankton in open Baikal does not live, but is present due to the carryover from rivers, sors and bays."

The Jaccard index was used to assess the interannual spatial variability of phytoplankton communities, revealing an unstable species composition. The distribution of the index was closely to normal, when most stations show an index distribution 0.4-0.55, the mean value was 0.47 (Fig. 7). This index indicates that it is not possible to conclude unequivocally that certain groups of stations possess a more stable interannual species composition, while others do not. However, the stations of group 3 exhibited lower interannual variability, while those of group 4 demonstrated higher interannual variability. Stations of the 1st and 2nd groups were characterised by significant changes in the index. To estimate the frequency with which stations with low interannual variability occur, the percentage of occurrence of the index greater than 0.47 was calculated for each station. The distribution of stations was then divided into three classes, according to the percentage of occurrence of index values greater than 0.47,

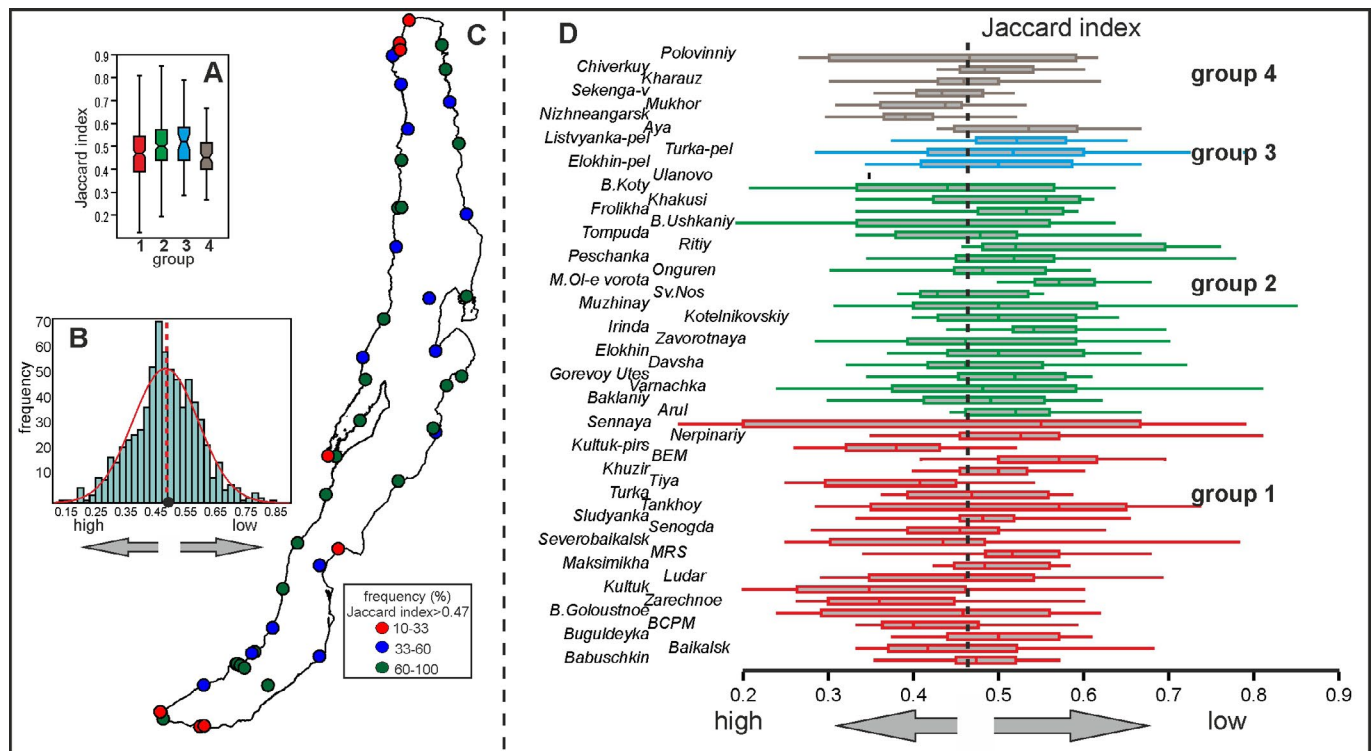


Fig.7. A - distribution of the Jaccard index by groups of stations, B - frequency of occurrence of the Jaccard index, B - percentage of cases when the interannual Jaccard index is greater than 0.47, D - distribution of the Jaccard index at stations.

when: 10-33% (high interannual variability), 33-60% (medium interannual variability), and 60-100% (low interannual variability).

The stations Kultuk, Baikalsk and BCPM, Mukhor, Selenga-v, Nizhneangarsk, Severobaikalsk, Tyia and Senogda are characterized by high interannual variability (Fig. 7). The stations M. Olkhonskiye vorota, BEM, MRS, Ritiy, Listvyanka-pel and Frolikha show the most stable interannual species composition. It should be noted that two geographically close stations near the settlement of Kultuk had a 20% occurrence of the index > 0.47 , while at the station Slyudyanka located 5 km away from Kultuk, this occurrence was 73%.

If we consider the species composition by their association with the lake basins, we can see that South Baikal is separated from the others. Most of the stations in North Baikal, located north of Zavorotnaya station, are also isolated (Fig. 8). However, the stations in Central Baikal, by their species composition, are similar to some stations in North Baikal and Maloye More, forming a dense cluster of the following stations: Turkapel, Turka, Baklaniy, Aya, Gorevoy Utes, Maksimikha, Sv. Nos, Arul, Onguren, Ryty and Davsha.

If we consider the differences in species composition between group station, it can be seen that the stations of group 4: Polovinny, Selenga-v, N. Angarsk and Mukhor differ from the others (Fig. 8). The stations of group 1: Sennaya, B. Goloustnoye, MRS, Kultuk, Slyudyanka, and from the group 2 st. Ulanovo have some species individuality (Fig. 8). While other stations of all groups form slightly distinguishable “clusters” in which stations of groups 1 and 2 can be located nearby. In addition, the “rooted cluster” method also demonstrates minor differences between phytoplankton compositions of group 1 and 2 (Fig. 8). For example, the species composition of the Elokhiin station is close to the composition of phytoplankton at the Kultuk,

Slyudyanka, Baikalsk stations, and the Khuzhir station is close in species composition to the Irinda, Khakusy, etc. stations (Fig. 8).

Moreover, if it conducts a correlation analysis by years, even more diverse correlation relationships can be found. Fig. 8 shows the correlation coefficients ($r > 0.5$) of st. Slyudyanka with other stations. Thus, there was a close correlation with stations without anthropogenic load Aya, Arul, Baklaniy, Onguren, B. Ushkaniy, Polovinny in 2018. In different years, the set of correlating stations is different. For example, in 2019, the Slyudyanka station had high correlations only with 4 stations, and in 2020 already with 34 stations.

The average long-term relationships between groups of stations for types of small-cell phytoplankton, which are considered indicators of eutrophication of water bodies, were also tested, namely content: *Anabaena* sp., *A. flos-aquae*, *Anabaena macrospora* Klebahn, *Anabaena scheremetievi* Elenkin, *L. limnetica*, *Oscillatoria* sp. 3, *Ch. parva*, *D. cylindricum*, *D. sociale*, *R. pusilla*, *Cryptomonas* sp. 1, *Cryptomonas* sp. 2, *C. gracilis*, *C. marssonii*, *C. ovata*, *C. reflexa*, *Peridinium* sp. (*euriceps*), *Glenodinium* sp. 1, *Glenodinium* sp. 2, *Stephanodiscus minutulus*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Stephanodiscus* sp. 1, *K. longiseta*, *M. arcuatum*, *Chlamydomonas* sp., *Euglena* sp. 1, *Euglena* sp. 2, *Euglena* sp. 3, *T. hispida*, *Trachelomonas* sp.

In small-cell phytoplankton communities, mean long-term differences were found at the stations of Nizhneangarsk, Severobaikalsk, Tyia, Kharauz, Selenga-v., B. Goloustnoye, Sv. Nos, Davsha, MRS and Mukhor. The differences for other stations all groups are not pronounced (Fig. 9).

In June 2013, green algae of the genus *Chlamydomonas* were recorded in 100 thousand cells/L at the Kultuk and Slyudyanka stations, up to 23 thousand cells/L at the Listvyanka settlement and 56-140

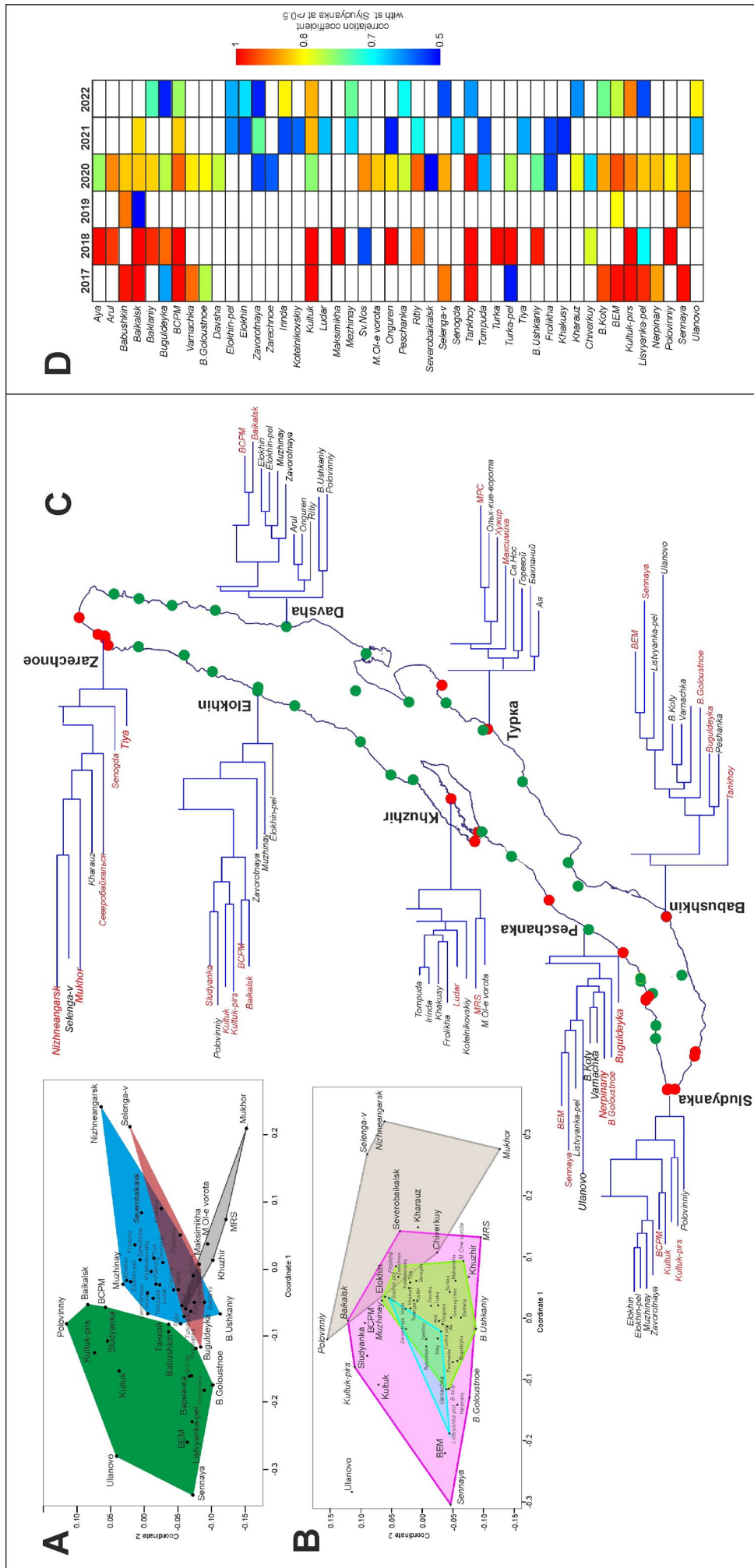


Fig. 8. A – Identification of stations inferred from lake basins (green field – South Baikal, blue field – North Baikal, brown field – Central Baikal, gray field Maloe More Strait) by phytoplankton species composition based on non-parametric multidimensional scaling nMDS method. B – separation of stations based on their group affiliation (lilac field –group 1, olive field –group 2, blue field –group 3, gray field –group 4). C – dendrograms based on “rooted cluster” method. Large inscriptions – stations from which cluster construction starts. C – stations having interannual correlation with st. Slyudyanka at $r > 0.5$.

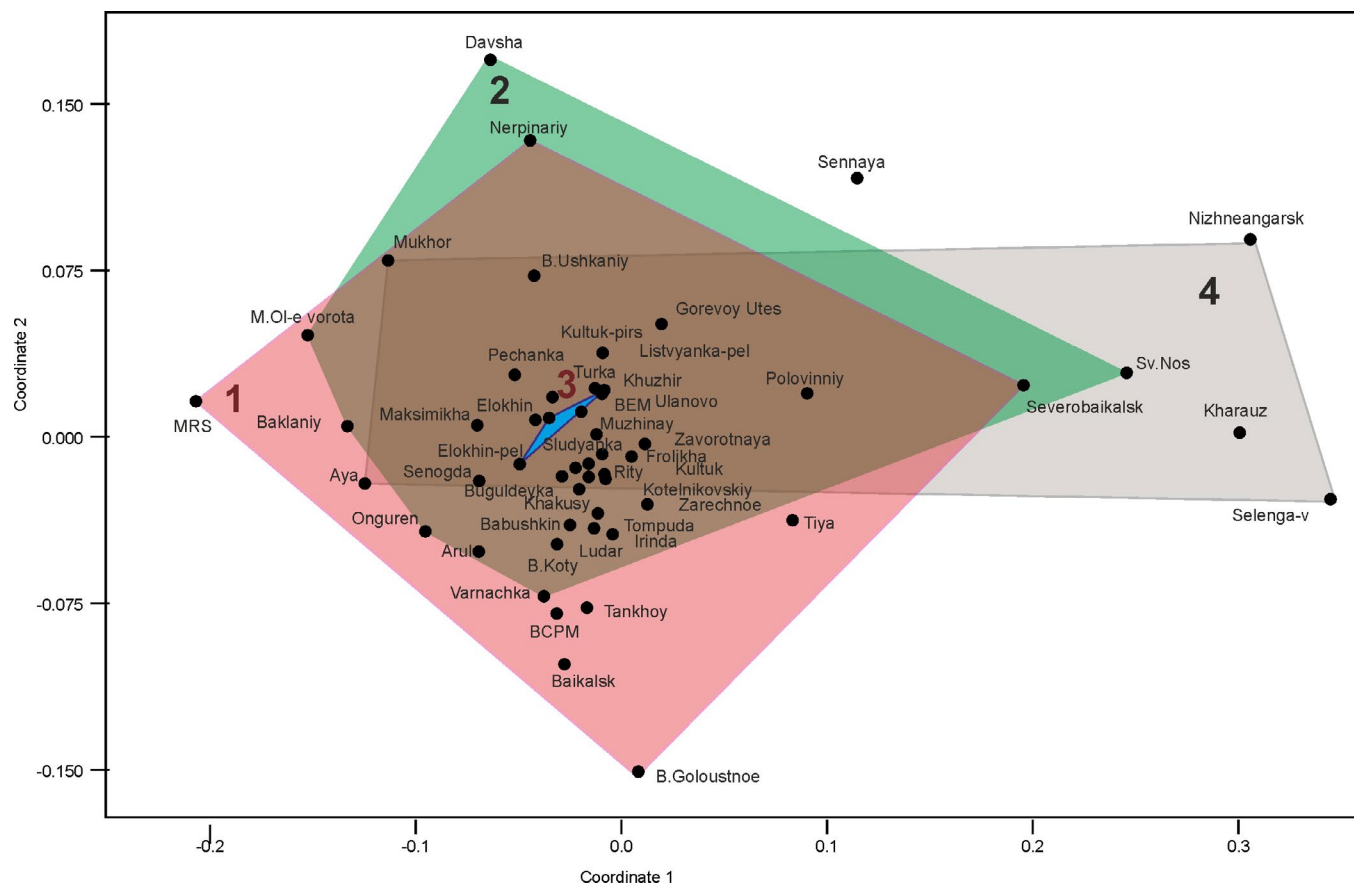


Fig.9. Distribution of spring small-cell phytoplankton (nMSD method). The numbers indicate the groups of stations.

thousand cells/l in the B. Koty settlement, in the Central and North Baikal 1-10 thousand cells/L (Bondarenko and Logacheva, 2016). In our studies, from the entire series of observations (301 stations), a high number of *Chlamydomonas* sp. was recorded only in 3% of cases at the stations: Davsha (2017) - 363, Mukhor (2019) - 68, Kharauz (2019) - 55, Nizhneangarsk (2020) - 45, M. Olkhonkie_vorota (2017) - 31.2, Nerpinariy (2017) - 26.9, Senogda (2017) - 19.3, B. Ushkaniy (2017) - 15.5 and Olkhonkie_vorota (2021) - 9.2 thousand cells/L. High values of the abundance of *Chlamydomonas* sp. occurred in 2017. At 239 stations (79%), the abundance of *Chlamydomonas* sp. was less than 1 thousand cells/L. At the B. Koty station, during the under-ice bloom in 2015, its abundance reached 7 million cells/L (Bondarenko and Logacheva, 2016), and most likely, the high abundance of *Chlamydomonas* sp. at the Davsha station in 2017 can be explained by a residual phenomenon after the under-ice bloom. At the Kultuk, Slyudyanka, and Baikalsk stations, their abundance was no higher than 0.7 thousand cells/L, and often they were completely absent. Thus, we do not find evidence that in the spring, *Chlamydomonas* sp. develops en masse in the littoral zone, especially in areas with a high anthropogenic loads.

An analysis of the distribution of nanoplanktonic forms of dinoflagellates *Peridinium* sp. and *Glenodinium* sp. 1, sp. 2 was also carried out. In the interannual distribution, *Peridinium* sp. (at no more than 30% of stations) and *Glenodinium* sp. 2 are characterized by the lowest frequency of occurrence, while in some years they were absent (Fig. 10). The abundance of these species is low, with an average long-term content of 0.8 thousand cells/L, for the exception of the Maloe More stations.

The maximum abundance was noted for *Peridinium* sp. (21 thousand cells/L) at st. Nizhneangarsk in 2022, and for *Glenodinium* sp. 2 (12 thousand cells/L) at st. Elokhin in 2021. The absolute dominant, both in frequency of occurrence (90-100%) and in abundance, is *Glenodinium* sp. 1 (Fig. 10). The maximum observed abundance of 193 thousand cells/L was at st. MRS in 2020. High abundance of *Glenodinium* sp. 1 is typical for the Maloe More stations, st. Nizhneangarsk and Elokhin - 84 and 67 thousand cells/l, respectively. But even taking into account these high values, the mean long-term abundance of *Glenodinium* sp. 1 was 4.4 thousand cells/L.

If it considers the average long-term values of the number of these three types of dinoflagellates at all stations, then the cluster analysis identifies three groups of stations. The first group includes stations with a high number of dinoflagellates. These include the stations MRS, Elokhin, Chivyrkuy and Nizhneangarsk. The second group includes stations with a number of up to 3 thousand cells/L, and the third group includes stations with extremely low numbers. At the same time, stations with different anthropogenic loads are in all three groups (Fig. 11).

In general, according to obtained data, it seems that parts of the Baikal littoral zone with anthropogenic loads cannot be reliably identified by species composition of the spring phytoplankton.

There are some features in geographic distribution of the main producers of spring phytoplankton biomass *A. baicalensis* and *S. acus* subsp. *radians* (Synedra). Thus, synedra is most abundant in Central Baikal and the southern end between stations Kultuk-Babushkin (Fig. 12). However, over the entire obser-

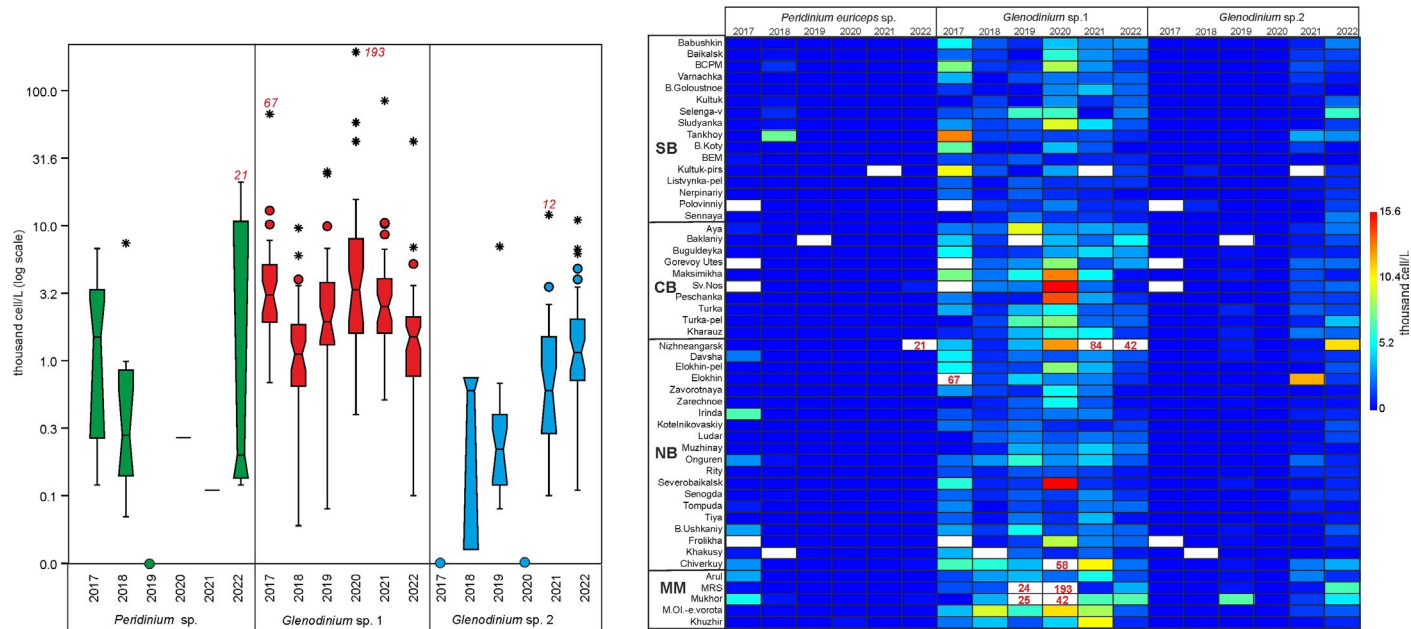


Fig.10. Interannual dynamics of the number of dinoflagellates *Peridinium* sp., *Glenodinium* sp. 1, sp.2. SB – South Baikal, CB – Central Baikal, SB – North Baikal, MM – Maloe More Strait.

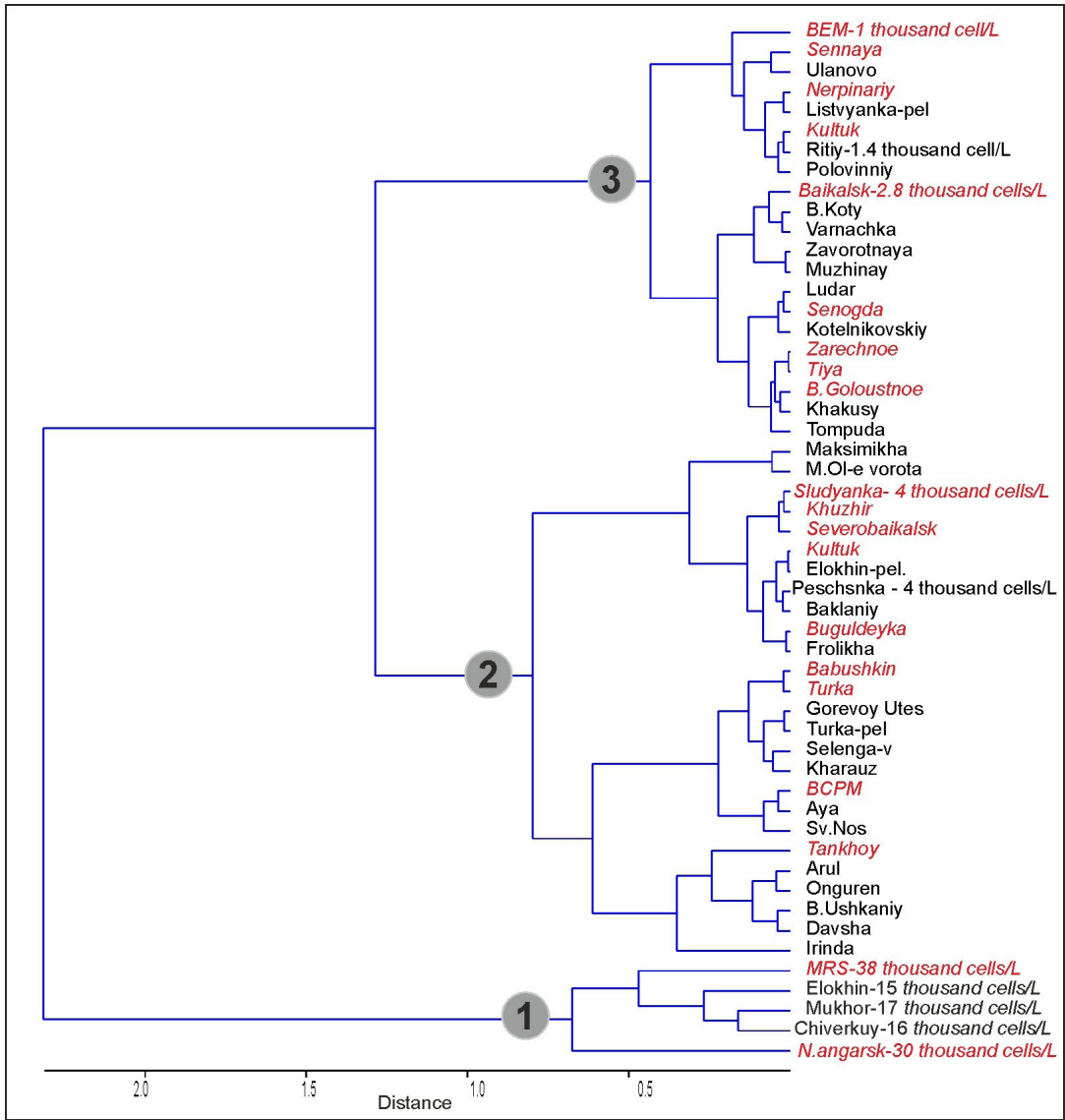


Fig.11. Clustering of stations based on the abundance of dinoflagellates *Peridinium* sp., *Glenodinium* sp. 1, sp.2. Stations of group 1 are in red.

vation period, the maximum number (1630 thousand cells/L) was recorded in 2020 at st. Peschanka. It has been noted that *Synedra* is most abundant for two years in a row, following there is a sharp decline in numbers (Kalyuzhnaya and Antipova, 1974). In our study, a two-year maximum in the number of *Synedra* was also observed at some stations. However, it is important to note that these maxima were not synchronous in different parts of the lake and even within station of the same basin. For example, *Synedra* was abundant between stations Polovinniy - Babushkin in 2017-2018, while on stations Listvyanka - B. Goloustnoye and in North Baikal (except for the Chivyrkui and Onguren stations), this number was minimal (Fig. 12). In addition, high numbers of *Synedra* were most often observed at the stations in 2020 and 2022.

The fluctuations in the abundance of *Synedra* at the stations cannot be explained by the difference in the concentrations of biogenic components at the stations. For example, in 2017, at stations Baikalsk and Senogda, 1387 and 0.7 thousand cells/L were recorded, respectively, while the concentration of P_{min} was 8 and 5 $\mu\text{g/L}$ and N_{min} - 68 and 87 $\mu\text{g/L}$ (Bondarenko et al., 2020b).

A weak correlation between the chemical composition and the quantitative values of Baikal phytoplankton was noted earlier (Pomazkina et al., 2010, Popovskaya et al., 2015).

We will not be able to correctly compare the obtained data with the study of the last century, because an integral abundance and biomass for the water layer of 0-25 m were reported early. However,

some data are provided in a comparative aspect from 1964-1969 (Votintsev et al., 1975). Thus, in the northern basin it fluctuated from 0.1 to 56 thousand cells/L, and now from 8.2 to 209 thousand cells/L, although at some stations it could be 0.3-0.4 thousand cells/L. In the central basin from 3 to 57.8 thousand cells/L, and now 35 to 608 thousand cells/L, and in the southern basin from 0.1 to 699 and from 7.4 to 489 thousand cells/L, respectively, during these periods. Moreover, the maximum number of 1080 thousand cells/L was recorded in June 1969, and now values of 1100-1400 thousand cells/L are not uncommon (Fig. 12).

Based on the correlation analysis, the geographically extent when there is a high correlation ($r > 0.6$) from station to station in the distribution of *Synedra* is tested. Fig. 12 shows the distribution of this correlation pattern. Thus, *Synedra* develops most similarly at the northern end of the lake between the Ludar - Tompuda stations, and at the southern end between the Baikalsk - Polovinniy stations. At the same time, high correlation connections exist between the stations of the western and eastern coasts. For example, the Tyta and Zarechnoye stations correlate with the Khakusy and Frolikha stations, and Baikalsk with the Polovinniy station. Along the western coast, *Synedra* develops synchronously in the areas between the Muzhinay-Zavorotnaya, Rity - B. Ushkaniy, Arul - M. Ol-e vorota and Listvyanka - B. Goloustnoye stations. Along the eastern coast these are the sections Davsha - Irinda, Maksimikha - Sv.Nos, and further in the southern direction all the stations in the Central and South Baikal form "synedra fields" in 175 and 114 km, respectively (Fig. 12).

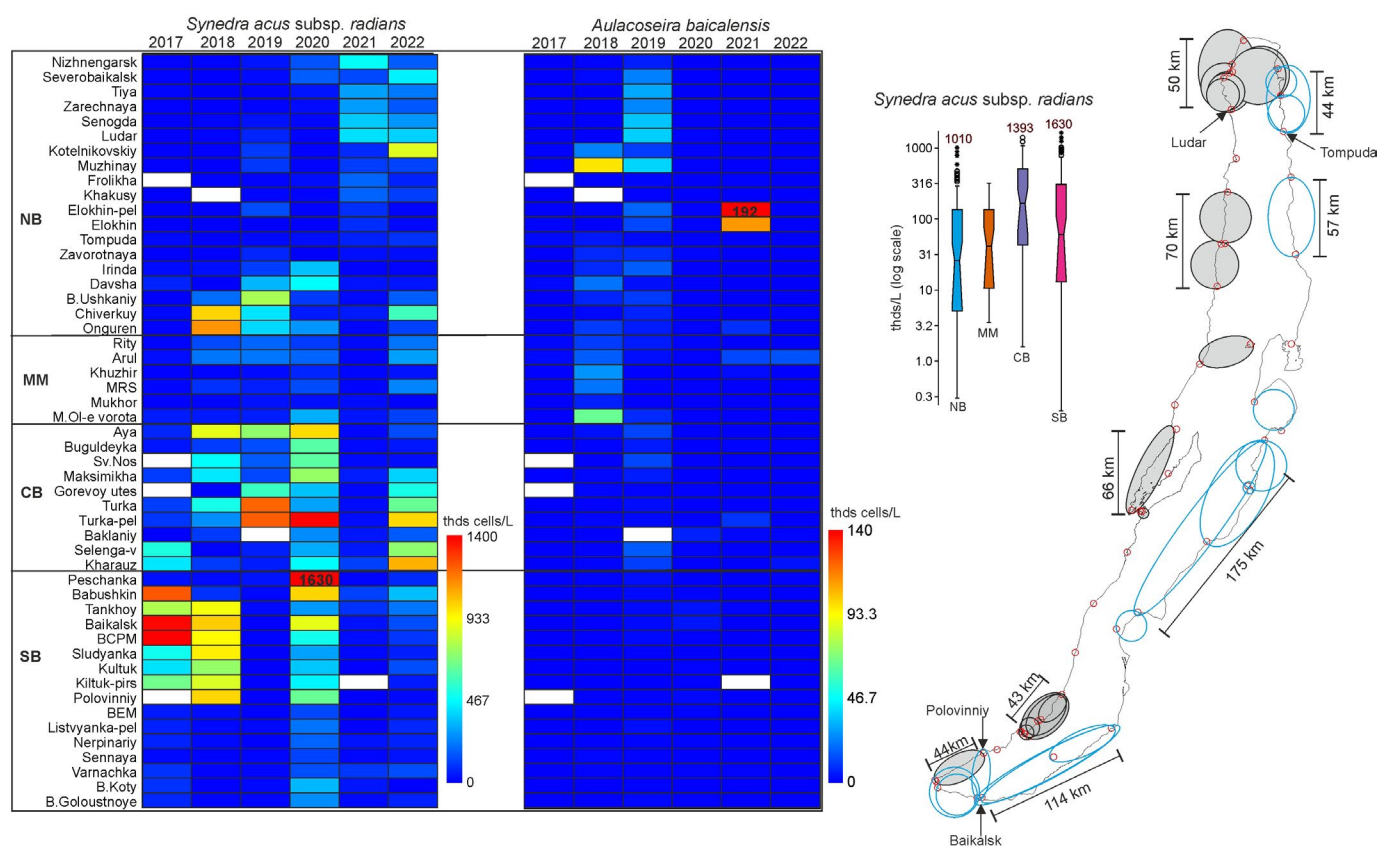


Fig.12. Distribution of the abundance of *Synedra acus* subsp. *radians* and *Aulacoseira baicalensis* at stations. SB - South Baikal, CB - Central Baikal, NB - North Baikal, MM - Maloe More. On the right map-scheme, adjacent stations with a high correlation $r > 0.6$ in the distribution of the abundance of *Synedra acus* subsp. *radians* are connected.

Such uniform distribution of *Synedra* along the eastern coast in the South and Central Baikal is most likely explained by a flatter relief, which results in more uniform hydrodynamic conditions over large areas.

A. baicalensis was present in minor quantities at almost all stations during the study period, most often with zero values or no more than 3 thousand cells/L. At the same time, it was most often noted in the Small Sea and Northern Baikal (Fig. 12).

3.2. Autumn phytoplankton

Species composition, diversity and biomass

It can be noted that in all groups, the highest numbers and biomass were found in Cryptophyte algae, when these indices could reach 2235 thousand cells/L and 472 mg/m³, respectively (Fig. 13). In phytoplankton communities, Cryptophyte algae accounted for up to 45.5%. Haptophyta, with a high number of up to 1000 thousand cells/L, is characterized a small biomass, often below 50 mg/m³. In contrast, Dinophyte species, with a low number, yielded a biomass of 50-100 mg/m³ (up to 16% of the total biomass). For diatoms, high values of these indices are typical only for the fourth group of stations. The contribution of Cyanobacteria (2.2% of biomass), Chlorophyta (2.5% of biomass) and Euglenophyte (<1% of biomass) algae to the phyto-

plankton biomass is not high (Fig. 13). Thus, according to abundance, the autumn phytoplankton of the littoral zone of Lake Baikal can be characterized by the dominant community of Haptophyta-Cryptophyte algae, while according to biomass as a community of Cryptophyte algae.

The often occurred biomass was 260-300 mg/m³ (Fig. 14). The greatest variability of biomass values is shown by stations of group 4. For example, in the delta of the Selenga River, the biomass varied from 350 to 4700 mg/m³ between years. The stations can be characterized by distribution of biomass based on the K-medoids as: 20-260, 290-1000 and 1100-4700 mg/m³. Average biomass values in the range of 20-260 mg/m³ are characteristic of most stations in the littoral zone of Lake Baikal (Fig. 14). However, in some years, stations on the east coast had a higher phytoplankton biomass compared to stations on the west coast, for example, in 2021.

In the interannual dynamics, the biomass of stations of groups 1, 2 and 3 do not show strong variability, with the average values are in 240-315 mg/m³. There is no differences in the biomass of phytoplankton from water areas located near settlements and low anthropogenic load. For example, the phytoplankton biomass at the stations of Elokhin-pel, Listvyanka-pel (group 3), Zavorotnaya, B. Koty, Kotelnikovskiy, Muzhinay

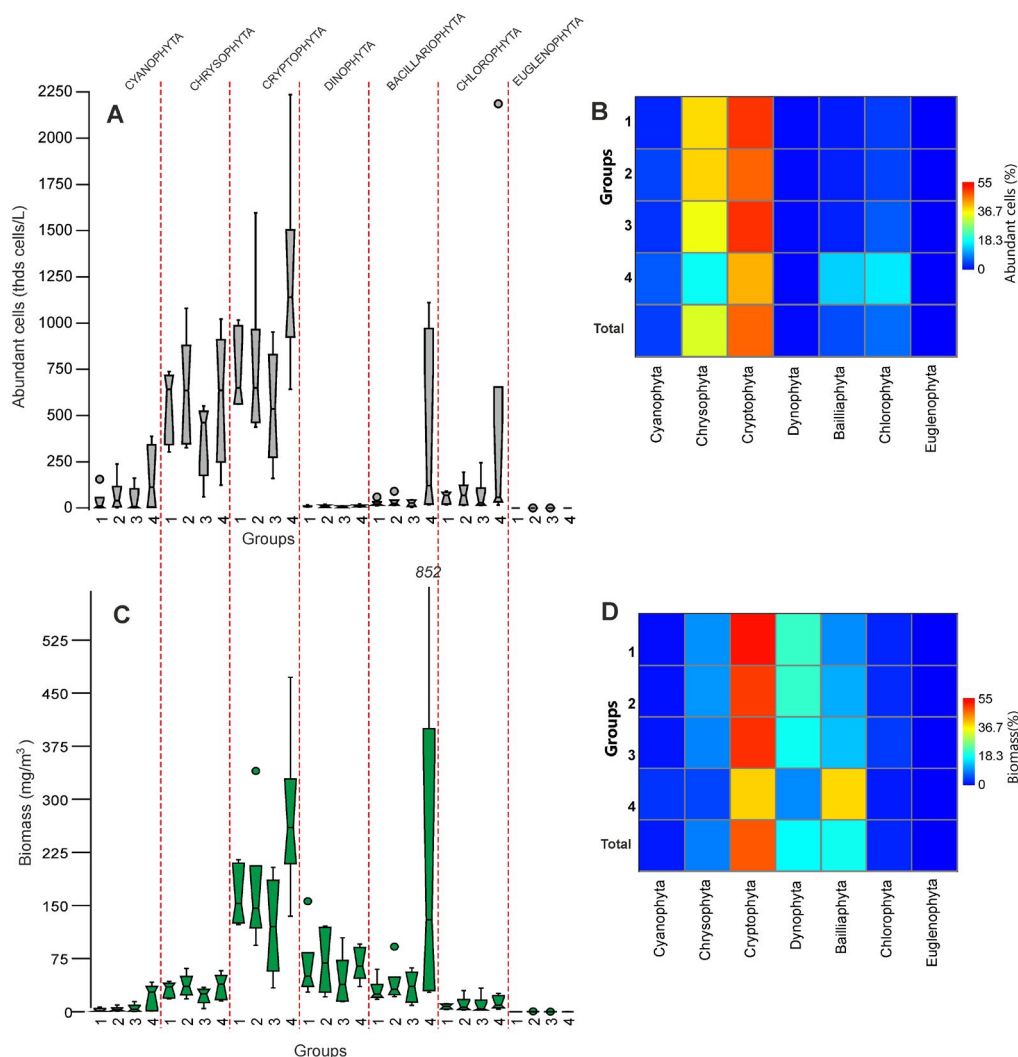


Fig.13. Autumn phytoplankton 2017-2022. Distribution of abundance (A) and biomass of phytoplankton (C) at stations of different groups. Panels B and D reflect the average value of the proportion of phytoplankton divisions.

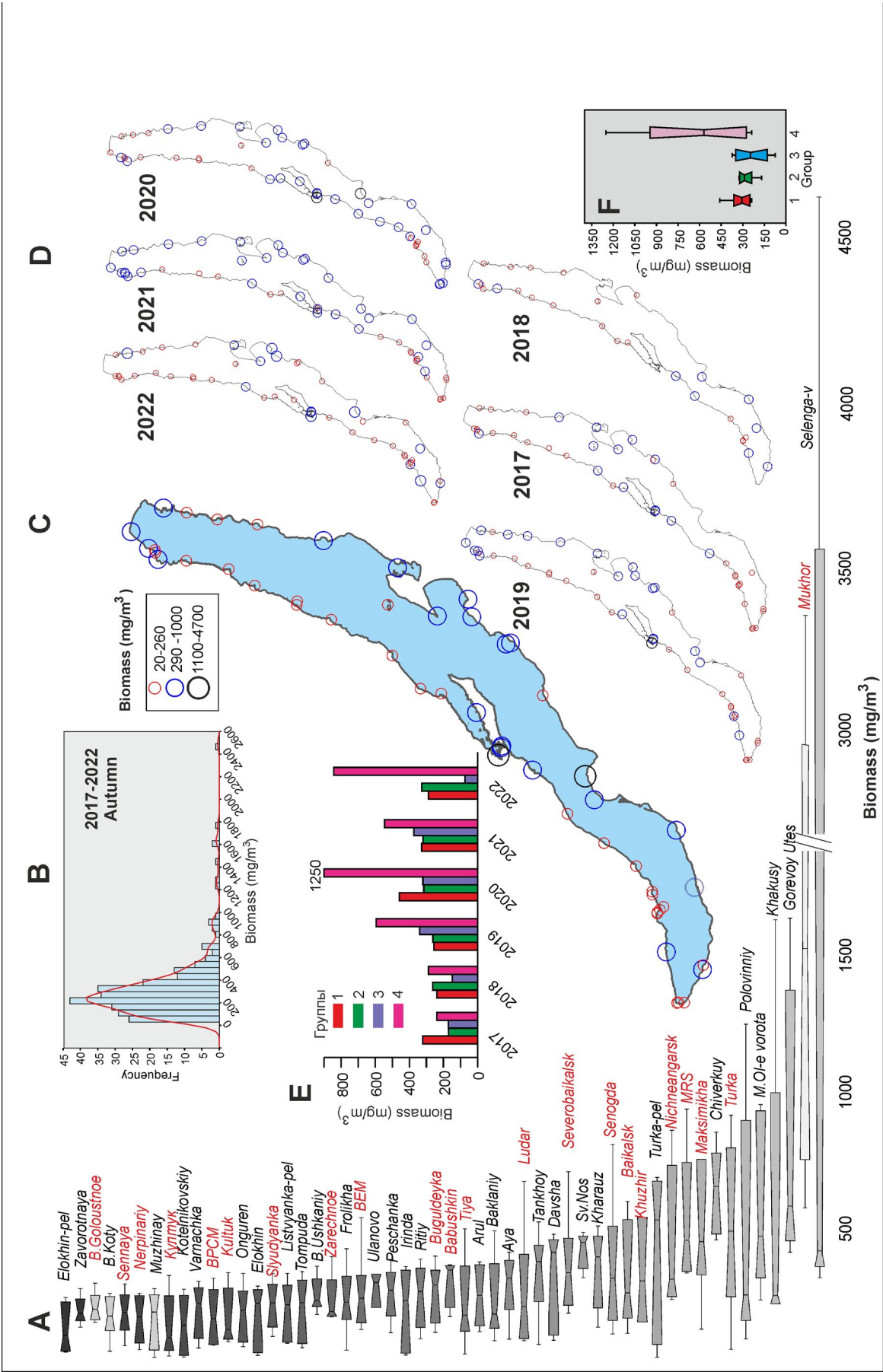


Fig. 14. Distribution of autumn phytoplankton biomass. A - at individual stations for 2017-2022, B - frequency of phytoplankton biomass distribution, C - average biomass values for the observation period 2017-2022 and in individual years (D). E - average biomass distribution at stations belonging to different groups. F - biomass distribution at stations belonging to different groups for the entire observation period.

(group 2) and Listvyanka (Sennaya, Nerpinary), Kultuk, Slyudyanka, BPCM (group 1) were minimal between all observation stations (Fig. 14).

Over the entire observation period, the minimum and maximum numbers of species were 11 and 50, respectively (Fig. 15). Stations were divided into three varieties inherent to species diversity. Thus, the first is stations with 17-22 species, the second is stations with 22-26 species, and the third is stations with 26-36 species. According to this gradation, the stations of the South Baikal and the western coast of the North Baikal to Cape Kotelnikovsky are less taxonomically diverse (Fig. 15). The use of the Simpson and Shannon indices shows that in terms of species diversity and dominance, no significant differences are revealed between all four groups (Fig. 15) in the long-term aspect. The average values of these indices for the period 2017-2022 show that most stations of South and Central Baikal are characterized by low species diversity with a predominance of only a few species per station. The stations of the North Baikal are more diverse and have a more “even” distribution of the number of species (Fig. 15). The number of species in groups 1 and 2 is almost identical, and higher rates of taxonomic diversity are characteristic of the stations of group 4.

Despite the abundance of species composition, the number of dominant species (in terms of abundance) is not too large (Fig. 15). The numerical characteristics of species with an occurrence of more than 2% are presented in Table 3. Thus, among cyanobacteria, 22 taxa were identified, belonging to the genera: *Anabaena* (4 species, 1 sp.), *Aphanizomenon* (1 species), *Gloeocapsa* (2 species, 1 sp.), *Gomphosphaeria* (1 species), *Lyngbya* (1 species), *Marssoniella* (1 species), *Merismopedia* (3 species), *Microcystis* (1 species), *Oscillatoria* (3 sp.), *Phormidium* (1 sp.), *Tetrapedia* Reinsch (1 sp.) *Microcystis pulvere*a (Wood) Forti, (11-24%), *A. spiroides* Klebahn (5-19%) and *A. lemmermannii* Richter (8-19%) are dominant.

Chrysophytes algae were presented by 10 species from *Chrysochromulina* (2 species), *Dinobryon* (4 species), *Mallomonas* (1 species, 1 sp.), *Synura* (1 species, 1 sp.) and cysts. Haptophyta -*Ch. parva* (93-97%) is absolutely dominant.

Cryptophytic was presented *Rhodomonas* (1 species) and *Cryptomonas* (5 species, 2 sp.), when *Rh. pusilla* (98-100%) is dominant.

Dinophyte algae were even less diverse – 7 species from: *Gyrodinium* (1 species), *Gymnodinium* (1 species), *Peridinium* (1 species, 1 sp.), *Glenodinium* (2 sp.), *Ceratium* Schrank (1 sp.). *Glenodinium* sp. 1 (57-63%) and *Gyrodinium helveticum* (23-30%) are dominant.

Diatom assemblages is presented from 29 species: *Aulacoseira* (3 species, 1 sp.), *Melosira* Agardh (1 species), *Cyclotella* (4 species), *Cyclostephanos* (1 species), *Stephanodiscus* (3 species, 1 sp.), *Synedra* (2 species), *Nitzschia* (1 species, 1 sp.), *Fragilaria* (2 species), *Tabellaria* (1 species), *Diatoma* (1 species), *Asterionella*, *Ellerbeckia*, *Acanthoceras* and *Urosolenia* (1 species), spores and auxisporos. Rates are *C. minuta* (17-35%), *S. acus* subsp. *radians*, *A. formosa* (22-23%), *N. graciliformis* (7-16%) and *Fragilaria crotonensis* (15%, high content in Chiverkuy and Mukhor Bay).

Chlorophyta is presented 38 species from: *Koliella* (1 species), *Monoraphidium* Komárková-Legnerová (2 species), *Elakatothrix* Wille (1 species), *Actinastrum* Lagerheim (1 species), *Binuclearia* Wittrock (1 species), *Closterium* Nitzsch ex Ralfs (3 species), *Coelastrum* Nägeli (1 species), *Cosmarium* Corda ex Ralfs (1 species, 1 sp.), *Crucigenia* Morren (3 species), *Dictyosphaerium* Nägeli (1 species, 1 sp.), *Kirchneriella* (1 species), *Lagerheimia* Chodat, 1895 (1 species), *Pediastrum* Hegewald (4 species), *Scenedesmus* Meyen (6 species, 1 sp.), *Sphaerocystis* Chodat, (1 species), *Staurostrum* (1 sp.), *Oocystis* (1 species, 1 sp.), *Tetraëdron* Kützing (1 species), *Chlamydomonas* (1 sp.), *Chlorella* Beyerinck (1 species). *M. arcuatum* (39-49%) and *K. longiseta* (16-22%) are dominant.

Euglenophyta rare occurred and are presented by only three genera: *Euglena* Ehrenberg (3 sp.), *Phacus* Dujardin (1 species), *Trachelomonas* Ehrenberg (1 sp.). To identification of dominants is not be correct due to their low abundance and rare occurrence.

The Jaccard index from 0.45 to 0.15 is typical for stations with unstable interannual species composition, and vice versa, the stability of the species composition increases at rates from 0.45 to 0.8 (Fig. 16). Examples of stations with high interannual variability of phytoplankton communities are Baikalsk, Kultuk, Frolikha, Tompuda, and low MRS, Mukhor, M. Olkhonskiye Vorota, Buguldeika (Fig. 16). For each station, it was also calculated how often the interannual differences had a Jaccard index greater than 0.45. Based on this calculation, three types of stations were identified. The first type - 23 stations with high interannual stability of the species composition of phytoplankton (60-100% of cases when the Jaccard index was greater than 0.45). The second type - 17 stations with moderate variability of species composition (33-60% of such cases). The third type - 12 stations with extremely unstable interannual composition (10-33%). Thus, most of the studied areas of the littoral are characterised a stable or moderately variable species composition of phytoplankton communities in the interannual aspect (Fig. 16). The least stable phytoplankton composition was found at the stations of North Baikal. The lowest stability rate (10%) was observed at the stations of Elokhin-pel, Zavorotnaya and Baikalsk.

Using the nonparametric scaling method, the possibility of dividing the Baikal basins and four ecological groups based on the species composition of phytoplankton was studied. As follows from Figure 17, most stations have a similar species composition regardless of their geographic location. Although Central Baikal stations, with the exception of Buguldeyka and Aya, are somewhat isolated from other stations. This can be explained by the influence of the Selenga, Turka and Barguzin Rivers, which supply a large amount of organic matter to these areas of the water area. The most distinct species composition was found at Mukhor, Chiverkuy Bay, Maksimikha and Selenga-v stations. The same distribution is characteristic of the four ecological groups, when most stations form one “inseparable cluster” and the isolation of Mukhor, Chiverkuy Bay and Selenga-v stations (Fig. 17).

Table 3. Numerical characteristics of the species composition of autumn phytoplankton in 2017-2022.

Species	Quantity (thousand cells/L)												Biomass (mg/m ³)											
	Group-1			Group-2			Group-3			Group-4			Group-1			Group-2			Group-3			Group-4		
	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max
<i>Anabaena</i> sp.	2.1	0.4	14	0.52	0.5	20	1.8	0.11	1.8	1.7	7.66	114	0.17	0.03	1.1	0.04	0.04	1.6	0.14	0.01	0.14	0.14	0.61	9.12
<i>Anabaena flos-aquae</i>	0.7	1.2	30	0.70	0.7	14.2	2.3	0.14	2.3	0.6	7.06	96	0.11	0.18	4.4	0.11	0.10	2.13	0.35	0.02	0.35	0.09	1.06	14.40
<i>Anabaena lemmermannii</i>	0.19	2.0	80	0.10	2.7	48	0.23	0.58	2.9	0.08	15.29	239	0.04	0.41	16.0	0.02	0.55	9.6	0.05	0.12	0.58	0.02	3.06	47.80
<i>Anabaena scheremetievi</i>	0.34	0.7	16	0.50	2.8	140	0.23	0.90	5	0.66	25	665	0.11	0.23	5.2	0.17	0.93	46	0.08	0.30	1.65	0.22	8.25	219
<i>Anabaena spiroides</i>	0.34	0.8	27	0.34	1.7	60	1.6	2.78	11.2	0.08	19	214.2	0.09	0.21	7.3	0.09	0.45	16.2	0.43	0.75	3.02	0.02	5.08	58
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	3	0.3	10	0.10	0.5	15	2.9	0.18	2.9	0.08	0.19	4	0.04	0.00	0.1	0.00	0.01	0.18	0.03	0.00	0.03	0.00	0.00	0.05
<i>Gomphosphaeria lacustris</i>	4.6	1.3	96	4.30	0.4	9.6	12.8	1.60	12.8	5.5	7.04	180	4	1.12	84	3.78	0.38	8	11	1.41	11.26	4.84	6.20	158
<i>Lyngbya limnetica</i>	1.6	0.5	14	3	0.6	34.2	1.61	0.10	1.61	1.82	1.05	40	0.11	0.03	1.0	0.21	0.04	2	0.11	0.01	0.11	0.13	0.07	2.80
<i>Microcystis puberea</i>	28	29	380	34	51.8	680	40	28	400	30	99	1360	0.11	0.12	1.5	0.14	0.21	2.72	0.16	0.11	1.60	0.12	0.40	5.44
<i>Oscillatoria</i> sp. 1	0.95	0.3	9	2.00	0.7	41.2	1.93	5.37	84	5.19	0.31	7.2	0.16	0.05	1.5	0.34	0.12	7	0.33	0.91	14.28	0.88	0.05	1.22
<i>Oscillatoria</i> sp. 2	5	0.0	5	2.60	0.5	36.9	0	0.00	0	6.2	0.16	6.2	0.52	0.00	0.5	0.27	0.05	4	0.00	0.00	0.00	0.64	0.02	0.64
<i>Oscillatoria</i> sp. 3	1.7	0.0	3	0.75	0.2	12.2	0	0.00	0	0	0.00	0	0.10	0.00	0.2	0.05	0.01	0.732	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Phormidium</i> sp.	1	0.1	6.4	1.00	0.3	5.6	0	0.00	0	0.44	0.85	20	0.34	0.03	2.2	0.34	0.10	2	0.00	0.00	0.00	0.15	0.29	6.73
<i>Tetrapedia reitschiana</i>	0.07	0.0	0.2	0.07	0.0	2.3	0.08	0.02	0.2	0.07	0.04	0.6	0.01	0.00	0.0	0.01	0.01	0.46	0.02	0.00	0.04	0.01	0.01	0.12
<i>Chrysochromulina parva</i>	0.8	545	1901	0.80	522	4094	12	390	998	14.5	542	1725	0.04	27.24	95.1	0.04	26.09	205	0.58	20	50	0.73	27	86
Cysts	0.45	3.2	22	0.15	3.6	28	0.7	5	27.5	0.16	4	24	0.23	1.61	11.0	0.08	1.80	14	0.35	2.54	14	0.08	1.92	12.00
<i>Rhodomonas pusilla</i>	9	715	3608	1.80	629	6358	13	573	1438	16.3	1219	5569	1.89	150	758	0.38	132	1335	3	120	302	3.42	256	1169
<i>Gyrodinium helveticum</i>	0.09	2.3	42	0.08	2.2	11	0.15	1.82	6.9	0.06	2	9.4	1.31	33	613.2	1.17	31.92	161	2	27	101	0.88	34	137
<i>Glenodinium</i> sp. 1	0.3	5.3	26	0.10	5.3	44.8	0.28	4.16	15.4	0.4	7.51	102	0.47	8.34	40.6	0.16	8.30	70	0.44	6	24	0.62	12	159
<i>Glenodinium</i> sp. 2	0.11	0.7	7.5	0.08	0.7	11.2	0.15	0.62	5.6	0.07	0.63	5	0.32	2.09	21.6	0.23	1.92	32	0.43	1.78	16	0.20	1.81	14
<i>Ceratium hirundinella</i>	0.08	0.4	9	0.06	0.3	4.8	0.08	0.23	2.25	0.07	0.36	2.43	4	22	477.0	3.18	18.03	254	4	12	119	4	19	129
<i>Aulacoseira granulata</i>	0.06	1.6	52	0.08	3.8	119	0.11	5.29	39.2	0.07	1.12	16	0.15	4.00	127.9	0.20	9.26	293	0.27	13	96.43	0.17	2.74	39

Species	Quantity (thousand cells/L)												Biomass (mg/m ³)											
	Group-1			Group-2			Group-3			Group-4			Group-1			Group-2			Group-3			Group-4		
	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max	min	means	max
<i>Cyclotella minuta</i>	0.11	4.4	32.6	0.08	3.2	39	0.22	5	22.1	0.11	3	23.9	0.17	6.90	51.5	0.13	5.01	61	0.35	8	34.92	0.17	4.26	38
<i>Cyclostephanos dubius</i>	0.08	0.1	2.3	0.08	0.2	4	0.08	0.53	4	0.13	50	1920	0.09	0.12	2.6	0.09	0.18	4.48	0.09	0.60	4.48	0.15	55.45	2150
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	0.08	1.9	70	0.16	1.3	146	1	1.74	24.3	7	242	5904	0.02	0.39	14.8	0.03	0.27	31	0.21	0.37	5.10	1.47	51	1240
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	0.08	0.1	8.1	0.08	0.1	6.5	0.16	0.06	0.58	0.86	33	1230	0.04	0.05	4.1	0.04	0.04	3	0.08	0.03	0.29	0.43	16	615
<i>Stephanodiscus meyeri</i>	0.08	0.1	1.5	0.08	0.2	19.1	0.11	0.13	2	0.08	0.88	29	0.07	0.08	1.3	0.07	0.19	16	0.09	0.11	1.68	0.07	0.74	24
<i>Synedra acus</i> subsp. <i>Radians</i>	0.07	3.0	101	0.08	1.4	12.6	0.08	2.14	10	0.15	3	14.4	0.13	5.37	183.8	0.15	2.55	23	0.15	4	18	0.27	4.71	26
<i>Nitzschia graciliformis</i>	0.08	1.8	20	0.07	2.7	35	0.19	1.50	10	0.11	9	115	0.02	0.44	5.0	0.02	0.69	9	0.05	0.38	2.5	0.03	2.15	29
<i>Fragilaria crotonensis</i>	0.08	1.4	70	0.05	3.5	328	0.14	0.20	1.7	0.2	78	2033	0.12	2.15	106	0.08	5.29	492	0.21	0.30	2.6	0.30	117	3050
<i>Asterionella formosa</i>	0.08	11.4	689	0.05	12.0	714	0.09	7.49	50	0.08	15	121	0.06	8.21	496	0.04	8.62	514	0.06	5.39	36	0.06	11	87
<i>Koliella longiseta</i>	0.09	10.7	121	0.08	14.3	179	0.23	12.40	141	0.1	15	260	0.02	1.92	21.8	0.01	2.57	32.22	0.04	2.23	25.38	0.02	3	47
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	0.15	21.6	188	0.07	22.3	423	0.42	51.09	600	0.17	19	133	0.02	2.80	24.4	0.01	2.90	54.99	0.05	6.64	78	0.02	2	17
<i>Monoraphidium contortum</i>	0.08	3.6	98	0.08	2.6	28	0.24	2.08	19.5	0.15	9.09	196	0.01	0.40	10.8	0.01	0.28	3.08	0.03	0.23	2.15	0.02	1.00	22
<i>Elakotothrix genevensis</i>	0.08	0.4	3	0.10	0.4	2.82	0.1	0.35	0.97	0.08	0.74	9.2	0.01	0.05	0.4	0.01	0.05	0.37788	0.01	0.05	0.13	0.01	0.10	1.23
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	0.4	15.3	468	0.27	17.7	1460	2.4	2.41	13	0.7	6.22	48	0.02	0.82	25.3	0.01	0.96	78.84	0.13	0.13	0.71	0.04	0.34	2.59
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	460	4.2	460	2.10	0.2	7	0	0.00	0	4.32	432	17280	4.60	0.04	4.6	0.02	0.00	0.07	0.00	0.00	0.00	0.04	4.32	173
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	0.1	0.6	6	0.19	0.5	3.8	0.3	0.53	3.5	0.13	1.41	9.6	0.03	0.18	1.9	0.06	0.15	1.178	0.09	0.16	1.09	0.04	0.44	2.98
<i>Scenedesmus</i> sp.	0.28	0.5	21	0.08	1.6	48	0.14	0.12	1.8	0.32	0.48	9	0.06	0.10	4.4	0.02	0.33	10.08	0.03	0.03	0.38	0.07	0.10	1.84
<i>Schroederia setigera</i>	0.13	0.1	2.2	0.06	1.1	58	0.22	0.58	5.7	0.15	0.94	10.2	0.01	0.02	0.2	0.01	0.12	6.38	0.02	0.06	0.63	0.02	0.10	1.12
<i>Chlamydomonas</i> sp.	0.1	1.9	36	0.07	1.2	7.8	0.26	0.93	3.1	0.16	2.05	9.8	0.05	0.92	17.3	0.03	0.58	3.744	0.12	0.45	1.49	0.08	1	4.70
<i>Euglena</i> sp. 1	0.08	0.001	0.08	0.07	0.001	0.09	0	0	0	0.09	0.01	0.11	0.12	0.00	0.1	0.10	0.00	0.1314	0	0	0.00	0.13	0.01	0.16
<i>Euglena</i> sp. 2	0	0	0	0	0	0	0.08	0	0.08	0	0.004	0.16	0	0	0	0	0	0	0.14	0.01	0.14	0.29	0.01	0.29
<i>Euglena</i> sp. 3	0	0	0	4.8	0.04	4.8	0	0	0	0.09	0.005	0.09	0	0	0	11.04	0	11.04	0	0	0	0.21	0.01	0.21
<i>Phacus caudatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0.003	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.22	0.01	0.22

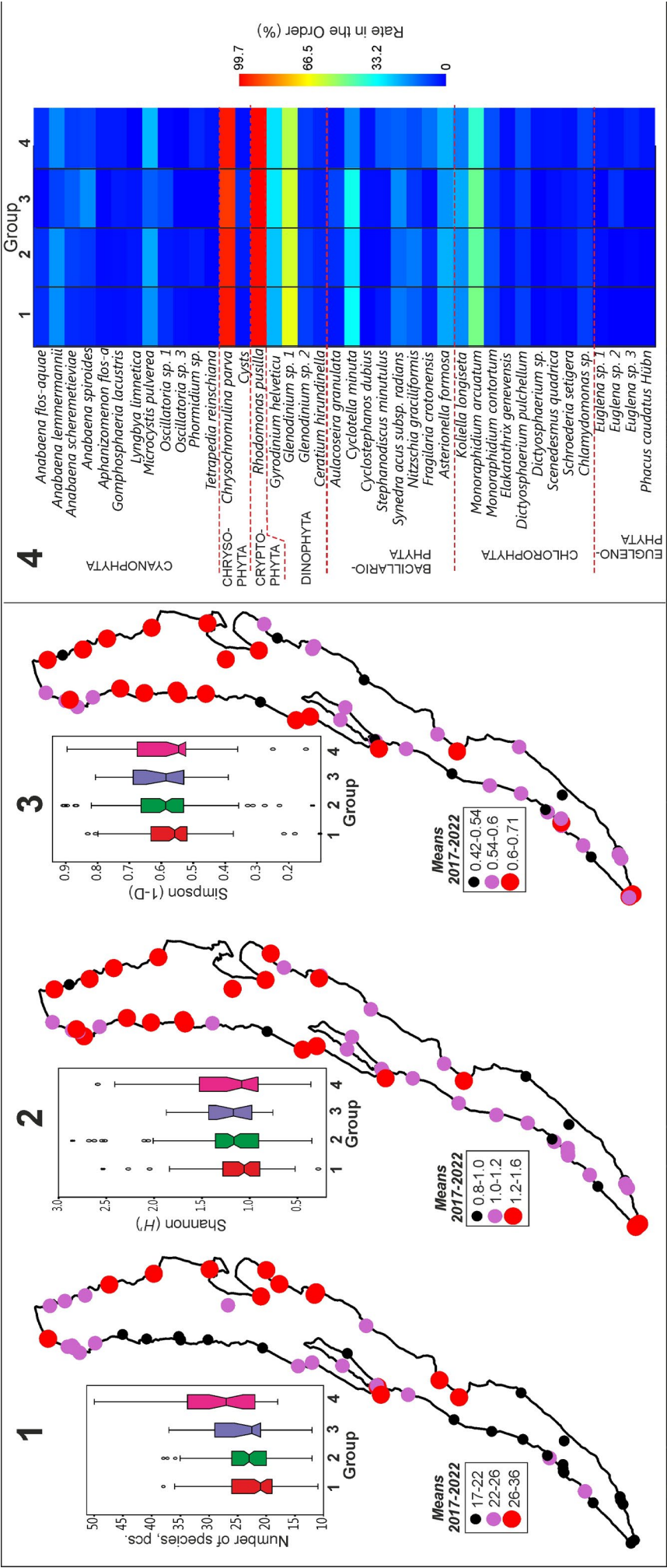


Fig.15. Distribution of species diversity in groups and at individual stations. 1 - number of species, 2 - Shannon index, 3 - Simpson index, 4 - species with a share exceeding 2% in their Order.

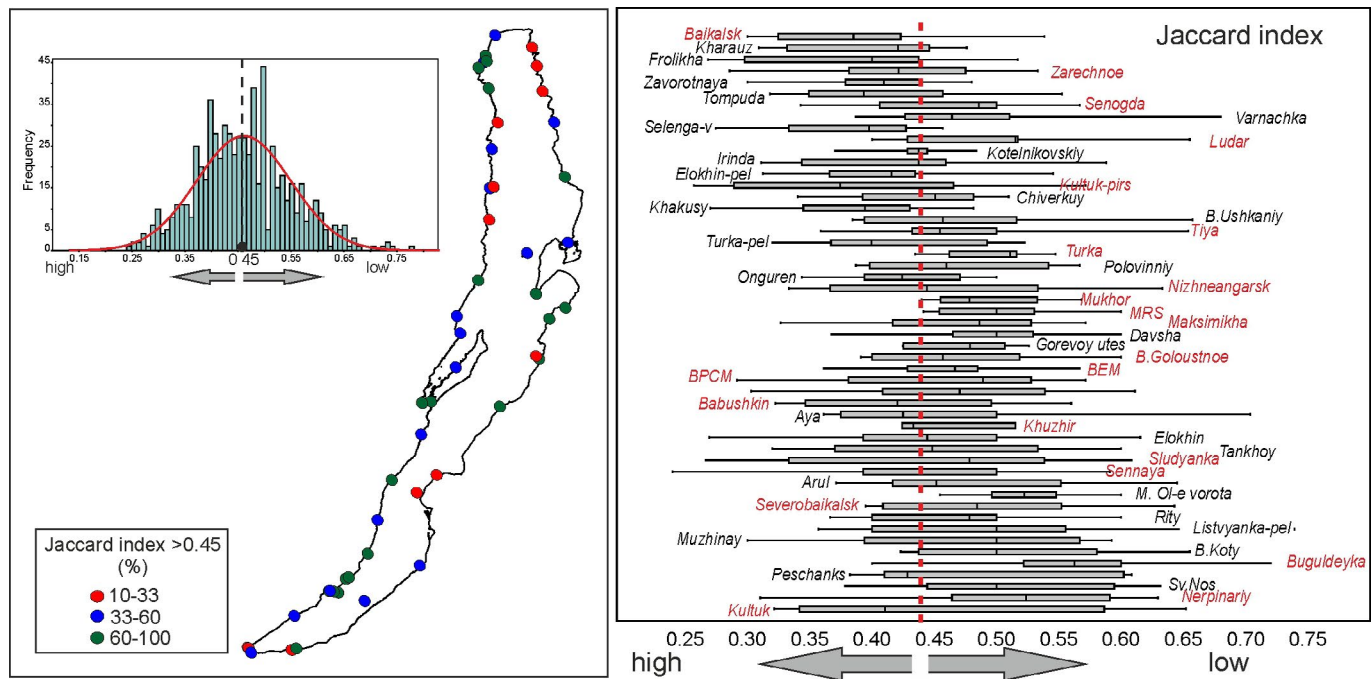


Fig.16. Distribution of the Jaccard index in autumn phytoplankton.

Additionally, the “rooted cluster” method was used. The stations of the first and second groups were selected as the starting points for constructing clusters (Fig. 17). For example, the Zarechnoye station is one of the places on Lake Baikal with clear manifestations of eutrophication in the form of abnormal phyto-benthos blooms and massive emissions of organic detritus into the beach zone (Timoshkin et al., 2018). The species composition of phytoplankton at this station is very similar to that at both the stations of the first group and the stations of the second group (Ritiiy, Sv. Nos, Ulanovo). Station Slyudyanka, adjacent to the city of the same name (population 18 thousand people), the species composition of phytoplankton is expectedly close to that at the Kultuk station and background stations of Northern Baikal and even at the pelagic station (Elokhin-pel.).

Figure 17D shows correlation ($r > 0.5$) of the species composition of phytoplankton at st. Sludyanka station with other stations. For instance, in the spring the number of stations with a high correlation with st. Sludyanka was 47, in the autumn - 51. The largest number of stations with a similar species composition, as at st. Sludyanka, was in 2020 and 2021 - 47 and 46 stations, respectively, and the smallest in 2017 and 2022 - 18 and 6 stations, respectively. At the same time, in 2017 and 2022, low correlations were found with nearby stations Kultuk, Baikalsk, BPCM and high correlations with the stations of Nort Baikal - Elokhin, Kotel'nikovskiy and the Selenga River delta.

The average long-term relationships between groups of stations for types of small-cell phytoplankton (*Anabaena* sp., *A. flos-aquae*, *A. macrospora*, *A. scheremetievi*, *L. limnetica*, *Oscillatoria* sp. 3, *Ch. parva*, *D. cylindricum*, *D. sociale*, *R. pusilla*, *Cryptomonas* sp. 1, *Cryptomonas* sp. 2, *C. gracilis*, *C. marssonii*, *C. ovata*, *C. reflexa*, *Peridinium* sp. (*euriceps*), *Glenodinium* sp. 1, *Glenodinium* sp. 2, *Stephanodiscus minutulus*, *St. hantzschii*, *Stephanodiscus* sp. 1, *K. longiseta*, *M. arcuatum*,

Chlamydomonas sp., *Euglena* sp. 1, *Euglena* sp. 2, *Euglena* sp. 3, *T. hispida*, *Trachelomonas* sp.) were also tested.

The results show that, as in the spring, there is no clear differentiation of small-cell phytoplankton communities at stations belonging to different groups (Fig. 18). The greatest differences in the species composition of small-cell phytoplankton are noted at the stations of Mukhor, Maksimikha, Turka, Turka-pel, Gorevoy utes, Baklaniy, Selenga-v, Kharauz. That is, at stations located near river mouths and in bays.

Compared to spring phytoplankton, the abundance of *Chlamydomonas* sp. was low in autumn. Of 283 observation points, relatively high abundance was at the stations: Baikalsk (2018) - 36, Selenga-v (2017) - 10 and Tyia (2018) - 9 thousand cells/L. At 144 stations (51%), the abundance of *Chlamydomonas* sp. did not exceed 1 thousand cells/L.

As in the spring phytoplankton, the autumn distribution of *Peridinium* sp. (*euriceps*), *Glenodinium* sp. 1, sp. 2 was studied. *Peridinium* sp. (*euriceps*) had the lowest abundance and rare occurrence, the abundance did not exceed 0.4 thousand cells/L. In 2019 and 2020, it was not found at any of the stations. The abundance and occurrence of *Glenodinium* sp. 2 were also extremely low. This species was not found in 2017 and 2018 (Fig. 19). At most stations, its abundance did not exceed 1 thousand cells/L. *Glenodinium* sp. 2 was most abundant in 2019, with an average abundance of 2 thousand cells/l and a maximum abundance of 11 thousand cells/L at st. M. Ol-e vorota.

Glenodinium sp. 1 was found at almost all stations (Fig. 19). The maximum abundance of 102 thousand cells/L was recorded at st. Nizhneangarsk in 2021. If we compare the autumn and spring distribution of *Glenodinium* sp. 1, we can see that the average values of its abundance are similar (2.5 - 3.8 thousand cells/L) in both seasons, and the values of standard deviations and maximum abundance values are higher in the spring generation (Fig. 20).

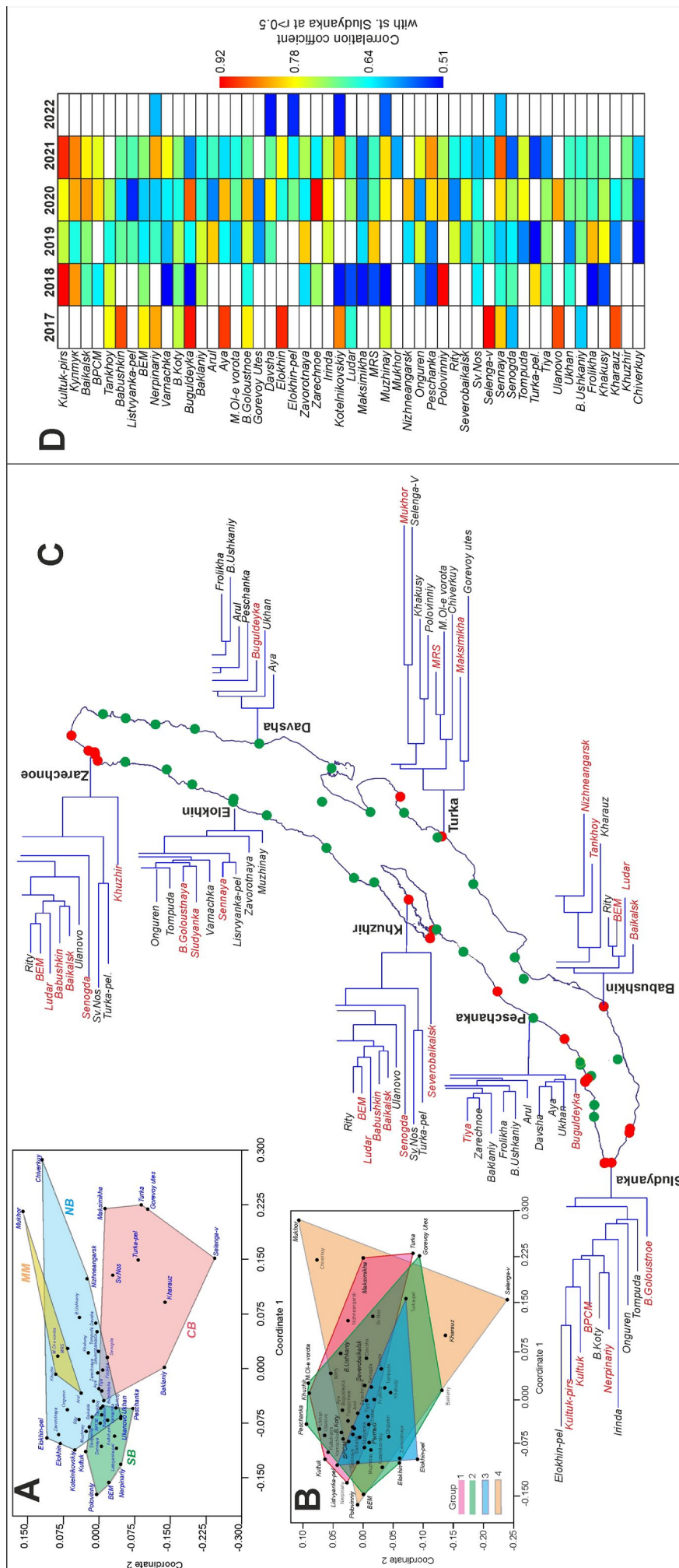


Fig.17. A - Separate of the lake basins (green field - Southern basin, blue field - Northern basin, lilac - Central basin) and the Maloye More Strait - yellow field) by the species composition of phytoplankton based on method nMDS. B - division of stations based on their group affiliation. C - rooted cluster method, large inscriptions - stations from which the cluster construction starts. D - stations that have a correlation with Slyudyanka station at $r > 0.5$ in the interannual aspect.

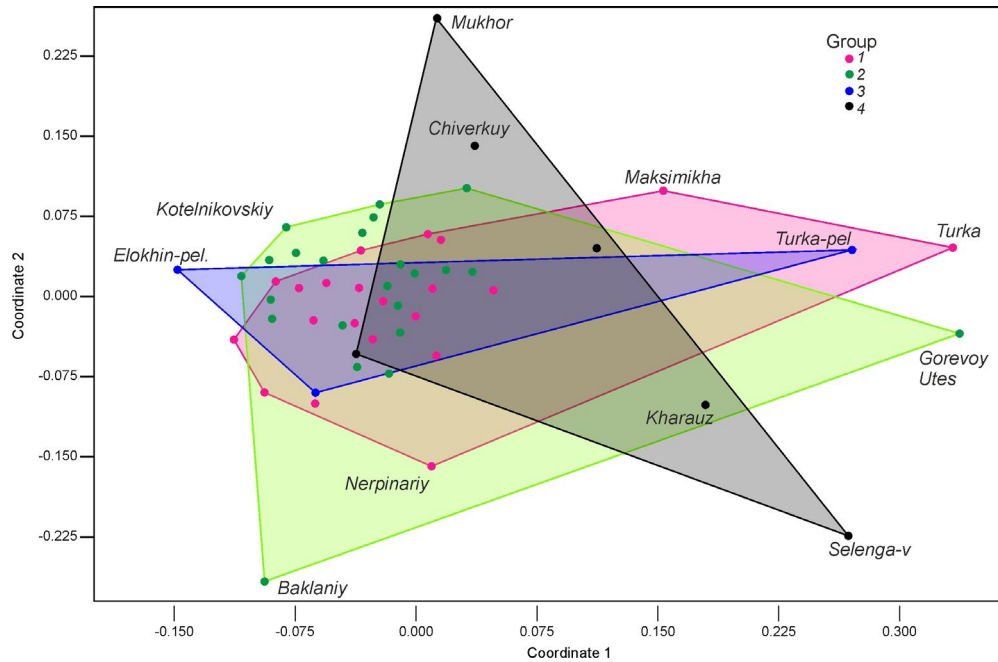


Fig.18. Distribution of autumn small-cell phytoplankton based on the group affiliation of stations (nMDS method). 1, 2, 3 and 4 – group of stations.

The grouping of stations by the abundance of *Glenodinium* sp. 1 for 2017-2022 based on the UMAP method does not reveal a predisposition to the formation of clusters characteristic of stations with high and low anthropogenic load. Moreover, stations from different basins of the lake were included in a single cluster (Fig. 20B).

Thus, based on the species composition of autumn phytoplankton communities, it is impossible to reliably divide areas of the water area by the degree of anthropogenic impact on the littoral zone of Lake Baikal.

3.3. Saprobity

The degree of organic pollution of water was assessed based on the presence of indicator phytoplankton species - 93 species (Table 3) in the seasonal aspect and taking into account the group affiliation of the stations. Beta-mesosaprobionts (β , $S = 2$) dominate in the set of indicator species (32%). The share of oligo-alphamesosaprobionts (α , $S = 1.8$), oligo-betamesosaprobionts (β , $S = 1.4$) and oligosaprobiont (α , $S = 1.0$) was 17, 16 and 11%, respectively. All other saprobiological groups were less than 10% (Table 3).

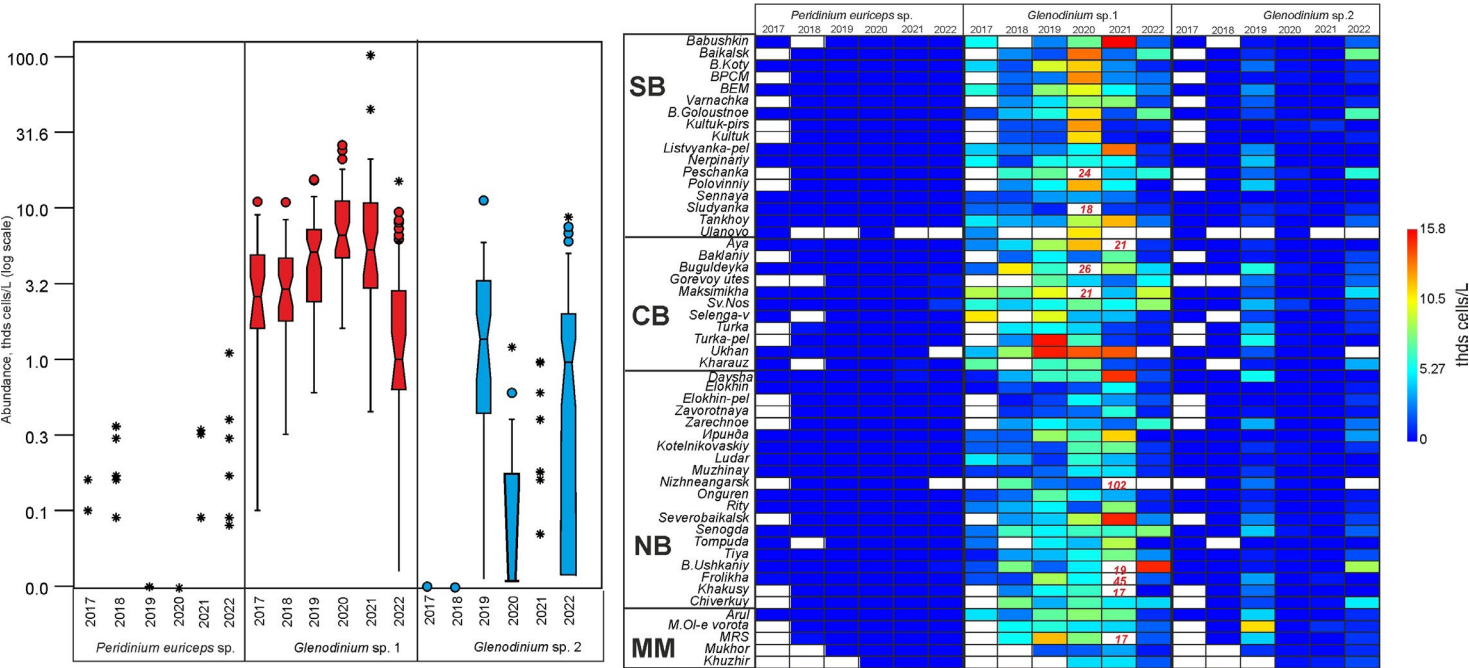


Fig.19. Distribution of the abundance of *Peridinium* sp. (*euriceps*), *Glenodinium* sp. 1, sp. 2 in autumn phytoplankton. SB – South Baikal, CB – Central Baikal, SB – North Baikal, MM – Maloe More Strait.

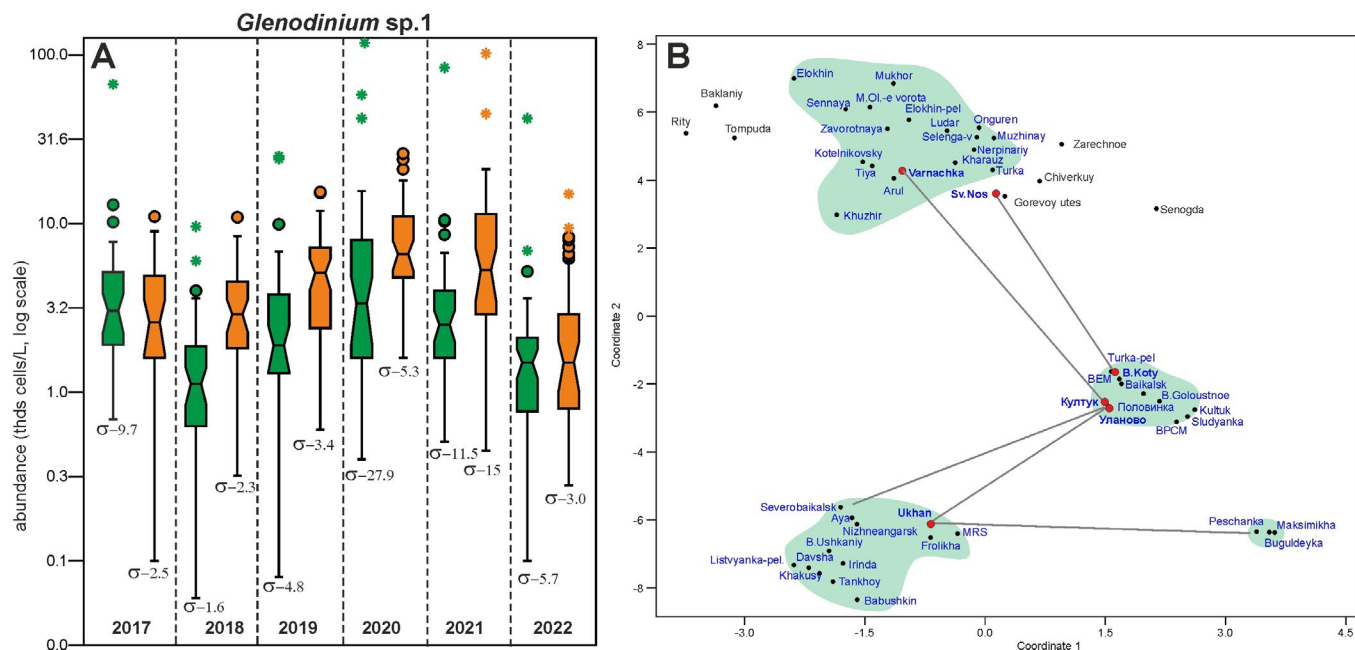


Fig.20. A - distribution of *Glenodinium sp. 1* abundance in spring (green bars) and autumn (orange bars) phytoplankton. B - grouping of stations by *Glenodinium sp. 1* abundance for 2017-2022 based on the UMAP method (8 neighbors, distance 0.2).

The range of changes in saprobity values was: in spring 1.46-1.69 (mean-1.6), in autumn 1.58-1.68 (mean-1.65) (Fig. 21). In most cases, the saprobity indices correspond to the Limnosaprobity model, β -self-purification zones ($S = 1.5$ -2.5), and the 3rd class of water quality (moderately polluted) according to the works of Sládeček (1973) and Barinova (2017).

It is traditionally assumed that the values of this index correspond to the “concentration of organic matter of natural (mainly detrital) nature” and the “concentration of dissolved oxygen”. However, the close ratio of indices for such different groups of stations and seasons raises doubts about the adequacy of its application for Baikal. For example, according to the concept of the saprobity index, its increased values should be expected for stations of group 4, adjacent to the estuary zones of rivers or located in bays. However, the values of the saprobity index for these stations were lower than for stations of groups 1 and 2. According to this index, stations of South Baikal located near settlements, for example, Listvyanka, Slyudyanka, Kultuk, Tankhoy, look better than stations of group 2 with minimal anthropogenic load. Also, on North Baikal, the Zarechnaya station with the most abnormal development organic detritus of *Spirogyra* on Baikal looks better than the Frolikha and Elokhn stations from the group 2.

In the case of spring phytoplankton, the saprobity index increased due to *Ch. parva*, *D. cylindricum*, *K. longiseta* and *M. arcuatum*, which exhibited S index - 2. In autumn phytoplankton, the saprobity index increased due to only one species. – *Ch. parva* ($S = 2.0$).

It is evident that only a limited number of species, developing massively in Lake Baikal, give it the status of the 3rd class of water quality (moderately polluted). At the same time, one should ask the question - if these species-markers of “pollution” are present not only in the littoral zone, but also in the pelagic zone,

does this imply that the pelagic zone of the lake is also moderately polluted?

For instance, algae of the genus *Dinobryon* are indicators of oligotrophic conditions, preferring water bodies with a minimum content of mineral phosphorus, typical of deep-water northern lakes (Bondarenko and Logacheva, 2016). *D. cylindricum* is a typical representative of the lake pelagic zone with a total share of 2-18% in the phytoplankton community (Popovskaya et al., 2015). In spring phytoplankton at the stations of group 1, its average abundance is 40 thousand cells/L, and at the stations of group 3- 70 thousand cells/L (Table 2). So, could the stations of group, enriched with “polluted” waters, produce such a quantity of *D. cylindricum* for the pelagic zone of the lake? It is considering that at stations of groups 2 and 4 average content of *D. cylindricum* is 99 and 87 thousand cells/L, respectively, there is no reason to assume that this type is an indicator of moderately polluted waters.

The abundance of *Ch. parva* recorded in 2017-2022 both in the spring and autumn periods was no more than 5 million cells/L and did not exceed the abundance of this species recorded at the B. Koty station in 1980-2000 (Izmet'eva et al., 2011). Additionally, in 1980-2000 the abundance of this species remained approximately stable. At st. BEM (Listvyanka) in the spring and autumn in 2017-2022 the content of *Ch. parva* did not exceed 58 and 482 thousand cells/L, respectively. However, in 1990-1995 at the same station its content reached 6439 thousand cells/L. (Vorobyeva, 2018). Thus, over the past 40 years *Ch. parva* has been a typical representative of Baikal phytoplankton, although significant changes in the intensity of anthropogenic impact occurred during this period. Thus, we cannot say that the use of the saprobity index provides an adequate assessment of the quality of the waters of Lake Baikal.

3.4. The influence of water content of tributaries on phytoplankton

An indicator of low water inflow into the lake is the level of Lake Baikal. Seasonal fluctuations in the lake level are characterized by the fact that the minimum lake level occurs in late April-early May, and the maximum in September-October. In our case, we can see that extremely low lake levels both in spring and autumn were in 2016 and 2017 and in the spring of 2018 (Fig. 1). From the summer of 2018 until the end of 2023, seasonal fluctuations were close to the long-term average (Sinyukovich et al., 2024). However, the autumn level of Baikal in 2021, 457.22 m, was the maximum for 2010-2022. Thus, we have several reference periods for comparison: 2017 and spring 2018 – extremely low water content of tributaries, 2021 – extremely high water content, 2019, 2020 and 2022 – normal average long-term water content.

After the ice cover breaks up, the width of the mixing zone of lake and river waters is affected by wind mixing and the boundary of the thermal bar, which has a blocking effect on the penetration of river waters into the lake (Tomberg et al., 2019; Tomberg et al., 2024). In the distribution of spring phytoplankton, clusters of stations from 2017, 2020, 2021 and 2022 are clearly distinguished, and a cluster so-called “union”, consisting of stations from all years of observation, that is, stations that are weakly separated from each other in the interannual aspect (Fig. 22). The low-water cluster of 2017 includes the following stations: Aya, Nizhneangarsk, Arul, Baklaniy, Buguldeyka, Davsha, Elokh-pel, Elokhin, Zarechnoye, Irinda, Kotelnikovskiy, Ludar, Maksimikha, MRS, Muzhinay, Olkhonskiyevorota, Muzhinay, Ongureny, Ryty, Severobaykalsk, Selenga-vykhod, Senogda, Tompuda, Turka, Turka-pel., Tyya, B. Ushkany, Khakusy, Khuzhir and Chivyrkuy. This cluster is characterized by low biomasses – an average of 600 mg/m³ and an average species abundance of 18 species (Fig. 22). It looks curiously that the stations directly adjacent to large tributaries of Lake Baikal (rivers Upper Angara, Turka, Rel, Tompuda, Tyya, Buguldeika, etc.) did not show high values of phytoplankton biomass. While the 2017 stations included in the “union” cluster (Sennaya, Zavorotnaya, BEM, B. Goloustnoye, Nerpinariy, B. Koty, Mukhor, Kultuk, Slyudyanka, Kultuk_pirs, Kharauz, Tankhoy, Babushkin, BPCM, Baikalsk) have a poor species composition – an average of 12 species, but high biomass up to 1500 mg/m³.

The main differences between the 2017 cluster and the “single” cluster are the abundance of *D. cylindricum*, *Ch. parva*, *R. pusilla*, *N. graciliformis*, *K. longiseta* and *S. acus* subsp. *radians*. In addition, *S. acus* subsp. *radians* was noted with increased biomass at the 2017 stations of the “single” cluster (Fig. 22). Thus, in 2017, 32 stations had species features characteristic of this period, and 15 stations were no different from stations of other periods.

During the period of extreme water content in 2021, 42 stations formed in a separate cluster, and 9 stations were assigned to the “union” cluster (BEM,

Kultuk, Listvyanka_pelagial, Nizhneangarsk, Polovinniy, Selenga-v, Sennaya, Slyudyanka, Ulanovo). On average, 22 species were recorded at the stations of the 2021 cluster, and the biomass reached 1700 mg/m³ (Fig. 22). At the 2021 stations assigned to the “single” cluster, the biomass was lower than at the stations of the same cluster in 2017. The stations of the 2021 cluster differ from the 2021 stations assigned to the “union” cluster in that they do not have indicator species, despite the higher taxonomic diversity. The main differences (53%) are determined by the increased presence in the 2021 cluster – *M. arcuatum*, *A. islandica*, *St. meyeri*, *D. cylindricum*, *Ch. parva*, *S. acus* subsp. *radians*.

The stations of 2018 and 2019 had no clear features and all entered the “union” cluster. Eight stations of South Baikal (Babushkin, Tankhoy, Baikalsk, BPCM, Slyudyanka, Kultuk, Kultuk_pirs, Polovinniy) also formed a separate cluster of 2020. And this cluster is due to the increased abundance of *A. baicalensis*, *A. islandica*, *S. acus* subsp. *radians*. All other stations of 2020 belonged to the “union” cluster. The stations of 2022 also formed a separate cluster, with close connections between individual stations of North Baikal and the Maloe More (Gorevoy Utes, Svyatoy Nos, Aya, Davsha, Zarechnoye, Ludar, MRS, M.Ol.-e-vorota, Severobaykalsk, Senogda, Tiya, Frolikha, Khakusy).

The cluster pattern described above does not allow us to reliably assume that spring phytoplankton has an unambiguous response to the water regime. If the onset of phytoplankton development occurs during the ice-covered period, so many tributaries of the lake are in a frozen state with minimal underflow in large rivers (Selenga, Upper Angara, Barguzin, Turka, Tyya) or its complete absence in small tributaries. Most often, the fluctuations of the minimal lake level from year to year is around 20 cm, and this also cannot be a key factor determining the development of spring phytoplankton. The results for 2018 are indicative, thus the spring of 2018 was preceded by low-water years of 2014-2017, and it would seem that the lake should experience a lack of biogenic component to 2018. However, the stations of 2018 are completely in a “union” cluster, and not indicating any changes in phytoplankton communities caused by the previous low-water period. Conversely, 2020 and 2022 stations form separate clusters, although there were no prerequisites in the form of previous significant fluctuations in water content.

For autumn phytoplankton, only the cluster of 2022 is clearly separated from the others, while clusters of 2017 and 2021 are close to a “union” cluster №1 (Fig. 22). At the same time, there are two “onion” clusters that combine stations from different years. The stations of a separate cluster of 2017 (20 stations) differ from other stations of 2017 (Selenga-v, Kharauz, Tankhoy, Tiya, Frolikha, Tompuda, Irinda, Sv. Nos, Nerpinariy, Babushkin, Maksimikha) by an increased presence of *R. pusilla*, *Ch. parva*, *C. minuta*, *Oscillatoria* sp.

The stations of the 2021 cluster (37 stations) differ from other stations of 2021 (Tankhoy, Mukhor, Gorevoy Utes, Baklaniy, Sv. Nos, Kharauz, Turka-pel, Turka, Maksimikha, Davsha, Tompuda, Khakusy,

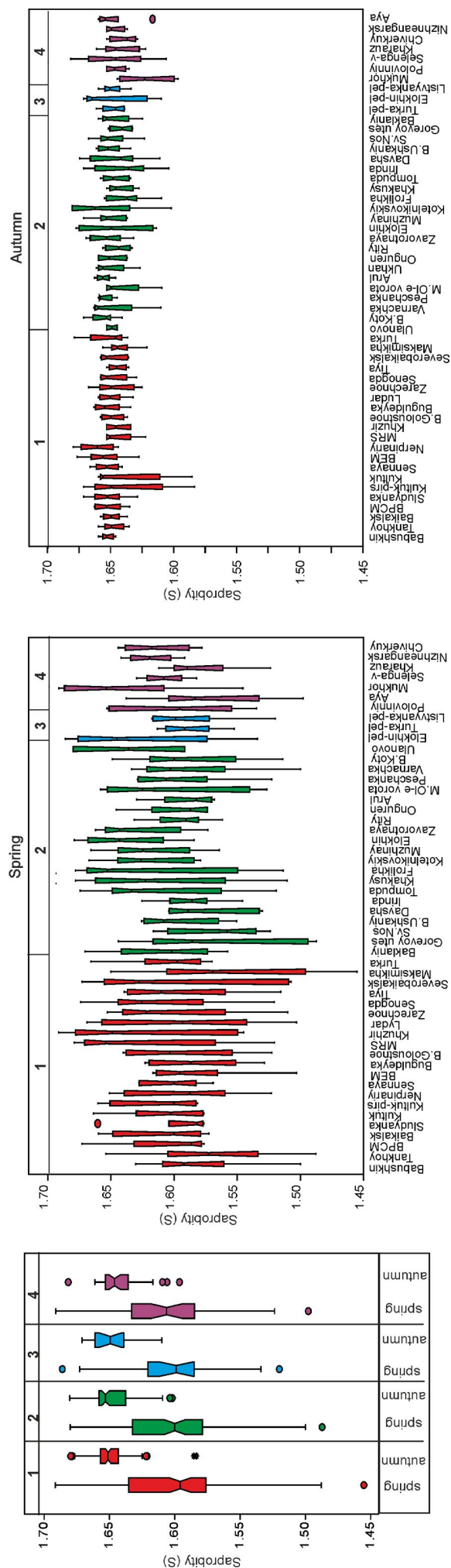


Table 4. Species-indicators of saprobity

Indicator species	S saprobity index of indicator species	Saprobiological group
<i>Aulacoseira baicalensis</i>	0.4	χ -o
<i>Chrysosphaerella baicalensis</i>	0.4	
<i>Cyclotella baicalensis</i>	0.4	
<i>Cyclotella minuta</i>	0.4	
<i>Gymnodinium baicalense</i>	0.4	
<i>Stephanodiscus meyeri</i>	0.4	
<i>Peridinium baicalense</i>	0.4	
<i>Aulacoseira islandica</i>	0.6	o- χ
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.6	
<i>Asterionella formosa</i>	1	o
<i>Ceratium hirundinella</i>	1	
<i>Cryptomonas gracilis</i>	1	
<i>Cyclotella ocellata</i>	1	
<i>Dinobryon bavaricum</i>	1	
<i>Gloeocapsa turgida</i>	1	
<i>Gyrodinium helveticum</i>	1	
<i>Synedra acus</i> subsp. <i>radians</i>	1	
<i>Synedra ulna</i> var. <i>danica</i>	1	
<i>Urosolenia longiseta</i>	1	
<i>Anabaena scheremetievi</i>	1.4	o- β
<i>Anabaena spiroides</i>	1.4	
<i>Cyclostephanos dubius</i>	1.4	
<i>Diatoma elongatum</i>	1.4	
<i>Dinobryon cylindricum</i>	1.4	
<i>Fragilaria capucina</i>	1.4	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1.4	
<i>Lyngbya limnetica</i>	1.4	
<i>Merismopedia major</i>	1.4	
<i>Microcystis pulvereae</i>	1.4	
<i>Nitzschia graciliformis</i>	1.4	
<i>Pediastrum kawraiskyi</i>	1.4	
<i>Rhodomonas pusilla</i>	1.4	
<i>Stephanodiscus makarovae</i>	1.4	
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	1.4	
<i>Crucigenia quadrata</i>	1.6	β -o
<i>Cryptomonas reflexa</i>	1.6	
<i>Gloeotrichia pisum</i>	1.6	
<i>Oocystis lacustris</i>	1.6	
<i>Schroederia setigera</i>	1.6	
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	1.6	
<i>Acanthoceras zachariadi</i>	1.8	o- α
<i>Closterium ehrenbergii</i>	1.8	
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	1.8	
<i>Cryptomonas ovata</i>	1.8	
<i>Cryptomonas rostrata</i>	1.8	
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1.8	
<i>Dinobryon divergens</i>	1.8	
<i>Elakatothrix genevensis</i>	1.8	
<i>Ellerbeckia teres</i>	1.8	
<i>Mallomonas vannigera</i>	1.8	
<i>Merismopedia glauca</i>	1.8	
<i>Pediastrum boryanum</i>	1.8	
<i>Pediastrum duplex</i>	1.8	
<i>Pediastrum tetras</i>	1.8	

Indicator species	S saprobity index of indicator species	Saprobiological group
<i>Scenedesmus arcuatus</i>	1.8	o- α
<i>Scenedesmus bijugatus</i>	1.8	
<i>Actinastrum hantzschii</i>	2	β
<i>Anabaena flos-aquae</i>	2	
<i>Anabaena lemmermannii</i>	2	
<i>Anabaena macrospora</i>	2	
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	2	
<i>Chrysochromulina parva</i>	2	
<i>Closterium moniliferum</i>	2	
<i>Coelastrum microporum</i>	2	
<i>Cosmarium botrytis</i>	2	
<i>Cryptomonas erosa</i>	2	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	2	
<i>Dinobryon sociale</i>	2	
<i>Gomphosphaeria lacustris</i>	2	
<i>Koliella longiseta</i>	2	
<i>Lagerheimia genevensis</i>	2	
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	2	
<i>Monoraphidium contortum</i>	2	
<i>Phacus caudatus</i>	2	
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	2	
<i>Sc. acuminatus</i> var. <i>biseriatus</i>	2	
<i>Scenedesmus denticulatus</i>	2	
<i>Scenedesmus obliquus</i>	2	
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	2	
<i>Synedra acus</i>	2	
<i>Synedra ulna</i>	2	
<i>Synura petersenii</i>	2	
<i>Tetraëdron incus</i>	2	
<i>Trachelomonas</i> sp. (volvocina)	2	
<i>Trachelomonas hispida</i>	2	
<i>Volvox aureus</i>	2	
<i>Aulacoseira granulata</i>	2.4	β - α
<i>Closterium littorale</i>	2.4	
<i>Cryptomonas marssonii</i>	2.4	
<i>Merismopedia tenuissima</i>	2.4	
<i>Chlorella vulgaris</i>	3	α
<i>Melosira varians</i>	3.6	α - β
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	3.6	

Saprobiological group	% Species
χ -o	8
o- χ	2
o	11
o- β	16
β -o	6
o- α	17
β	32
β - α	4
α	1
α - β	2
Σ	100

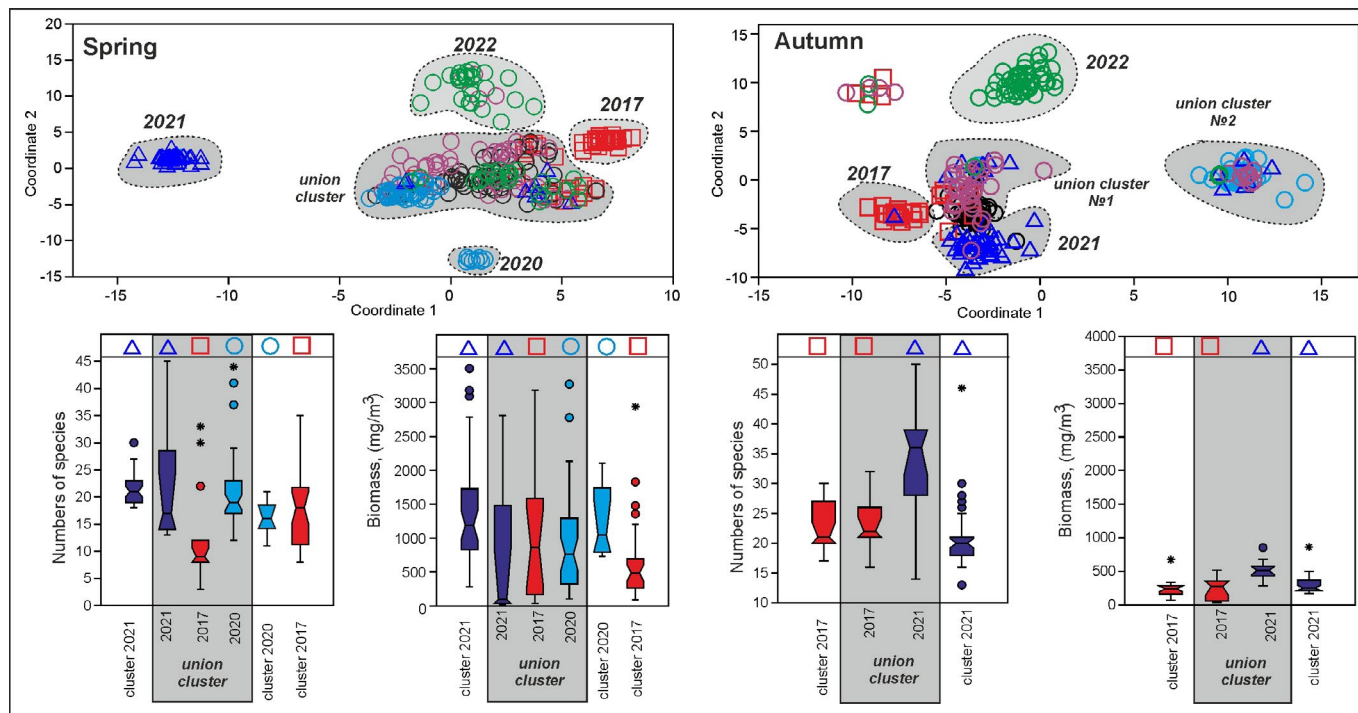


Fig.22. Clustering of spring and autumn phytoplankton based on the year of its formation. Red squares are stations of 2017, black circles are stations of 2018, purple circles are stations of 2019, blue circles are stations of 2020, blue triangles are stations of 2021, green circles are stations of 2022.

Frolikha, Chiverkuy, Irinda) in the numerical values of *M. arcuatum* and *D. sociale*. And at the stations assigned to the “unified” clusters № 1 and №2, a greater contribution to the differences is made by *M. pulvereae*, *M. contortum*, *St. minutulus*, *A. formosa*, *C. gracilis*, *A. lemmermannii*, *A. granulata* and *N.graciliformis*.

It is curious, however, the 2021 cluster is poorer in species composition than the 2017 clusters. The biomass values of 2017 and 2021 are almost comparable with each other, and are lower than the biomass values at the stations of the spring cluster of 2017 (Fig. 22). Thus, in the autumn phytoplankton, we do not find clear evidence of the relationship between the water content of the tributaries and the development of phytoplankton. Also, we do not observe an unambiguous linear relationship in the system “that an increase in the influx of biogenic components, as a result of river runoff, is directly proportional to an increase in the biomass of phytoplankton.” For example, a study of the distribution of phytoplankton in the Angara-Kichera shallow waters of North Baikal showed that, despite high concentrations of silica, nitrogen and phosphorus at a distance of up to 8 km from the mouth of Upper Angara River, phytoplankton developed only in the 1-1.5 km zone from the mouth (Tomberg et al., 2024). That is, the expansion of phytoplankton into the lake was limited by some other factors, and not by the amount of biogenic components.

Table 5 shows that 2017 and 2021 are also not clearly distinguished by phytoplankton biomass at stations located close to river mouths. At the same time, the stations of the Selenga River shallow waters show diametrically different distribution of biomass. At most stations, unremarkable in hydrological terms, an increase in phytoplankton biomass and species composition was noted in 2020 (Fig. 22).

Most likely, the supply of phytoplankton with biogenic elements is more influenced by the internal hydrophysical processes of Lake Baikal in the form of upwelling - the influx of deep waters into the photic zone. For example, during the experiment at the B. Koty station, when the chemical composition of the water was determined every day from June to November 2020, it was determined that from June 3 to July 17, the content of mineral phosphorus decreased from 9 $\mu\text{g/L}$ to zero values, and on July 18, as a result of a storm, upwelling occurred and the phosphorus concentration again became about 9 $\mu\text{g/L}$ (Domysheva et al., 2023). In general, during the open water period of 2017-2022, such upwelling events in the shallow zone of South and Central Baikal occurred every 4-6 days, and in Northern Baikal 8-16 days (Fedotov and Khanaev, 2023)

3.5. Comparison of the obtained data with previous studies

For comparison, the data from 1990-1995 for the Listvyanka –st. BEM was taken. During this period, phytoplankton samples were collected every 5-7 days. Data were selected for several days, approximately coinciding with the dates of the 2017-2022 expeditions. If it compares the total biomass of phytoplankton, it is clearly seen that in our studies the biomass of spring phytoplankton did not exceed 450 mg/m^3 , while in 1990 and 1995 it reached 600 and 1050 mg/m^3 , respectively (Fig. 23). Biomass most of Orders of spring phytoplankton in 1990-1995 were either at the level of or exceeded those in 2017-2022. This is especially noticeable for Cyanophyta and Cryptophyta algae (Fig. 23). Very high variability is also characteristic of the decadal time resolution. For example, if the expedition

Table 5. Biomass of autumn phytoplankton at stations closely adjacent to the mouth zones of Baikal tributaries

year	Biomass, (mg/m ³)										
	Selenga-v (Selenga River)	Kharauz (Selenga River)	N. Angarsk (U. Angara River)	Turka (Turka River)	Tompuda (Tompuda River)	Irinda (Irinda River)	Buguldeika (Buguldeika River)	B. Goloustnoye (Goloustnaya River)	Kotelnikovsky (Kurkula River)	Tiya (Tiya River)	Polovinniy (Polovinnaya River)
2017	321	281			65	38	309	241	249	42	
2018			283	491		47	279	203	84	182	97
2019	403	436	348	915	343	362	166	170	31	318	545
2020	4633	397	241	444	229	331	400	301	279	153	258
2021	419	510	860	676	281	344	331	208	210	500	232
2022	2491	140		59	95	145	121	158	38	185	1248

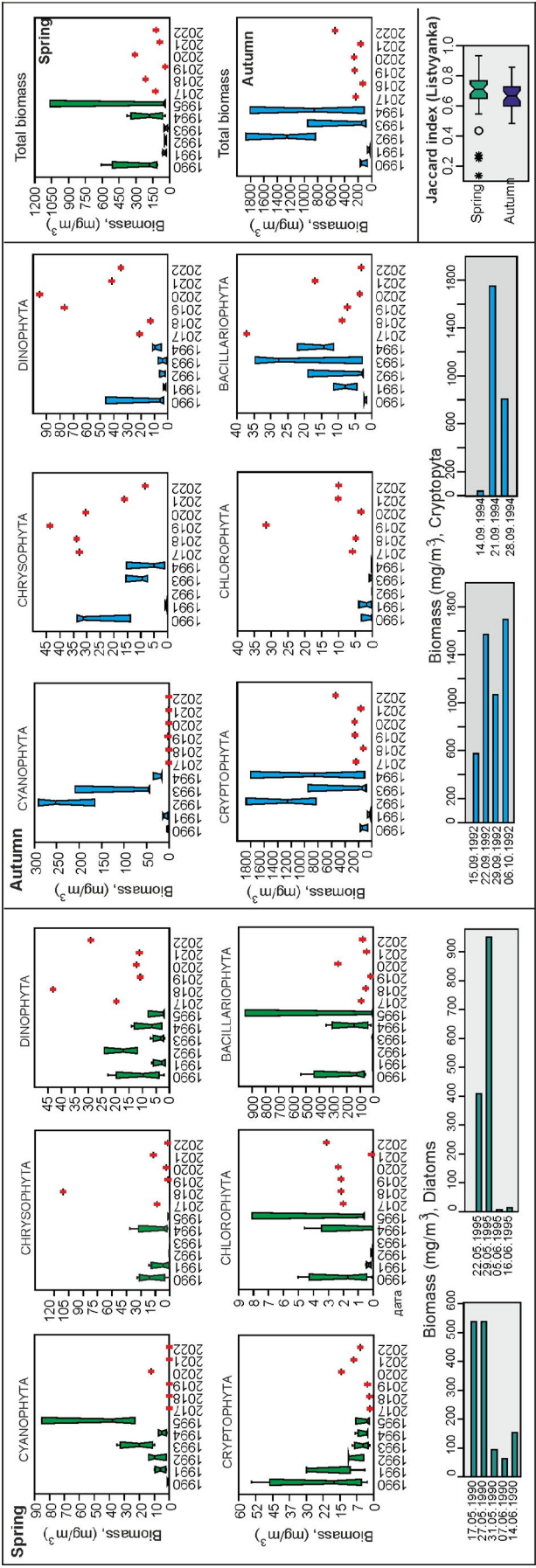


Fig.23. Comparison of phytoplankton biomass distributions for 1990-1995 and 2017-2022. The lower bar graphs show the decadal variability of the biomass of dominant spring (Diatoms) and autumn (Cryptophyta) phytoplankton.

had collected samples at 1995 May 29, so they would have recorded a diatom biomass of - 950 mg/m³, but if on 1995 June 5, their biomass would have been only 7 mg/m³ (Fig. 23). The cause of this phenomenon most likely happened due to a renewal of the upper layer by deep waters during upwelling.

The autumn phytoplankton biomasses of 1992-1994 were 3 and 4 times higher than those of 2017-2022 (Fig. 23). The cryptophyte biomass is especially surprising, reaching 1752 mg/m³. Such high total biomasses were generally rare in our studies, not to mention Cryptophyta, the biomass of which did not exceed 450 mg/m³ at the fourth group of stations (Fig. 13). The reason for the sharp increase in biomass, when on 1994 September 14 the Cryptophyta biomass was 42 mg/m³, and on 1994 September 21 it increased up to 1752 mg/m³, also remains completely unclear. It can be assumed that the biomass accumulation occurred due to cell division and their increase according to the exponential equation. However, during this period of time, the biomass of other classes decreased. On the other hand, what was the source of nutrients for the growth of Cryptophyta in the 1990s in Listvyanka? In terms of the intensity of economic and household activities in those years, the village was clearly inferior to the modern period.

When studying the process of sedimentation of planktonic algae in the littoral zone near the settlement of B. Koty in July 2002, it was found that the integral values of phytoplankton in the 0-15 m layer increased from 1.7 billion/cells m⁻² on July 15, 2002 to 5.2 billion/cells m⁻² by July 22, 2002, i.e. more than 3 times (Krashchuk and Izmistieva, 2004).

There are 4 stations (BEM, Sennaya, Nerpinariy, Listvyanka-pel) in the area of the settlement of Listvyanka. The similarity of the species composition (Jaccard index) at these stations was checked for each year. On average, these stations had a similarity index for the spring and autumn survey of 0.7 and 0.62, respectively. However, there were also index values of about 0.5, and the spring species composition of 2017 had a similarity index between stations of 0.13-0.4, that is, with no similarity (Fig. 23). Thus, we can conclude that interannual comparison of quantitative parameters of phytoplankton at one station can give a largely false, uninterpretable result.

4. Conclusions

The study presents data on the dynamics of changes in the species composition, cell abundance and biomass of littoral phytoplankton in the spring (late May-early June) and autumn (late September) periods of 2017-2022. The research stations were located along the perimeter of Lake Baikal every 30-50 km. The observation stations were divided into 4 groups: 1 - stations adjacent to settlements, 2 - without such influence, 3 - pelagic stations and 4 - stations of the estuaries of rivers and bays.

In the spring phytoplankton, diatoms were absolute dominants (67.5%). The rate of Haptophyta ones was (15%). The average biomass of diatoms in groups

1, 2, 3 and 4 was 756, 561, 713 and 904 mg/m³, respectively. Most often, 15-22 species were found at the stations. The highest values of species richness - 40-45 species were at the stations located near the Selenga River delta.

In autumn phytoplankton, the minimum and maximum number of species found at one station were 11 and 50, respectively. In terms of numbers, autumn phytoplankton of Lake Baikal can be characterized as a community of Haptophyta-Cryptophyta algae, and in terms of biomass, only as a community of Cryptophyta algae. The number and biomass of Cryptophyta algae could reach 2235 thousand cells/L and 472 mg/m³, respectively. Haptophyta with a high number, reaching 1000 thousand cells/L, had a small biomass, often below 50 mg/m³. It was found that the saprobity index for all groups was most often 1.46-1.69 (means 1.6) in spring and 1.58-1.68 (means 1.65) in autumn. However, only a few species, developing massively in Baikal, gave it the status of the 3rd class of water quality (moderately polluted), which casts doubt on the relevance of using this index for Lake Baikal. Also, no clear evidence of the relationship between the water content of tributaries and the development of littoral phytoplankton was found.

Based on the species composition, cell numbers and biomass of spring and autumn phytoplankton, we were unable to reliably illuminate parts of the littoral zone by the degree of anthropogenic impact.

Acknowledgements

We express our gratitude to Anoshko P.N., Kuzmin A.V., Nosova V.V., Zhuchenko N.A., Golobokova L.P., Mayor T.Yu., Usov S.V., the team of the R/V "Papanin" for their assistance in carrying out fieldwork. Bondarenko N.A., Mayor T.Yu., Zheleznyakova T.O. for their comments, wishes and assistance in preparing the paper. The work was done within the framework of the state assignments #121032300224-8.

Conflict of interest

The authors declare no competing financial or personal interests.

References

- Algae: reference book. 1989. In: Vasser S.P., Kondratieva N.V., Masyuk N.P. (Eds.). Kyiv: Nauka. (in Russian)
- Antipova N.L., Kozhov M.M. 1953. Materials on seasonal and annual fluctuations in the abundance of key phytoplankton forms in Lake Baikal. *Izvestiya Irkutskogo Gosudarstvennogo Universiteta. Seriya Biologiya. Ekologiya* [Proceedings of Irkutsk University. Biology. Ecology Series] 7(1-2): 63-68. (in Russian)
- Antipova N.L. 1963. Seasonal and annual changes in phytoplankton in Lake Baikal. *Trudy Limnologicheskogo instituta Sibirskoe otdelenie Akademii nauk SSSR* [Proceedings of the Limnological Institute of the Siberian Branch of the USSR Academy of Sciences] 2 (22): 12-28. (in Russian)
- Barinova S. 2017. On the classification of water quality from an ecological point of view. *International Journal of*

Environmental Sciences & Natural Resources 2: 1-8.

Barinova S.S., Medvedeva L.A., Anisimova O.V. 2006. Biodiversity of algae-indicators of the environment. Tel Aviv: PiliesStudio. (in Russian)

Belykh O.I., Bessudova A.Yu., Gladkikh A.S. et al. 2011. Guide to determining the biomass of plankton species in the pelagic zone of Lake Baikal. Methodological manual. Irkutsk: State University Publishing House.

Bondarenko N.A., Logacheva N.F. 2016. Structural changes in phytoplankton of the coastal zone of Lake Baikal. *Gidrobiologicheskij zhurnal* [Hydrobiological Journal] 6: 17-26. (in Russian)

Bondarenko N.A., Ozersky T., Obolkina L.A. et al. 2019. Recent changes in the spring microplankton of Lake Baikal, Russia. *Limnologia* 75: 19-29. DOI: [10.1016/j.limno.2019.01.002](https://doi.org/10.1016/j.limno.2019.01.002)

Bondarenko N.A., Rusanov I.I., Chernitsyna S.M. et al. 2020. Functioning of microalgae of subglacial plankton and ice interstitial in the coastal zone of Lake Baikal. *Mikrobiologiya* [Microbiology] 89(3): 344-355. (in Russian)

Bondarenko N.A., Vorobyova S.S., Zhuchenko N.A. et al. 2020. Current state of phytoplankton in the littoral area of Lake Baikal, spring 2017. *Journal of Great Lakes Research* 46(1): 17-28. DOI: [10.1016/j.jglr.2019.10.001](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.10.001)

Bondarenko N.A., Rusanov I.I., Chernitsyna S.M. et al. 2022. Structure and production potential of summer phytoplankton of Lake Baikal in the modern period. *Vodnye resursy* [Water resources] 49(1): 66-76. DOI: [10.31857/S0321059622010059](https://doi.org/10.31857/S0321059622010059) (in Russian)

Britton G. 1986. Biochemistry of natural pigments. Moscow: Mir. (In Russian)

Domysheva V., Vorobyeva S., Golobokova L. et al. 2023. Assessment of the Current Trophic Status of the Southern Baikal Littoral Zone. *Water* 15(6): 1-14. DOI: [10.3390/w15061139](https://doi.org/10.3390/w15061139)

Fedotov A.P., Khanaev I.V. 2023. Annual temperature regime of the shallow zone of Lake Baikal inferred from high-resolution data from temperature loggers. *Limnology and Freshwater Biology* 4: 119-125. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-4-119](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-4-119)

Genkal S.I., Popovskaya G.I., Bondarenko N.A. 2006. New data on the morphology, ecology and distribution of STEPHANODISCUS MEYERI (BACILARIOPHYTA). *Botanicheskij zhurnal* [Botanical Journal] 91(9): 1329-1334. (in Russian)

GOST 17.1.4.02-90. 1991. Water. Spectrophotometric determination of chlorophyll a. (in Russian)

Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9.

Kalyuzhnaya L.I., Antipova N.L. 1974. On the role of synedra in the phytoplankton of Lake Baikal. Productivity of Baikal and anthropogenic changes in its nature. Irkutsk, pp. 85 – 94. (in Russian)

Kozhova O.M., Melnik N.G. 1978. Instructions for processing plankton samples by the counting method. Irkutsk: Publishing house of Irkutsk. University.

Krashchuk L.S., Izmetieva L.R. 2004. Sedimentation of phytoplankton in Southern Baikal in summer. In: *Ecosystems and natural resources of mountain countries*. Novosibirsk, pp. 87-93. (in Russian)

Izmet'eva L.R., Silow E.A., Litchman E. 2011. Long-term dynamics of lake pelagic phytoplankton under climate change. *Inland Water Biology* 4(3): 301-307.

Pomazkina G.V., Belykh O.I., Domysheva V.M. et al. 2010. Structure and dynamics of phytoplankton in Southern Baikal (Russia). *Algologiya* [Algology] 20(1): 56-72. (in Russian)

Popovskaya G.I., Genkal S.I., Likhoshvay E.V. 2011. Diatoms of Lake Baikal plankton: Atlas - identification guide.

Novosibirsk: Nauka. (in Russian)

Popovskaya G.I., Usoltseva M.V., Domysheva V.M. et al. 2015. Spring phytoplankton of Lake Baikal according to the data of the Circum-Baikal expeditions of 2007-2011. *Geografiya i prirodnye resursy* [Geography and natural resources] 3: 74-84. (in Russian)

Popovskaya G.I. 1977. Dynamics of pelagic phytoplankton. In: *Biological productivity of Baikal pelagic zone and its variability*. Novosibirsk, pp. 5-39. (in Russian)

Popovskaya G.I. 2000. Ecological monitoring of phytoplankton in Lake Baikal. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 3: 215-225.

Popovskaya G.I. 1991. Phytoplankton of Baikal and its long-term changes (1958-1990). Novosibirsk: USSR Academy of Sciences. Siberian Branch. Center. Siberian Bot. Garden. (in Russian)

Popovskaya G.I. 1987. Phytoplankton of the deepest lake in the world. In: *Marine and freshwater plankton*. Leningrad, pp. 107-115. (in Russian)

Popovskaya G.I. 1963. Phytoplankton of the Selenga shallow waters, adjacent areas of open Baikal, sors and delta channels of the Selenga River - Listvenichnoye on Baikal. (in Russian)

Sinyukovich V.N., Georgiadi A.G., Groisman P.Y. et al. 2024. The Variation in the Water Level of Lake Baikal and Its Relationship with the Inflow and Outflow. *Water* 16(560): 1-21. DOI: [10.3390/w16040560](https://doi.org/10.3390/w16040560)

Sládeček V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie* 7: 1-218.

Sorokovikova L.M., Tomberg I.V., Sinyukovich V.N. et al. 2019. Low water level in the Selenga River and reduction of silica input to Lake Baikal. *Inland Waters* 9(4): 464-470. DOI: [10.1080/20442041.2019.1580078](https://doi.org/10.1080/20442041.2019.1580078)

Timoshkin O.A., Moore M.V., Kulikova N.N. et al. 2018. Groundwater contamination by sewage causes benthic algal outbreaks in the littoral zone of Lake Baikal (East Siberia). *Journal of Great Lakes Research* 44(2): 230-244. DOI: [10.1016/j.jglr.2018.01.008](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.01.008)

Timoshkin O.A., Samsonov D.P., Yamamuro M. et al. 2016. Rapid ecological change in the coastal zone of Lake Baikal (East Siberia): Is the site of the world's greatest freshwater biodiversity in danger? *Journal of Great Lakes Research* 42: 487-497. DOI: [10.1016/j.jglr.2016.02.011](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2016.02.011)

Tomberg I.V., Sinyukovich V.N., Ivanov V.G. et al. 2019. Transformation of the chemical composition of waters from the Barguzin River in the Barguzin Bay (Lake Baikal) *Limnology and Freshwater Biology* 4: 275-280. DOI: [10.31951/2658-3518-2019-A-4-275](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2019-A-4-275)

Tomberg I.V., Sorokovikova L.M., Sinyukovich V.N. et al. 2024. Formation of the chemical composition of the waters of Northern Baikal in the mixing zone with the waters of the tributaries. *Meteorologiya i gidrologiya* [Russian Meteorology and Hydrology] 3: 1-13. DOI: [10.52002/0130-2906-2024-3-98-110](https://doi.org/10.52002/0130-2906-2024-3-98-110) (in Russian)

Usoltseva M.V., Titova L.A., Firsova A.D. et al. 2023. Long-term dynamics of dominant diatom species abundance of spring phytoplankton in three basins of the pelagic zone of Lake Baikal in 1964-1984 and 2007-2016. *Limnology and Freshwater Biology* 2: 55-62. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-2-55](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-2-55)

Vorobyeva S.S. 2018. Phytoplankton assemblages of the Southern Baikal in 1990-1995 and 2016-2018. *Limnology and Freshwater Biology* 2: 141-143. DOI: [10.31951/2658-3518-2018-A-2-141](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2018-A-2-141)

Votintsev K.K., Meshcheryakova A.I., Popovskaya G.I. 1975. Organic matter cycle in Lake Baikal. Novosibirsk: Nauka. (in Russian)

Yasnitsky V.N., Skabichevsky A.P. 1957. Phytoplankton of Baikal. *Trudy Bajkal'skoj limnologicheskoy stancii* [Proceedings of the Baikal Limnological Station] 15: 212-262. (In Russian)

Фитопланктон мелководной зоны озера Байкал

Оригинальная статья

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Федотов А.П.^{*}, Домышева В.М.^{*}, Сакирко М.В.^{*}, Воробьева С.С.^{*}

Лимнологический институт Сибирского отделения Российской академии наук, ул. Улан-Баторская, 3, Иркутск, 664033, Россия

АННОТАЦИЯ. В статье рассматривается видовой состав, численность, биомасса прибрежного фитопланктона озера Байкал в весенний (конец мая-начало июня) и осенний (поздний сентябрь) периоды 2017-2022 гг. Станции исследования располагались по периметру озера через каждые 30-50 км. Дается характеристика развития фитопланктона в разных районах озера, и оценка степени влияния на фитопланктон природных и антропогенных факторов.

Ключевые слова: озеро Байкал, сезонный фитопланктон, антропогенная нагрузка

Для цитирования: Федотов А.П., Домышева В.М., Сакирко М.В., Воробьева С.С. Фитопланктон мелководной зоны озера Байкал // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 1. - С. 113-177. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-113

1. Введение

Первые упоминания о фитопланктоне относятся к концу XIX, началу XX века в работах Gutwinski R.O., Дорогостайского В.Г., Мейер К.М., Яснитского В.Н., Яшнова В.А. и др. При этом с расширением приборных и экспедиционных возможностей стремительно нарастала информация о количественных показателях альгофлоры Байкала и о ее географической приуроченности. Например, Яснитский В.Н. и Скабичевский А.П. (1957) отмечают 120 видов и разновидностей фитопланктона (из них в открытом озере живет около 40 видов). Поповская Г.И. (1963) отмечает, что в Селенгинском мелководье и прилегающих к нему сорах и участках открытого Байкала обнаружено 210 видов фитопланктона, а для всего Байкала более 300. В работе Вотинцев и др. (1975) указывается, что в пелагиали обнаружено 92 вида фитопланктона, при этом большая часть из них в открытом Байкале не живет, а присутствует в связи с выносом из рек, соров и заливов. А к 1990 г. в пелагиали уже регистрируется 122 вида (Генкал и др., 2006; Поповская, 1991). При этом возникает вопрос если литораль озера — это около 5% от всей площади озера, то какая численность этого фитопланктона должны быть в литорали чтобы течениями распространится на 95% площади пелагиали?

Хорошо известно, что фитопланктон Байкала имеет три эпизода максимальной продукции – весен-

ний, начинающийся подо льдом, летний, представленный пикопланктонными формами, и осенний, однако, в весенний максимум создается основная масса крупного растительного планктона (Антипова и Кожов, 1953; Антипова, 1963; Поповская, 1977; Popovskaya, 2000). При этом весенний максимум превышает осенний в одни годы в 100 раз и более, а в другие в 2-8 раз (Поповская и др., 2011). Также, отмечается широкая от 90 до 6000 мг/м³, межгодовая вариабельность биомасс фитопланктона пелагиали (Вотинцев и др., 1975; Поповская и др., 2015; Usoltseva et al., 2023). Отмечается, что корреляции между отдельными котловинами Байкала по показателям фитопланктона отсутствуют (Поповская, 1991).

Общая биомасса фитопланктона прибрежной зоне Байкала в разные годы периода 1958-1990 гг. от 2 до 18 раз была выше по сравнению с пелагиальной частью озера (Поповская, 1991). В мелководной зоне были более обильны динофитовые рода *Gymnodinium* Stein. Их биомасса масса может достигать 100-300 г/м³ (Поповская, 1987).

Начиная с 1980-х годов в пелагиали озера отмечаются существенные изменения в водорослевых сообществах, выразившиеся в снижении в весеннем планктоне *Aulacoseira baicalensis* (K. Meyer) Simonsen, возросшей численности *A. islandica* (O. Müller) Simonsen, *Synedra Ehrenberg*, *Stephanodiscus meyeri* Genkal & Popovskaya, мелкоклеточных видов

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: mix@lin.irk.ru (А.П. Федотов)

Поступила: 20 ноября 2024; Принята: 17 февраля 2025;
Опубликована online: 26 февраля 2025

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



центрических диатомей, мелких жгутиковых водорослей и массовом развитии *Nitzschia graciliformis* Lange-Bertalot & Simonsen (Поповская, 1991; Popovskaya, 2000; Bondarenko et al., 2019). В мелководной части озера в весеннем фитопланктоне отмечается увеличение обилия мелких, широко распространенных диатомей и нанопланктонных жгутиковых (Бондаренко и Логачева, 2016; Бондаренко и др., 2020). Высказывается предположение, что основными факторами, стимулирующими рост жгутиконосцев в акватории озера у притоков, подвергающихся активной антропогенной нагрузке, являются доступность легкоминерализуемых органических веществ наряду с поздним наступлением и снижением длительности ледостава на озере (Бондаренко и др., 2022).

Начиная с 2011 г. в мелководной зоне Байкала регистрируются существенные изменения и в бентосных сообществах озера, выраженные в массовом развитии нитчатой водоросли рода *Spirogyra* Link, когда ее проективное покрытие дна может достигать 100% (Timoshkin et al., 2016). Наиболее обильны эти водоросли на акваториях, прилегающих к населённым пунктам (Timoshkin et al., 2018).

Соответственно, при отмирании эти водоросли создают дополнительную порцию органического вещества в количествах, не свойственных экосистеме озера.

Другим важным событием в экосистеме Байкала наблюдаемого периода был переход от режима низкой водности притоков озера к высокой после 2018 г. (Рис. 1) (Sinyukovich et al., 2024). Эти изменения могли повлиять на поступление биогенных компонентов с речным стоком в озеро. Ширина зоны смешивания речных и байкальских вод может достигать 1-5 км (Tomberg et al., 2019; Sorokovikova et al., 2019; Томберг и др., 2024), и фитопланктон прибрежной зоны может быть чувствительным к таким изменениям. Соответственно, влияние этого природного фактора на фитопланктон так же следует рассмотреть в данной работе.

В сравнительном аспекте между фитопланктоном пелагиали и мелководной зоны, можно констатировать, что фитопланктон мелководной зоны гораздо менее изучен, исходя из численности станций наблюдений, так и продолжительности временных рядов наблюдения. Вероятнее всего, именно фитопланктон мелководно-прибрежных станций

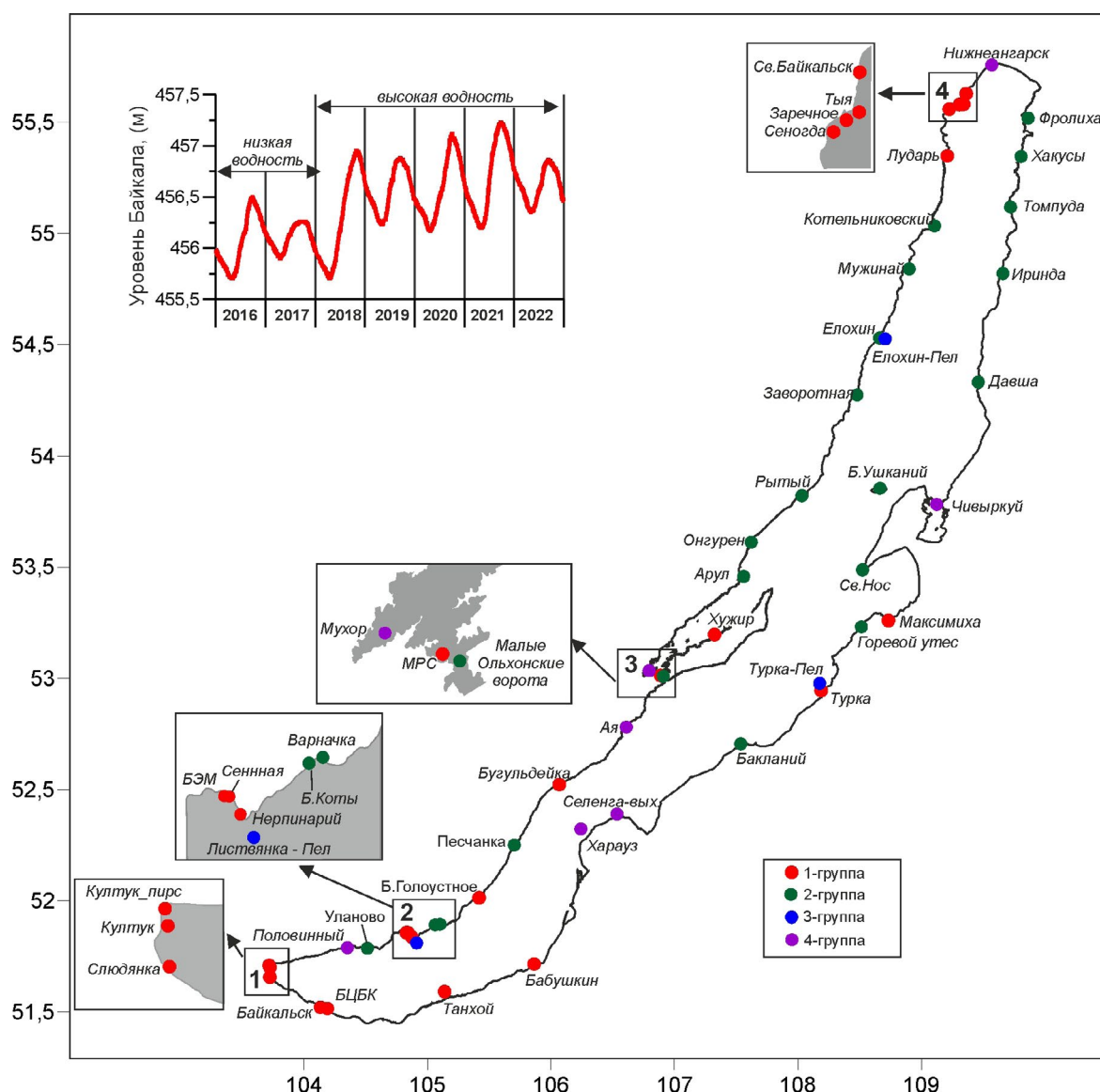


Рис.1. Расположение станций отбора проб фитопланктона в 2017-2022 гг. Цветом показана групповая принадлежность станций.

должен быть более чувствительным к антропогенному воздействию. В связи с этим, целью работы являлось описание видового состава фитопланктона мелководной зоны Байкала исходя из лимнических особенностей побережья озера и уровня антропогенной нагрузки. В последующем эти данные могут являться данными для сравнения динамики видового состава и количественных характеристик фитопланктона в различных частях Байкала.

2. Методы

Отбор проб воды выполнялся на двух типах станций с помощью батометра Нискина (Таблица 1). На первом типе станций пробы отбирали с глубины 1 м в 100-200 м от береговой линии, где глубина озера составляла в среднем от 5 до 50 м. Второй тип станций относился к пелагической части Байкала, где также пробы отбирались с 1 м глубины. Пробы отбирались с 2017-2022 гг в два сезона конец мая-начало июня (301 станция) и во второй половине сентября (283 станций).

Для выявления особенностей структуры сообществ фитопланктона в зависимости от расположе-

ния точек опробования по степени антропогенного воздействия и лимнических особенностей станции были разделены на четыре группы (Рис. 1). Первая группа – районы, сопряженные с высокой антропогенной нагрузкой. В Первую группу вошли п. Култук, г. Слюдянка, г. Байкальск, БЦБК (Бывший Байкальский целлюлозно-бумажный комбинат), п. Танхой, г. Бабушкин, п. Турка, п. Максимиха, г. Северобайкальск, устье р. Тья, п.Заречное, бух.Сеногда, с. Байкальское (мыс Лударь), п. Хужир, ст. МРС (п.Сахюрта), п. Бугульдейка, п. Большое Голоустное, в акватории, сопряженной с п. Листвянка отбирались станции Сенная, Нерпинарий и БЭМ.

Вторая группа - районы с низкой или отсутствующей антропогенной нагрузкой. Это станции: Уланово, мыс. Бакланий, мыс. Горовой утес, п-в Святой Нос (м. Нижнее Изголовье), о. Большой Ушканий, п. Давша, бух. Иринда, бух. Томпуда, зал. Хакусы, бух. Фролиха, м. Котельниковский, м. Мужинай, мыс.Елохин, бух. Заворотная, м. Онгурены, м. Рытый, м. Арул, Малые ворота (пролив Малые Ольхонские ворота), бух. Песчанная, бух. Варначка, п. Большие Коты.

Таблица 1. Станции пробоотбора

Е	Н	Станция	Глубина, м	Е	Н	Станция	Глубина, м
105,864	51,724	Бабушкин	12	108,664	54,538	Елохин	9
104,135	51,529	Байкальск	20	108,480	54,282	Заворотный	10
106,069	52,530	Бугульдейка	26	109,663	54,829	Иринда	16
104,190	51,523	БЦБК	13	109,108	55,043	Котельниковский	20
105,419	52,021	Б.Голоустная	20	108,903	54,849	Мужинай	15
109,311	55,588	Заречное	5	108,525	53,495	Св.Нос	30
103,725	51,708	Култук	36	106,911	53,018	Малые Ольхонские ворота	18
109,212	55,357	Лударь	16	107,624	53,620	Онгурен	13
108,735	53,268	Максимиха	5	105,705	52,259	Песчанка	7
106,890	53,021	МРС	4	108,034	53,829	Рытый	44
109,365	55,637	Северобайкальск	18	109,725	55,127	Томпуда	26
109,228	55,567	Сеногда	8	108,666	53,863	Б.Ушканий	20
103,724	51,664	Слюдянка	16	109,866	55,526	Фролиха	23
105,125	51,648	Танхой	19	109,809	55,355	Хакусы	6
108,191	52,953	Турка	22	105,064	51,900	Б.Коты	25
109,345	55,590	Тья	8	104,514	51,795	Уланово	15
107,326	53,205	Хужир	16	108,709	54,534	Елохин-пел	
104,830	51,864	БЭМ	20	108,178	52,985	Турка-пел.	
103,719	51,718	Култук-пирс	6	104,913	51,818	Листвянка-пел	
104,843	51,864	Нерпинарий	16	106,612	52,789	Ая	10
104,875	51,844	Сенная	36	109,572	55,766	Нижнеангарск	8
107,562	53,466	Арул	15	106,797	53,043	Мухор	5
107,539	52,714	Бакланий	12	106,536	52,399	Селен-В	10
105,103	51,902	Варначка	22	106,243	52,331	Харауз В	20
108,515	53,240	Горовой утес	6	109,125	53,790	Чивыркуй	20
109,462	54,340	Давша	17	104,352	51,797	Половинный	25

В третью группу вошли пелагические станции напротив (1-2 км) п. Листвянка, м. Елохин и п. Турка. В четвертую группы вошли районы, граничащие с устьевыми зонами рек, и крупные заливы. Это р. Селенга (ст. Харауз и ст. Селенга-Выход), р. Верхняя Ангара (вблизи п. Нижнеангарск), зал. Мухор (Малое Море), бух. Ая, мыс Половинный (р. Большая Половинная) и Чивыркуйский залив.

Для измерения хлорофилла "а" воду фильтровали через мембранный фильтр 0.45 мкм, затем пигменты водорослей экстрагировали 90% ацетоном. Спектрофотометрическое измерение ацетонового экстракта проводили до и после подкисления соляной кислотой. Расчет концентрации хлорофилла "а" основывался на известных удельных спектральных показателях поглощения света *Chl* (ГОСТ 17.1.4.02-90). Для анализа фитопланктона пробы объемом 1 л фиксировали раствором Люголя и затем концентрировали путем осаждения. Водоросли подсчитывали дважды в камере объемом 0.1 мл под световым микроскопом Amplival с увеличением $\times 800$ и $\times 2000$. Биомассу определяли с учетом объема отдельных клеток (Кожова и Мельник, 1978; Белых и др., 2011).

Из анализа исключались редкие виды фитопланктона, которые за весь период исследований на всех станциях имели встречаемость менее 5%. Статистическая обработка данных велась в PAST 4.17 (Hammer et al., 2001). Видовое разнообразие оценивалось на основе индекса Шеннона и Симпсона. Межгодовая устойчивость видового состава для каждой станции оценивалась на основе индекса Жаккара. Например, сравнивалось как видовой

состав 2017 г. отличается от такового в 2018, 2019, 2020, 2021 и 2022 гг., и так далее с перебором всех возможных комбинаций. Дистанция Брея-Кертиса использовалась при непараметрическом многомерном шкалировании (nMDS) и кластерном анализе. Определение численных параметров границ кластеров производилось на основе метода K-medoids.

Индекс сапробности рассчитывался индекс сапробности конкретного вида по литературным данным (Барина и др., 2006; Водоросли: справочник, 1989). Байкальским эндемикам присваивался индекс 0.4 (ксено-олигасопробийон).

3. Результаты и дискуссия

3.1. Весенний фитопланктон

Видовой состав, разнообразие и биомасса

В весеннем фитопланктоне доминировали диатомовые водоросли. Если рассматривать сообщество фитопланктона по биомассе, то диатомовые были абсолютными доминантами (67,5%), доля золотистых составляла 15%. Средняя биомасса диатомовых в 1, 2, 3 и 4 группах была 756, 561, 713 и 904 мг/м³, соответственно (Рис. 2). Хотя в 2021 г. на станциях 3 и 4 групп средние биомассы достигали до 1200 мг/м³. Максимально наблюдаемое значение биомассы (3901 мг/м³) было у *St. meyeri* на ст. МРС в 2022 г. Межгодовая изменчивость отклонения осреднённых значений биомасс среди диатомовых весьма значительная, от 163 (1 группа) до 454 (3 группа) мг/м³.

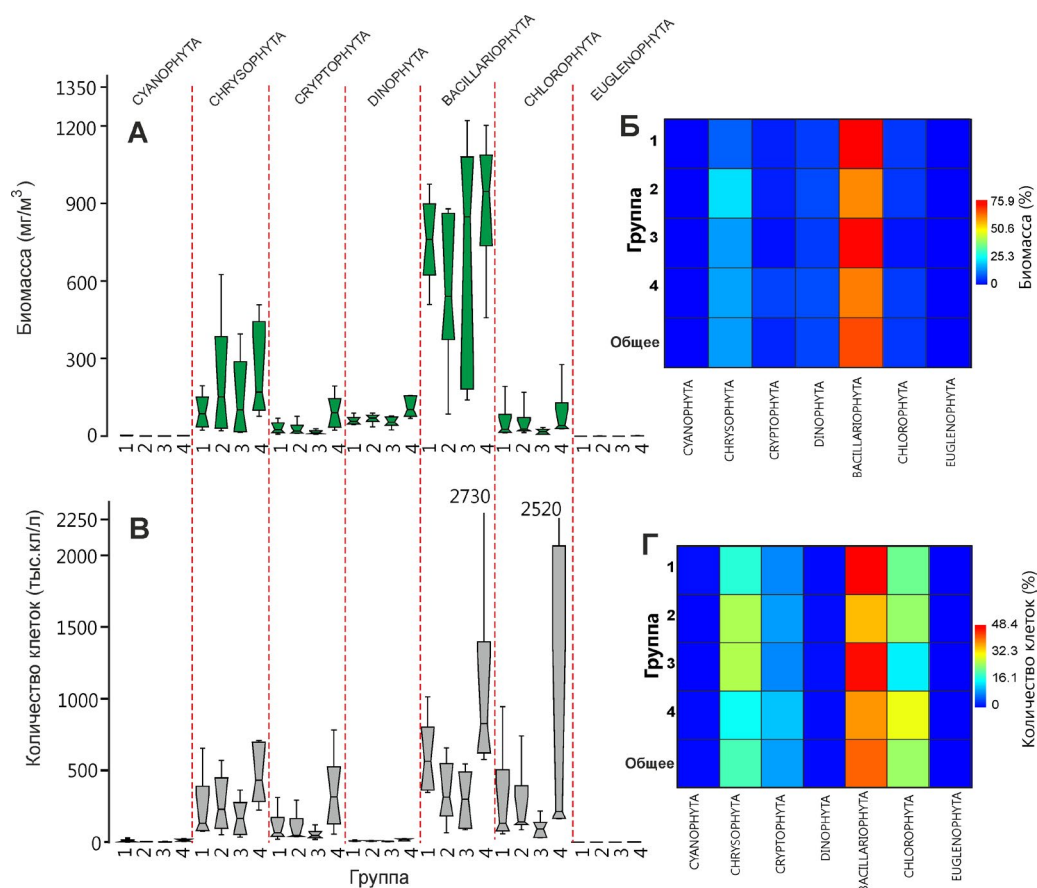


Рис.2. Распределение значений биомассы (А) и численности фитопланктона (В) на станциях разных групп. Осреднённые значения доли таксонов фитопланктона (Б, Г).

Средняя биомасса золотистых водорослей в 1, 2, 3 и 4 группах была 94, 214, 167 и 242 мг/м³, соответственно (Рис. 2). Максимальное наблюдаемое значение биомассы (1641 мг/м³) было у *Dinobryon cylindricum* Imhof на ст. Арул в 2017 г. Межгодовое отклонение осреднённых значений биомасс среди золотистых варьировало от 66 (1 группа) до 237 (2 группа) мг/м³. Средние биомассы других отделов фитопланктона в большинстве случаев не превышали 100 мг/м³ (Рис. 2). Хотя в единичных случаях могли достигать значительно высоких показателей. Так биомасса зеленой водоросли *Dictyosphaerium pulchellum* Wood была 1179 мг/м³ в зал. Мухор в 2019 г.

Наибольшие значения биомасс фитопланктона регистрировались на станциях 4 группы, где среднее значение составило 1443 мг/м³. Размах колебаний биомасс и их средние значения на станциях 1-3 групп были схожими. Так средние значения были 974, 933 и 945 мг/м³ для станций 1, 2 и 3 групп, соответственно.

Диапазон межгодовых колебаний значений биомассы фитопланктона на станциях весьма значителен и может достигать несколько тысяч мг/м³ (Рис. 3). Если рассматривать максимальные значения биомасс, зарегистрированных для каждого года, то среди станций 1-й группы максимум отме-

чен на ст. МРС (4913 мг/м³) в 2022 г., хотя в 2021 было 277 мг/м³. Для 2-й группы - 3803 мг/м³ на ст. Котельниковский в 2022 г., а в 2017 эта величина была 92 мг/м³. Для 3-й группы - 3505 мг/м³ на ст. Елохин-Пелагиаль и 97 мг/м³ в 2018 г. Для 4-й группы - 3154 мг/м³ на ст. Харауз в 2019 г. и 697 мг/м³ в 2018 г.

В многолетнем аспекте, наиболее стабильны были станции Южного Байкала в районе пос. Листвянка и Б. Коты. Если рассматривать средние значения биомасс для 2017-2022 гг., то станции можно разделить на три класса: 60-799, 800-1359, и 1360-2100 мг/м³ (Рис. 3). При этом минимальные значения биомассы регистрировались на станциях, расположенных как с высокой, так и низкой антропогенной нагрузкой

Высокие значения биомасс помимо станций, относящихся к 4-й группе, регистрировались также в районе городов Байкальск, Бабушкин и в районе полуострова Св. Нос (Рис. 3).

Было произведено сравнение интенсивности развития биомассы фитопланктона от продолжительности безледного периода на момент отбора пробы (Рис. 4). Во всех случаях на начало экспедиции Южная котловина около месяца находилась без ледового покрова и низкие значения биомасс на южных станциях могли быть объяснены, что раз-

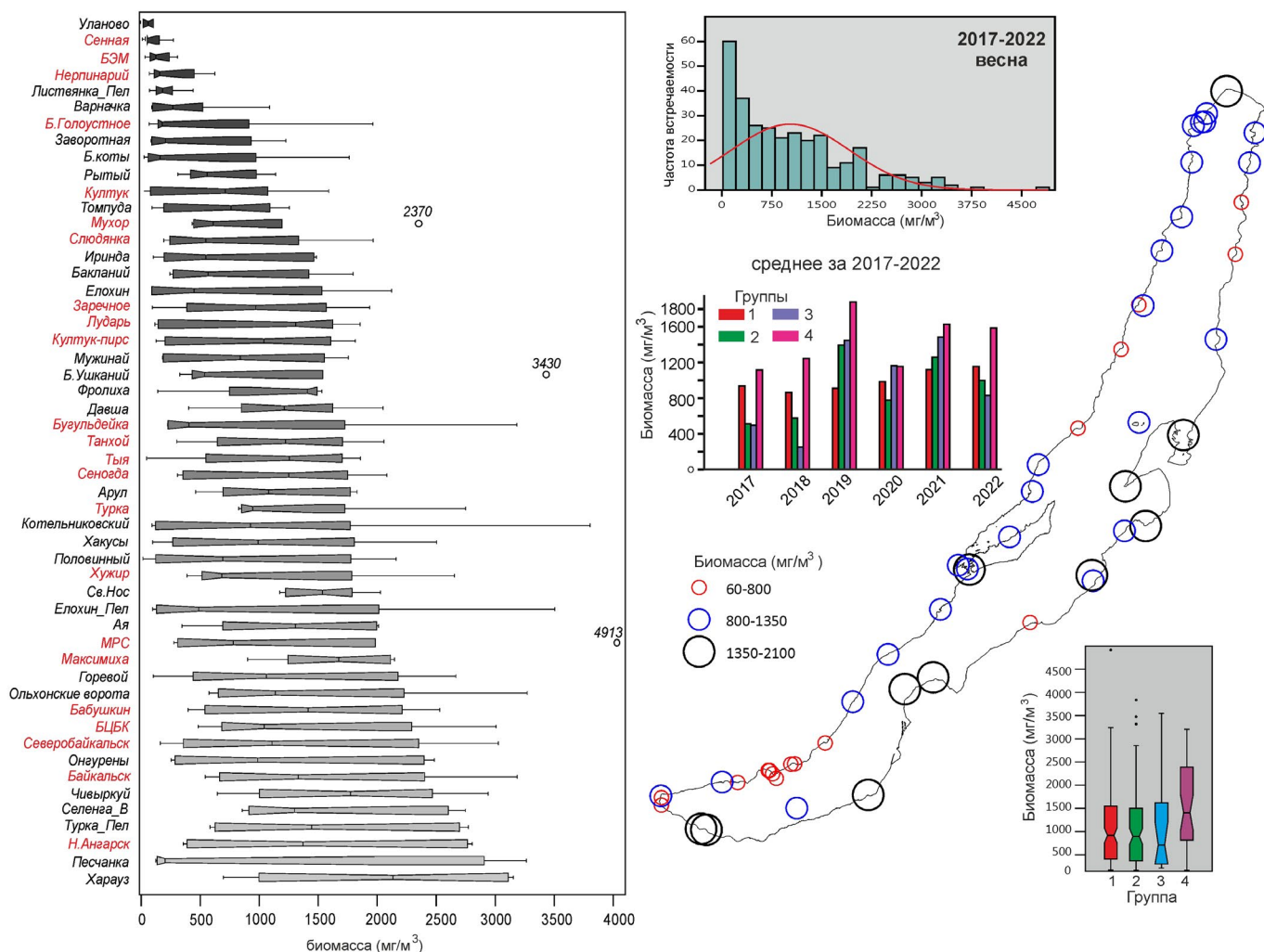


Рис.3. Распределения биомасс по станциям весной 2017-2022 гг. На левой панели станции, выделенные красным цветом, относятся к 1 группе станций, сопряженных с высокой антропогенной нагрузкой.

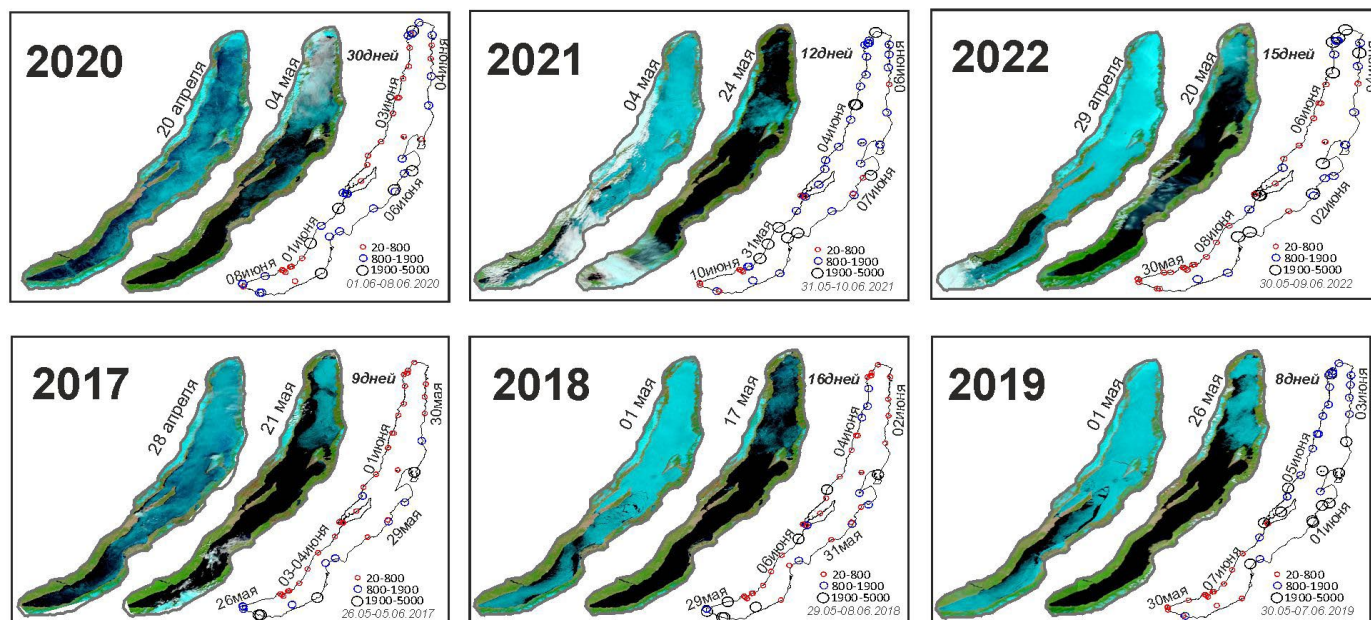


Рис.4. Состояние ледового покрова в момент вскрытия Южной (левый снимок) и Северной (правый снимок) котловин Байкала. Горизонтальные надписи - число дней в котором находилась северная оконечность озера в безледном состоянии на момент проведения экспедиции. На схеме показаны биомассы на станциях и дата отбора проб.

витие фитопланктона находится в завершающей стадии. Однако, это не всегда так происходило в межгодовом аспекте. Например, в 2021 г. на станциях Б. Коты, Б. Голоустное, Песчанка, Бугульдейка регистрировались повышенные биомассы. Станции Северного Байкала на момент опробования чаще всего находились без ледового покрова 12-15 дней, с минимальной продолжительностью 8 дней в 2019 г. и максимальной продолжительностью 30 дней в 2020 г. Однако, и при таких временных разбросах нет однозначной линейной взаимосвязи между значениями биомасс фитопланктона и с момента очищения ото льда до отбора проб. Показательна станция о. Б. Ушканий. В 2019 г. она на момент исследования была в безледном состоянии около 8 дней. Значение биомассы фитопланктона в этот момент было зарегистрировано 3430 мг/м³. Хотя наиболее частые, регистрируемые значения биомасса фитопланктона для этой станции были в диапазоне 360-550 мг/м³.

Для характеристики физиологического состояния водорослевого сообщества большое значение имеют данные о содержании феофитина – первичного продукта распада хлорофилла. Старение или распад хлоропластов ведет к разрушению хлорофилла, теряется ион Mg²⁺, что приводит к образованию феофитина. Таким образом, отношение хлорофилла-а к феофитину а (chl-a/фео) меньше 1, указывает на отмирание и разложение водорослей (Бриттон, 1986). Распределение индекса chl-a/фео на станциях в 2021 г. показывает весьма странную картину (Рис. 5). Так станции Южного и Среднего Байкала несмотря на то, что на момент пробоотбора находились уже 26-36 дней в безледных условиях имели высокие значения этого индекса, что свидетельствует о «молодом» сообществе фитопланктона. В то время у станций Северного Байкала, который находился в безледных условиях примерно

12 дней, этот индекс был ниже 1, что говорит о «старом» сообществе, хотя биомасса фитопланктона была высокой. Это можно было бы объяснить, что в Южном и Среднем Байкале преобладали мелко-клеточные формы фитопланктона, с высокой скоростью деления клеток и быстро продуцирующие «молодое сообщество» при низкой биомассе. В то время как в Северном Байкале доминировали крупноклеточные формы. Однако, анализ размерности фитопланктона Южного и Северного Байкала, показывает, что основным доминантом в обоих случаях были мелкоклеточные формы с размерами до 4µm³ и они были более многочисленны в Северном Байкале (Рис. 5). В 2022 и 2023 гг. такого аномального распределения индекса не наблюдалось.

Если сравнивать распределение пигментных характеристик по станциям за 2021-2022 гг. методом UMAP, то можно увидеть три четких кластера (Рис. 5). Только кластер 2 представлен станциями, принадлежащими к одной Северной котловине. Кластеры 1 и 3 представлены станциями всех трех котловин и пролива Малое Море, причем в одном кластере находятся станции, крайне удаленные друг от друга. Например, ст. Хакусы и Култук в кластере 3, или ст. БЦБК и Н. Ангарск в кластере 1. При этом следует отметить, что станции кластеров 1 и 2 крайне непохожи между собой по пигментным характеристикам, хотя имеют географическую близость. Например, ст. БЦБК (кластер 1) и Слюдянка (кластер 3).

Таким образом, мы не находим весомих доказательств того что, продолжительность безледного периода весной является ключевым фактором в развитии весеннего фитопланктона.

Если рассматривать критерий численность клеток, то в доминантах будут диатомовые (42%), зеленые водоросли (26%) и золотистые (20%) (Рис. 2). Средняя численность диатомовых в группах

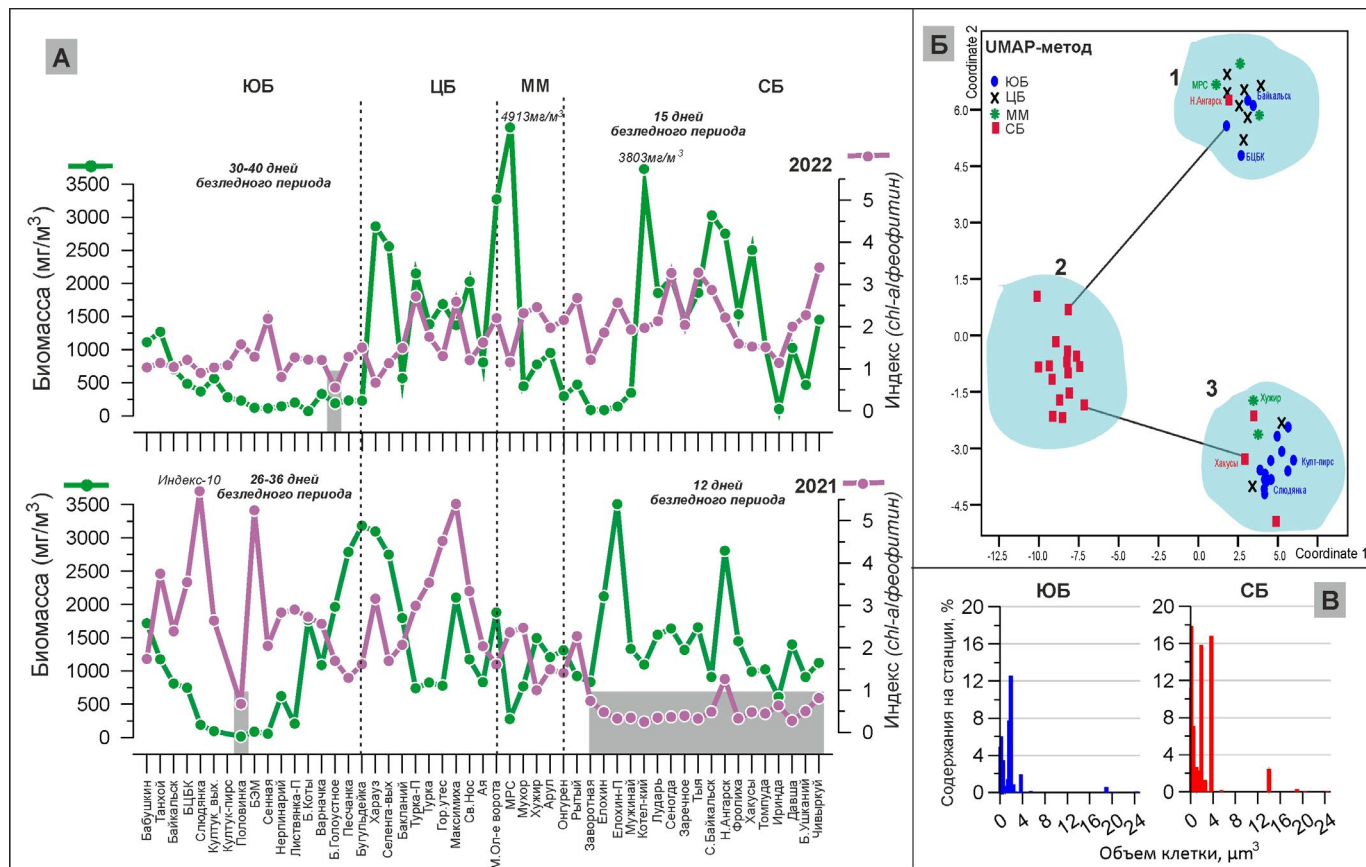


Рис.5. Панель А – соотношение биомассы (зеленная кривая) и индекса - chl-a/фео (сиреневая кривая). Серый прямоугольник – выделяет станции с повышенными значениями феофитина, маркирующие «старение» сообщества фитопланктона. Панель Б – результаты метода UMAP (искалось 10 соседей, min.dist 0.2). Панель В – Распределение фитопланктона по объему клеток. На всех панелях сокращения - Северный Байкал (СБ), Южный Байкал (ЮБ), Средний Байкал (ЦБ), Малое Море (ММ).

1, 2, 3 и 4 была 598, 346, 299 и 1091 тыс.кл./л, соответственно. Максимальную численность (9768 тыс. кл./л) среди диатомей имел *Stephanodiscus minutulus* (Kützing) Cleve, Möller в 2021 г. на ст. Селенга-выход. Средняя численность зеленых водорослей в группах 1, 2, 3 и 4 была 284, 253, 95 и 865,5 тыс. кл./л, соответственно. Максимальную численность (7968 тыс.кл./л) показал *Dictyosphaerium* sp. в 2022 г. в Чивыркуйском заливе. Средняя численность золотистых водорослей в группах 1, 2, 3 и 4 была 228, 265, 172, и 464 тыс.кл./л, соответственно. Максимальную численность (5000 тыс.кл./л) среди гаптофитовых имел *Chrysochromulina parva* Lackey на ст. Максимиха в 2020 г. Средняя численность сине-зеленых водорослей не превышала 12,8 тыс.кл./л, криптофитовых - 343 тыс.кл./л, динофитовых - 15,6 тыс.кл./л и евгленовых - 0,2 тыс.кл./л. Фитопланктон был наиболее обилен на станциях 4 группы (Рис. 2).

Видовой состав на станциях не очень богат. Наиболее часто встречаются станции в которых обнаруживается 15-22 вида. Минимальное количество видов (3) было на ст. Сенная в 2017 г. Наиболее высокие значения видового разнообразия 40-45 видов имели станции расположенные в районе дельты Селенги. Видовое разнообразие станций 1-3 групп сопоставимо, но на станциях 1-й группы чаще отмечаются выбросы от среднего значения (Рис. 6). Станции 4-й группы характеризуются наибольшим видовым разнообразием.

Если рассматривать среднееголетние значения, то по видовому богатству станции делятся на три класса в которых количество видов 13-19, 20-26 и 27-41. Станции первого класса численно доминируют. Наиболее часто они встречаются в Южном Байкале и вдоль западного побережья Северного Байкала (Рис. 6). Использование индексов Симпсона и Шеннона, показывает, что с позиции видового разнообразия и доминирования не выявляются значимые различия между всеми четырьмя группами (Рис. 6) в многолетнем аспекте. Хотя распределение индекса Симпсона для станций 1-й группы смещено к невысоким значениям, свидетельствующее, что в некоторые годы на станциях доминировал один вид. Средние значения этих индексов для ряда 2017-2022 гг., показывают, что большинство станций южной и центральной котловин характеризуются невысоким видоразнообразием с преобладанием нескольких видов на станциях.

Среди цианобактерий идентифицировано 16 видов, *Anabaena* Bornet & Flahault (пять видов, один sp.), *Aphanizomenon flos-aquae* Ralfs ex Bornet & Flahault, *Gloeocapsa limnetica* (Lemmermann) Hollerbach, *Gomphosphaeria lacustris* Chodat, *Lyngbya limnetica* (Campbell), *Anagnostidis*, *Marssonella elegans* Lemmermann, *Merismopedia tenuissima* Lemmermann, *Oscillatoria* Vaucher ex Gomont (три sp.), *Phormidium* Kützing ex Gomont (один sp.). *Anabaena* sp. является абсолютным доминантам со средним содержанием

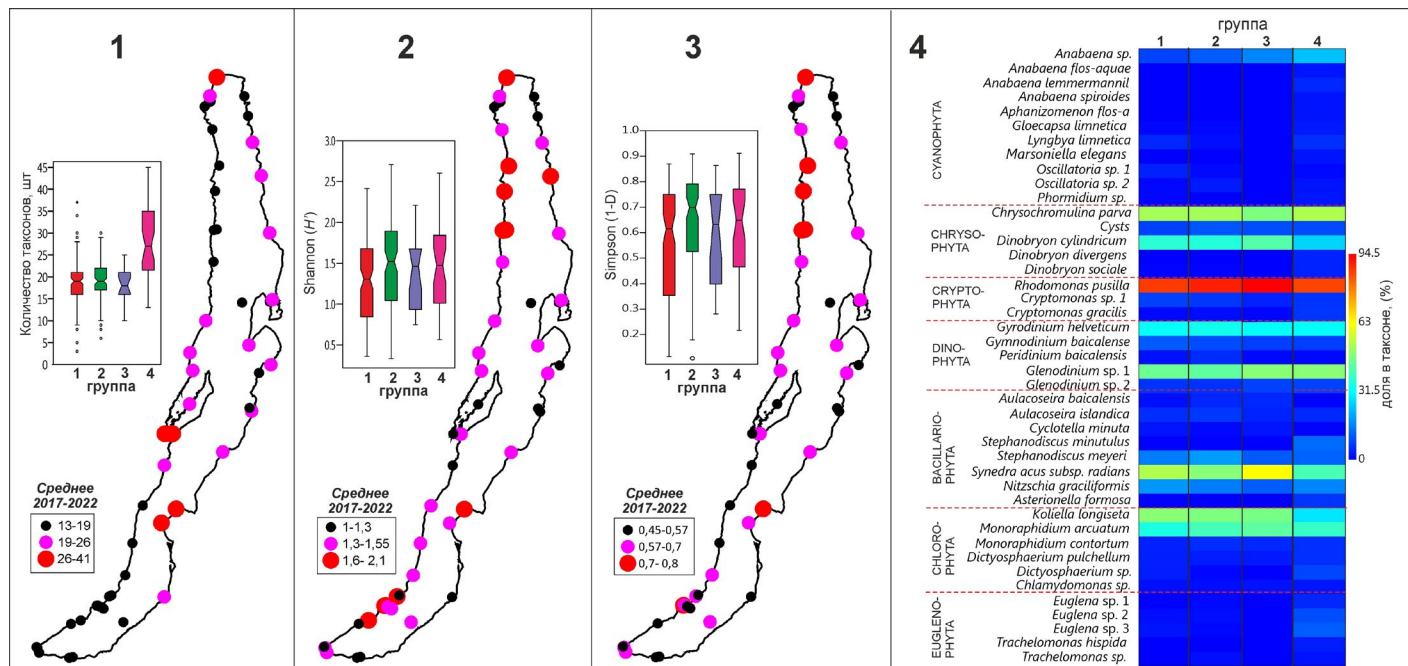


Рис.6. Видовое разнообразие фитопланктона. 1- число видов на станциях, 2-индекс Шеннона, 3 - индекс Симпсона, 4 - среднееголетняя доля вида в своем таксоне (показаны только доминантные виды, численность которых более 4% в таксоне).

8,3, 11,5, 16,7 и 23,9% в группе 1, 2, 3 и 4, соответственно. *L. limnetica* является субдоминантом со средним содержанием 5,8% в 4-й группе (Таблица 2).

Золотистые водоросли были представлены 11 видами: *Chromulina* sp., *Ch. melosirae*, *Chrysosphaerella baicalensis* Popovskaya, *Dinobryon bavaricum* Imhof, *D. cylindricum*, *D. divergens*, *D. sociale* (Ehrenberg), Ehrenberg, *Dinobryon* sp. 1, *Kephyrion* sp., *Mallomonas vannigera* Asmund, *Synura petersenii* Korshikov, и цистами. Среди золотистых и гаптофитовых доминантом является *Ch. parva*, средняя доля которой составляла 47-53% и *Dinobryon cylindricum* (27-36%).

В состав криптофитовых водорослей входили восемь видов: *Rhodomonas pusilla* (Bachmann) Javornický, *Cryptomonas* sp. 1, sp. 2, *C. erosa* Ehrenberg, *C. gracilis* Skuja, *C. marssonii* Skuja, *C. ovata* Ehrenberg, *C. reflexa* (Marsson) Skuja, 1939. Абсолютным доминантом среди криптофитовых является *Rh. pusilla* (98-100%).

Диофитовые представлены шестью видами *Gyrodinium helveticum* (Penard) Takano, Horiguchi, *Gymnodinium baicalense* Antipova, *Peridinium baicalense* Kisselev, Zvetkov, *Peridinium* sp. (euriceps), *Glenodinium* sp. 1, sp. 2. Среди которых во всех группах доминируют *Glenodinium* sp. 1 (43-48%) и *G. helveticum* (31-34%).

Диатомовые водоросли представлены 27 видами *A. baicalensis*, *A. islandica*, *A. granulata* (Ehrenberg), Simonsen, *Aulacoseira* sp., *Melosira varians* Agardh, *Cyclotella minuta* (Skvortsov) Antipova, *C. baicalensis* Skvortsov, Meyer, 1928, *C. ocellata* Pantocsek, *C. meneghiniana* Kützing, *Cyclostephanos dubius* (Hustedt) Round, *Stephanodiscus minutulus*, *St. hantzschii*, *St. meyeri*, *St. makarovae* Genkal, *Stephanodiscus* sp. 1, *Synedra acus* subsp. *radians* (Kützing) Skabichevskij, *S. ulna* (Nitzsch) Ehrenberg, *S. ulna* var. *danica* (Kützing) Van Heurck, *S. acus* Kützing, *N. graciliformis*, *Nitzschia* sp., *Fragilaria crotonensis*

Kitton, *F. capucina* Desmazières, *Tabellaria flocculosa* (Roth) Kützing, *Diatoma elongatum* (Lyngbye) Agardh, *Asterionella formosa* Hassall, *Ellerbeckia teres* (Brun) Crawford ex Houk & al., а также споры + аукоспоры. Во всех группах доминировала *S. acus* subsp. *radians* (40-63%), когда минимальная и максимальная ее доля была в 4-й и 3й группах, соответственно. Менее многочисленными (11-19% среди диатомей) были *N. graciliformis* и *St. meyeri*. Доля других диатомовых видов не превышала 7%, а зачастую была меньше 1%.

Самой многочисленной группой были зеленые водоросли (34 вида): *Koliella longiseta* (Vischer) Hindák, *Monoraphidium arcuatum* (Korshikov) Hindák, *M. contortum* (Thuret) Komárková-Legnerová, *Ankistrodesmus* sp. 1, *Elakatothrix genevensis* (Reverdin) Hindák, *Actinastrum hantzschii* Lagerheim, *Binuclearia lauterbornii* (Schmidle) Proshkina-Lavrenko, *Closterium* sp., *C. ehrenbergii* Meneghini ex Ralfs, *C. moniliferum* Ehrenberg ex Ralfs, *Coelastrum microporum* Nägeli, *Cosmarium* sp., *Dictyosphaerium pulchellum*, *Dictyosphaerium* sp., *Kirchneriella intermedia* Korshikov, *Lagerheimia genevensis* (Chodat) Chodat, *Pediastrum boryanum* (Turpin) Meneghini, *P. duplex* Meyen, *P. tetras* (Ehrenberg) Ralfs, *Scenedesmus acuminatus* (Lagerheim) Chodat, *S. acuminatus* var. *biseriatus* Reinhard, *S. bijugatus* Kützing, *S. denticulatus* Lagerheim, *S. obliquus* (Turpin) Kützing, *S. quadricauda* Chodat, *S. acuminatus* var. *elongatus* Smith, *S. sp.*, *Schroederia setigera* (Schröder) Lemmermann, *Sphaerocystis schroeteri* Chodat, *Staurodesmus* sp., *Oocystis lacustris* Chodat, *Oocystis* sp., *Chlamydomonas* sp., *Volvox aureus* Ehrenberg. Несмотря на такое видовое обилие, в значимых количествах среди зеленых водорослей отмечены *K. longiseta* (28-48%, минимум в 4-й группе станций), *M. arcuatum* (34-43%, равномерно распределен по всем группам станций), *M. contortum* (4-6%, равномерно распределен по всем группам

Таблица 2. Численные характеристики видового состава весеннего фитопланктона в 2017-2022 гг.

Вид	Численность (тыс. кл./л)												Биомасса мг/м3											
	1-я группа			2-я группа			3-я группа			4-я группа			1-я группа			2-я группа			3-я группа			4-я группа		
	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс
<i>Anabaena</i> sp.	9	7	563	0.52	1.6	32	0.14	1.1	16	0.2	5	34	1.1	0.9	73.2	0.1	0.2	4.2	0.02	0.14	2.08	0.026	0.7	4.4
<i>Anabaena flos-aquae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	1.3	38	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.63	0.1	3.8
<i>Anabaena lemmermannii</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.95	0.6	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1615	0.1	1.7
<i>Anabaena spiroides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0.8	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.121	0.1	2.3
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	0.02	0.0002	0.02	0	0	0	0	0	0	39	1.0	39	0.0002	1.6E-06	0.0002	0	0	0	0	0	0	0.39	0.01	0.4
<i>Gloeocapsa limnetica</i>	0.08	0.001	0.08	0.08	0.001	0.08	0	0	0	0.1	0.1	2	0.01	5.12E-05	0.006	0.01	5.47E-05	0.01	0	0	0	0.008	0.01	0.2
<i>Lyngbya limnetica</i>	0.08	0.4	50	0.38	0.013	1.1	0	0	0	20	2.5	53	0.01	0.05	6	0.04	0.001	0.1	0	0	0	2.2	0.3	5.83
<i>Marssoniiella elegans</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12	0.3	11.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.01	0.00	0.01
<i>Oscillatoria</i> sp. 1	2.2	1.5	121	0.41	0.09	6.3	0	0	0	0.2	0.005	0.2	0.6	0.4	35	0.12	0.03	1.8	0	0	0	0.06	0.00	0.06
<i>Oscillatoria</i> sp. 2	9	0.1	9	3.2	0.32	18.2	0	0	0	2.3	0.1	2.3	0.9	0.01	1	0.3	0.03	1.8	0	0	0	0.2	0.01	0.23
<i>Oscillatoria</i>	2.4	0.0	2.4	1.1	0.07	7	0	0	0	0	0	0	0.3	0.002	0.3	0.1	0.01	0.8	0	0	0	0	0	0
<i>Chrysochromulina parva</i>	0.23	177.5	5003	0.06	139	6135	1.15	86	999	0.09	291	3583	0.01	9	250	0.003	7.0	307	0.1	4	50	0.005	15	179
Cysts	0.09	8.7	233	0.02	25.53	483	0.38	13.1	183	0.15	48	1129	0.045	4	117	0.01	13	242	0.2	7	92	0.1	24	565
<i>Dinobryon cylindricum</i>	0.09	42	402	0.08	99	881	0.3	70.6	470	0.1	87	1374	0.17	79	764	0.152	188	1674	1	134	893	0.2	165	2611
<i>Dinobryon divergens</i>	0.13	0.6	65	0	0	0	0	0	0	0.69	22	340	0.14	0.7	72	0	0	0	0	0	0	0.8	24	374
<i>Dinobryon sociale</i>	0.3	0.2	4.12	0.4	0.43	33	0.73	0.04	0.73	0.59	9	114	0.1	0.0	1	0.1	0.1	8	0.2	0.01	0.2	0.1	2	26
<i>Rhodomonas pusilla</i>	0.38	100.8	2991	0.3	93.19	3681	1.75	51.9	268	0.15	336	3480	0.1	21.2	628	0.1	19.6	773	0.4	11	56	0.0	71	731
<i>Cryptomonas</i> sp. 1	0.07	4.3	149.9	0.13	2.98	31.8	0.1	1.5	18	0.1	9	133	0.112	6.8	240	0.2	4.8	51	0.16	2.3	29	0.2	15	213
<i>Cryptomonas gracilis</i>	0.07	0.7	12.5	0.07	1.55	84	0.52	0.5	3.7	0.09	2	18.2	0.14	1.4	25	0.1	3.1	168	1.04	1.0	7.4	0.2	4	36
<i>Gyrodinium helveticum</i>	0.02	1.8	10.4	0.03	2.02	20.3	0.1	1.8	10	0.1	4	17.4	0.38	33.4	197.6	0.6	38.3	386	1.9	33.3	198	1.9	68	331
<i>Gymnodinium baicalense</i>	0.06	0.7	8.6	0.07	0.51	6.63	0.07	0.5	2.9	0.15	0.9	11	1.224	14.8	175	1.4	10.3	135	1.4	11.1	59	3.1	18	224
<i>Petridinium baicalense</i>	0.06	0.1	2.1	0.08	0.46	26	0.2	0.2	1.18	0.1	0.1	1.8	1.464	3.1	51.24	2.0	11.2	634	4.1	4	29	2.4	2	44

Вид	Численность (тыс. кл./л)												Биомасса мг/м3											
	1-я группа			2-я группа			3-я группа			4-я группа			1-я группа			2-я группа			3-я группа			4-я группа		
	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс
<i>Glenodinium</i> sp. 1	0.1	4.2	193	0.06	3.23	67	0.2	2.6	8	0.68	9	84	0.144	6.1	278	0.1	4.7	96	0.2	4	12	1.0	14	121
<i>Glenodinium</i> sp. 2	0.08	0.4	6.7	0.04	0.43	12	0.2	0.4	4	0.11	1.2	11	0.44	2.0	36.85	0.2	2.4	66	1.0	2.4	22	0.6	6	61
<i>Aulacoseira baicalensis</i>	0.07	2.0	38	0.07	5.05	112	0.04	12.6	192	0.12	1.8	16.5	0.98	27.8	532	1.0	70.7	1568	0.6	176	2688	1.7	25	231
<i>Aulacoseira islandica</i>	0.07	18	312	0.03	15.70	272	0.08	5.5	49	0.15	26	449	0.259	65.2	1153	0.1	58.1	1006	0.3	20	181	0.6	96	1661
<i>Cyclotella minuta</i>	0.06	1.1	48	0.06	0.64	6.1	0.14	1.0	10	0.08	0.4	2.52	0.14	2.5	113	0.1	1.5	14	0.3	2.3	25	0.2	1	6
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	0.8	6	748	0.26	5.48	624	0.7	0.04	0.7	7.6	413	9768	0.15	1.2	142	0.0	1.0	119	0.1	0.01	0.133	1.4	78	1856
<i>Stephanodiscus meyeri</i>	0.1	175	3681	0.1	170.11	2515	0.2	16	155	0.34	95.9	2277	0.10	186	3902	0.1	180.3	2666	0.2	16.6	165	0.4	102	2414
<i>Synedra acus</i> subsp. <i>radians</i>	0.4	224	1400	0.39	132	1630	0.3	256	1393	0.23	280	1072	0.68	426	2659	0.7	250.9	3097	0.5	486	2647	0.4	533	2037
<i>Synedra ulna</i> var. <i>danica</i>	0.1	1.4	42	0.06	0.80	14	0.08	0.5	5.5	0.15	0.7	3.42	0.20	4.5	138	0.2	2.6	46	0.3	1.7	18	0.5	2.2	11
<i>Synedra acus</i>	0.3	1.0	39	0.24	1.30	93	1.82	0.1	1.82	0.14	5.2	110	0.07	0.2	8	0.05	0.3	19	0.4	0.02	0.4	0.0	1.0	22
<i>Nitzschia graciliformis</i>	0.1	167	5040	0.15	26	806	0.12	5.4	50	0.07	193.1	1740	0.02	36.8	1109	0.03	5.7	177	0.0	1.2	11	0.0	42	383
<i>Asterionella formosa</i>	0.08	0.8	37	0.17	0.42	14.6	0.38	0.2	2.1	0.07	21.6	335	0.05	0.5	24	0.1	0.3	9	0.2	0.1	1.3	0.0	14	214
<i>Koliella longiseta</i>	0.1	157	3520	0.1	147	4449	0.55	33.7	181	0.29	92.6	1480	0.02	37.6	845	0.02	35.2	1068	0.1	8.1	43	0.1	22	355
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	0.36	42	1004	0.2	47	644	0.91	55.7	460	0.15	94.0	606	0.05	6.3	151	0.03	7.1	97	0.1	8.4	69	0.0	14	91
<i>Monoraphidium contortum</i>	0.08	4.4	98	0.08	12	411	0.1	1.9	30.6	0.11	29.4	518	0.01	0.6	13	0.01	1.6	53	0.0	0.2	4	0.0	4	67
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	2.1	60	3900	0.16	19	1980	29	4.1	45	1.9	247.7	9828	0.25	7.2	468	0.02	2.3	238	3.5	0.5	5.4	0.2	30	1179
<i>Dictyosphaerium</i> sp.	2.5	19.9	815	2640	23	2640	0	0	0	21	349.2	7968	0.03	0.2	8	26.4	0.2	26	0	0	0	0.2	3.5	80
<i>Chlamydomonas</i> sp.	0.09	0.8	27	0.12	4	364	0.08	0.2	1.1	0.21	5.2	68	0.04	0.3	11	0.05	1.6	149	0.0	0.1	0.5	0.1	2.1	28
<i>Euglena</i> sp. 1	0	0	0	0.08	0.001	0.08	0	0	0	0.15	0.01	0.33	0	0	0	0.50	0.004	0.5	0	0	0	0.9	0.1	2
<i>Euglena</i> sp. 2	0.08	0.001	0.08	0.06	0.003	0.26	0	0	0	0.1	0.05	1.47	0.66	0.01	0.7	0.5	0.02	2.2	0	0	0	0.8	0.4	12
<i>Euglena</i> sp. 3	0.08	0.004	0.26	0.3	0.003	0.3	0	0	0	0.09	0.03	0.25	0.38	0.02	1.2	1.4	0.01	1.4	0	0	0	0.4	0.1	1.2
<i>Trachelomonas hispida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.14	0.03	0.75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.025	0.005	0.1
<i>Trachelomonas</i> sp.	0	0	0	0.05	0.001	0.09	0	0	0	2.43	0.06	2.43	0	0	0	0.05	0.001	0.09	0	0	0	2.4	0.1	2.4

станций), *D. pulchellum* (3-6%, равномерно распределен по всем группам станций), и *Dictyosphaerium* sp. с максимум (9%) в 4-й группе станций. Доля других видов была меньше 3%.

Евгленовые водоросли были не многочисленны и представлены *Euglena* Ehrenberg (три sp.), *Trachelomonas hispida* (Perty) Stein, и *Trachelomonas* sp. Наибольшую численность они показали в 4-й группе станций при средних значениях доли *Euglena* sp. 2, sp. 3 9 и 11%, соответственно. Все остальные виды имели средние значения доли меньше 5%.

В сравнительном аспекте по численности фитопланктона на пелагических станциях и рядом с ними расположенными прибрежными станциями (Листвянка-Пел-БЭМ, Сенная, Нерпинарий, Турка-Пел-Турка, Елохин-Пел-Елохин), следует, что только ограниченное число видов в прибрежных станциях незначительно многочисленны по сравнению с пелагиалью. Например, на станциях в районе пос. Листвянка отмечается превышение численности *Chlamydomonas* sp. в 1,6-13 раз, *N. graciliformis* в 3-5 раз, *Ch. parva* в 1,5-3 раза, *A. baicalensis*, *A. islandica*, *Rh. pusilla*, *S. acus* subsp. *radians*, *K. longiseta* и *D. cylindricum* не более чем в 2,5 раза. На станции Елохин превышение в три раза зафиксировано только для *Glenodinium* sp. 1. На станции п. Турка превышение имели только *Ch. parva* в 13 раз и *K. longiseta* в 3,8 раз. Турка является четвертой рекой по объему вод, поставляемых в Байкал, после Селенги, Верхней Ангары и Баргузина.

Если предположить, что р. Баргузин и Баргузинский залив являются источником для разноса фитопланктона в Среднюю и Северную котловины Байкала, то превышение на ст. Максимиха над ст. Св. Нос (м. Нижнее Изголовье) было у *Ch. parva* и *S. acus* subsp. *radians* в три раза. Другой «мар-

керы» переноса такие как *C. ocellata* отсутствовала на обеих станциях, а *St. meyeri* в максимальном количестве 1110 тыс. кл/л был обнаружен на ст. Св. Нос в 2022 г. Для всех других видов на вышеперечисленных станциях превышение было менее чем в два раза или отсутствовало. Таким образом за шесть лет наблюдений, мы не находим подтверждение предположению, что «большая часть видового состава фитопланктона пелагиали в открытом Байкале не живет, а присутствует в связи с выносом из рек, соров и заливов».

Оценивая межгодовую пространственную изменчивость сообществ фитопланктона на основе индекса Жаккара, можно увидеть, что сообщества имеют не устойчивый видовой состав. Характер распределения близок к нормальному и большинство станций показали распределение индекса в диапазоне 0,4-0,55, со средним значением 0,47 (Рис. 7). При таких распределениях нельзя однозначно говорить, что какая-то группа станций имеет более устойчивый межгодовой видовой состав, а какая-то нет. Среди полученных распределений станции 3-й группы имеют меньшую, а 4-й группы большую межгодовую изменчивость. Станции 1-й и 2-й групп характеризуются большим разбросом значения индекса. Для каждой станции был рассчитан процент встречаемости индекса больше 0,47, чтобы оценить, как часто встречаются станции с низкой межгодовой изменчивостью. Это распределение разделило станции на три класса, в которых встречаемость значений индекса больше 0,47 находилось в диапазонах 10-33 % (высокая межгодовая изменчивость), 33-60 (средняя межгодовая изменчивость) и 60-100% (низкая межгодовая изменчивость).

Наибольшей межгодовой изменчивостью характеризуются станции Култук, Байкальск и

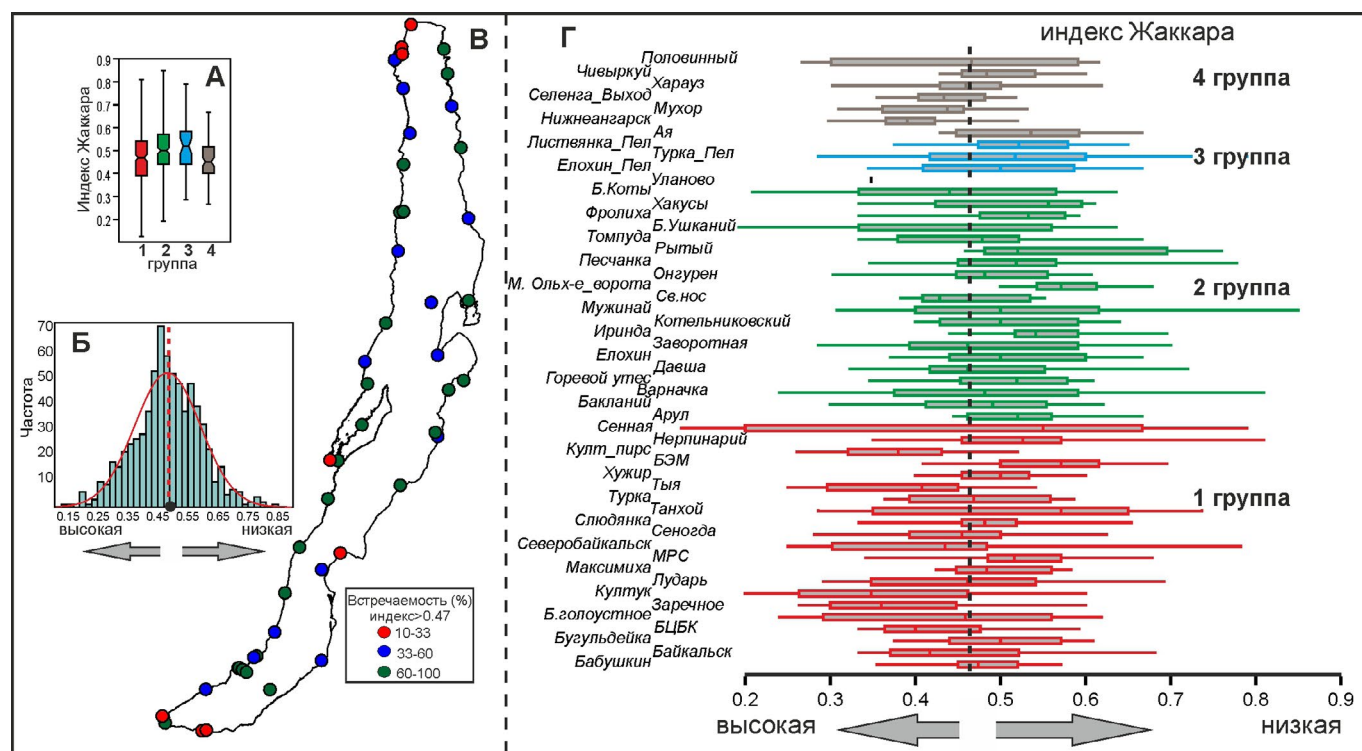


Рис.7. А - распределение индекса Жаккара по группам станций, Б - частота встречаемости индекса Жаккара, В - процент случаев когда межгодовой индекс Жаккара больше 0,47, Г - распределение индекса Жаккара на станциях.

БЦБК, зал. Мухор, Селенга-выход, Нижнеангарск, Северобайкальск, Тья и Сеногда (Рис. 7). Станции Ольхонские ворота, БЭМ, МРС, Рытый, Листвянка-II, Фролиха имели максимально стабильный межгодовой видовой состав. Следует отметить интересный факт того, что две близкие географически станции у п. Култук имели 20% встречаемость индекса более 0,47, а у расположенной в 5 км ст. Слюдянка эта встречаемость была 73%.

Если рассматривать видовой состав по приуроченности к котловинам озера и проливу Малое Море, то можно увидеть, что Южная котловина отделена от других. Большинство станций Северной котловины, расположенные севернее ст. Заворотная также обособлены (Рис. 8). А вот станции Центральной котловины, по видовому составу, схожи с некоторыми станциями Северной котловины и Малого Моря, образуя плотный кластер станций Турка-Пел (Ц), Турка(Ц), Бакланий (Ц), Ая (Ц) Горевой Утес (Ц), Максимиха (Ц), Св. Нос (Ц), Арул (ММ), Онгурен (ММ), Рытый (С), Давша (С).

Если рассматривать различия видового состава исходя из принадлежности станций к какой либо группе, то можно увидеть, что станции 4-й группы Половинный, Селенга-выход, Н. Ангарск и Мухор обособлены от других (Рис. 8). Станции 1-й группы Сенная, Б. Голоустное, МРС, Култук, Слюдянка, и из 2-й группы ст. Уланово обладает некоторой видовой индивидуальностью (Рис. 8). В то время как другие станции всех групп образуют мало различимые «скопления», в которых могут рядом располагаться станции 1-й и 2-й групп. Для проверки гипотезы, что станции 1-й и 2-й групп имеют различия в составе фитопланктона, был использован метод «укорененного кластера» (Рис. 8). Оказалось, что видовой состав станции Елохин близок к составу фитопланктона на станциях Култука, Слюдянки, Байкальска, а станция Хужир близка по видовому составу станциям Иринда, Хакусы и т.д (Рис. 8).

Более того если провести корреляционный анализ по годам, то обнаружатся еще более разнообразные корреляционные связи. На Рисунке 8 показаны коэффициенты корреляции ($r > 0,5$) станции Слюдянка с другими станциями. Так в 2018 г. была тесная корреляционная связь со станциями без антропогенной нагрузки Ая, Арул, Бакланий, Онгурен, Б. Ушканий, Половинный. В разные годы набор коррелирующих станций разный. Например, в 2019 г. станция Слюдянка имела высокие корреляции только с 4 станциями, а в 2020 г. уже с 34 станциями.

Также были проверены среднемноголетние взаимосвязи между группами станций по видам фитопланктона, которые считаются показателями эвтрофикации водоемов, а именно *Anabaena* sp., *A. flos-aquae*, *Anabaena macrospora* Klebahn, *Anabaena scheremetievi* Elenkin, *L. limnetica*, *Oscillatoria* sp. 3, *Ch. parva*, *D. cylindricum*, *D. sociale*, *R. pusilla*, *Cryptomonas* sp. 1, *Cryptomonas* sp. 2, *C. gracilis*, *C. marssonii*, *C. ovata*, *C. reflexa*, *Peridinium* sp. (*euriceps*), *Glenodinium* sp. 1, *Glenodinium* sp. 2, *Stephanodiscus minutulus*, *Stephanodiscus hantzschii*, *Stephanodiscus* sp. 1, *K.*

longiseta, *M. arcuatum*, *Chlamydomonas* sp., *Euglena* sp. 1, *Euglena* sp. 2, *Euglena* sp. 3, *T. hispida*, *Trachelomonas* sp.

В сообществах мелкоклеточного фитопланктона выявлены среднемноголетние различия на станциях Нижнеангарск, Северобайкальск, Тья, Харауз, Селенга-Выход, Б. Голоустное, Св. Нос, Давша, МРС, Мухор. Различия для других станций независимо от их групповой принадлежности минимальное (Рис. 9).

В июне 2013 г. регистрировались зеленые водоросли рода *Chlamydomonas* в количестве 100 тыс.кл./л у станций Култук и Слюдянка, до 23 тыс. кл./л у п. Листвянка и 56-140 тыс.кл./л в п. Б. Коты, в Центральной и Северной котловинах 1-10 тыс. кл./л (Бондаренко и Логачева, 2016). В наших исследованиях, из всего ряда наблюдений (301 станция) высокая численность *Chlamydomonas* sp. регистрировалась только в 3% случаев на станциях: Давша (2017 г.) - 363, Мухор (2019 г.) - 68, Харауз (2019 г.) - 55, Нижнеангарск (2020 г.) - 45, Ольхонские_ворота (2017 г.) - 31,2, Нерпинарий (2017 г.) - 26,9, Сеногда (2017 г.) - 19,3, Б. Ушканий (2017 г.) - 15,5 и Ольхонские_ворота (2021 г.) - 9,2 тыс.кл./л. На 239 станциях (79 %) численность *Chlamydomonas* sp. была менее 1 тыс.кл./л. Высокие значения численности *Chlamydomonas* sp. пришлось на 2017 г. На станции Б.Коты в период подледного цветения в 2015 г. его численность доходила до 7 млн кл./л. (Бондаренко и Логачева, 2016), и вероятнее всего, высокая численность *Chlamydomonas* sp. на станции Давша в 2017 г объясняется остаточным явлением после подледного цветения. На станциях Култук, Слюдянка, Байкальск их численность была не выше 0,7 тыс. кл./л, а зачастую они вовсе отсутствовали. Таким образом мы не находим подтверждений, что в весенний период *Chlamydomonas* sp. массово развивается в литоральной зоне, особенно на участках, сопряженных с населенными пунктами.

Также было проведен анализ по распределению нанопланктонных форм динофлагеллят *Peridinium* sp. и *Glenodinium* sp. 1, sp. 2. В межгодовом аспекте наименьшей частотой встречаемости характеризуются *Peridinium* sp. (не более чем на 30% станций) и *Glenodinium* sp. 2, при этом в некоторые годы они отсутствовали (Рис. 10). Численность этих видов тоже низкая, со среднемноголетним показателем 0,8 тыс.кл./л, за исключением станций Малого моря. Максимальная численность отмечена для *Peridinium* sp. (21 тыс.кл./л) на станции Нижнеангарск в 2022 г., а для *Glenodinium* sp. 2 (12 тыс.кл./л) на станции Елохин в 2021 г. Абсолютным доминантом, как по частоте встречаемости (90-100%), так и по численности, является *Glenodinium* sp. 1 (Рис. 10). Максимально наблюдаемая численность 193 тыс.кл./л была на станции МРС в 2020 г. Для станций Малого Моря характерна высокая численность этого вида. Также высокие значения численности *Glenodinium* sp. 1 были обнаружены на станциях Нижнеангарск и Елохин 84 и 67 тыс.кл./л соответственно. Но даже, с учетом этих высоких значений, среднемноголетняя численность этого вида составила 4,4 тыс.кл./л.

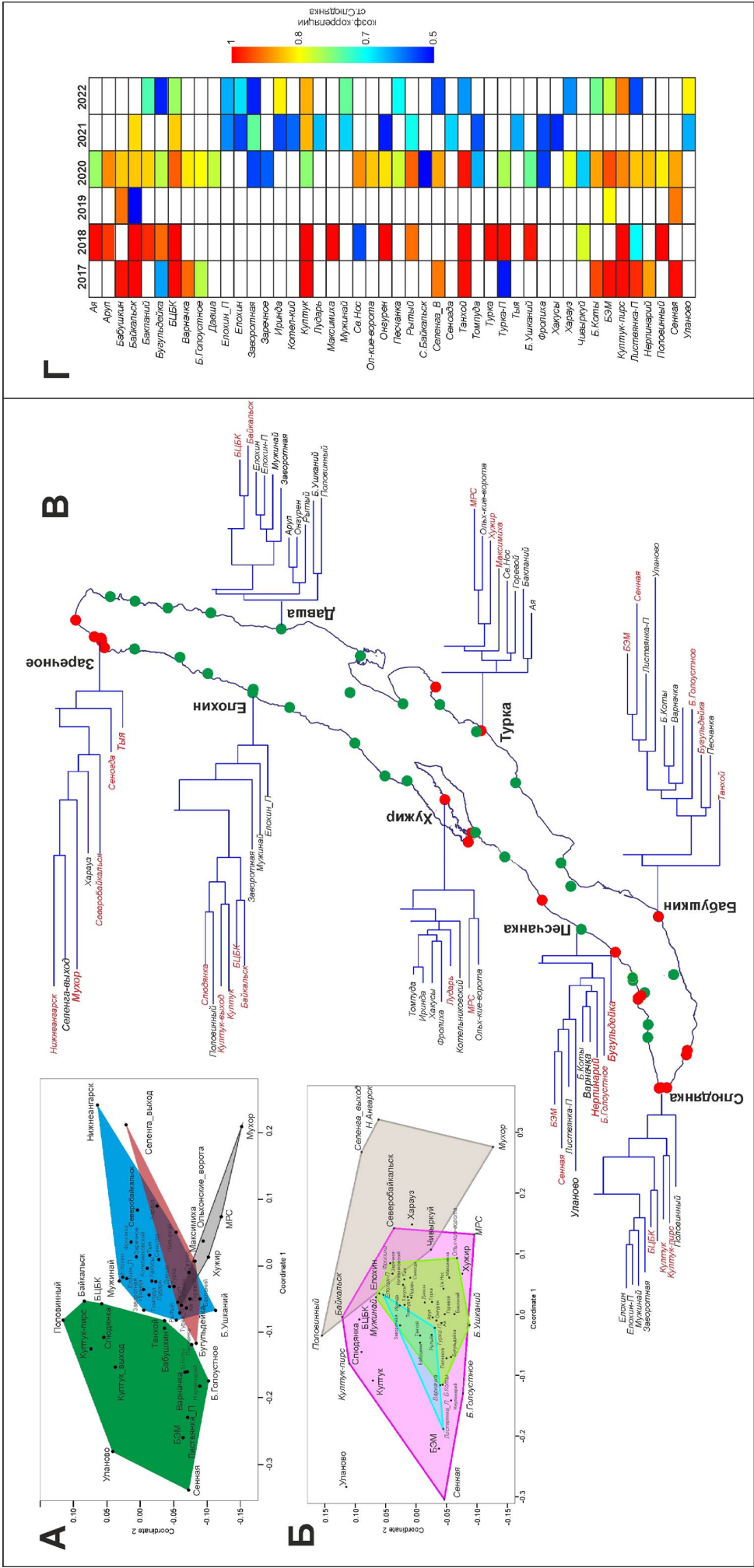


Рис. 8. А – Разделение станций по котловинам озера (зеленое поле - Южная котловина, синие поле – Северная котловина, коричневое поле - Центральная котловина) и Малого Моря (серое поле) по видовому составу фитопланктона на основе метода непарметрического многомерного шкалирования pMDS. Б - разделение станций исходя из их групповой принадлежности (сиреневое поле - 1-я группа, оливковое поле - 2-я группа, голубое поле - 3-я группа, серое поле - 4-я группа). В - дендрограмма на основе метода укороженного кластера. Крупные надписи – станции от которых начинается кластер. Г- станции, имеющие корреляцию со ст. Слюдянка при $r > 0,5$ в межгодовом аспекте.

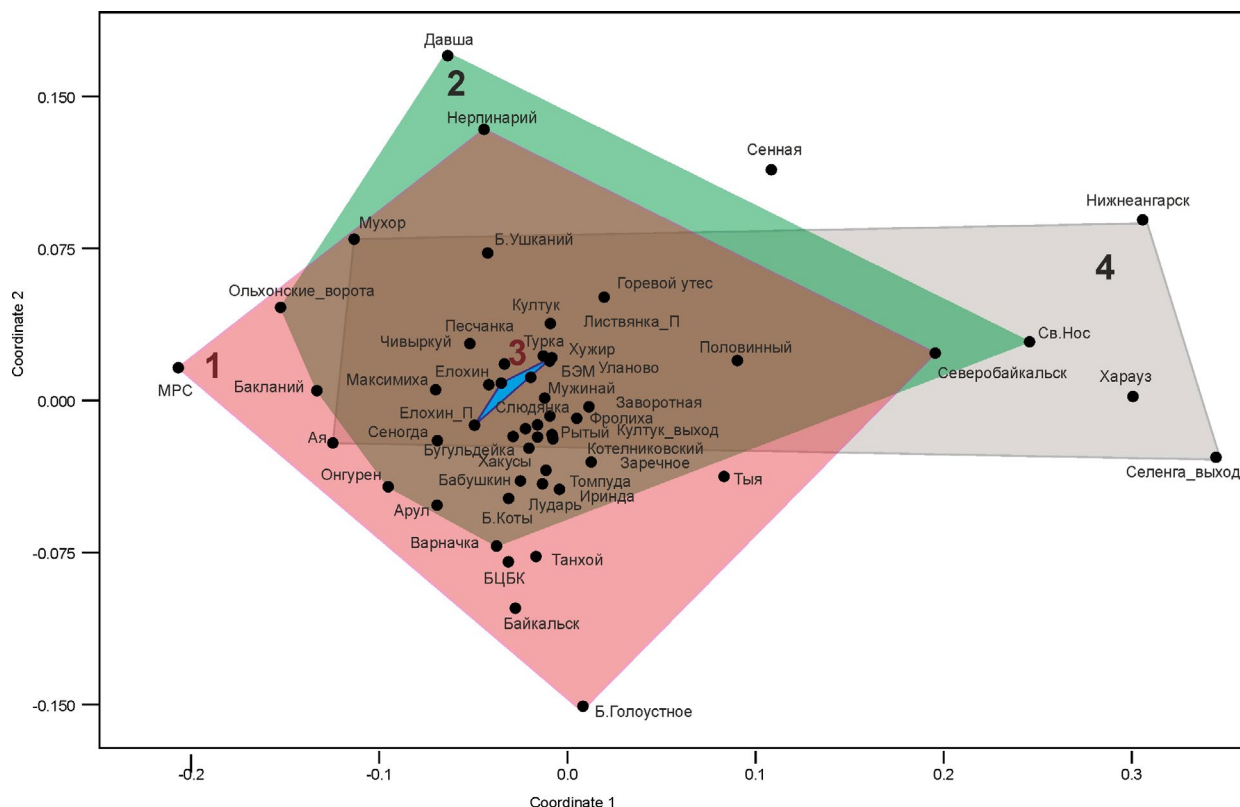


Рис.9. Распределение весеннего мелкоклоточного фитопланктона исходя из групповой принадлежности станций (метод nMDS). Цифрами обозначены группы станций.

Если рассматривать, среднемноголетние значения численности этих трех видов динофлагеллят на всех станциях, то кластерный анализ выделяет три группы станций. Первая группа включает станции с высокой численностью динофлагеллят. И к ним относятся станции МРС, Елохин, Чивыркуй и Н. Ангарск. Вторая группа включает станции с численностью до 3 тыс. кл/л, и третья группа включает станции с крайне низкой численностью. При этом станции с различной антропогенной нагрузкой находятся во всех трех группах (Рис. 11).

Таким образом, на основе видового состава весеннего фитопланктона не удастся надежно идентифицировать части акватории литорали Байкала по степени антропогенной нагрузки.

Рассмотрев распределения основных продуцентов биомассы весеннего фитопланктона, как прошлых лет (*A. baicalensis*), так и настоящего (*S. acus* subsp. *radians* (синедра)) обнаружены следующие особенности. Синедра наиболее обильна в Центральной котловине и южной оконечности озера на участке Култук-Бабушкин (Рис. 12). Также на

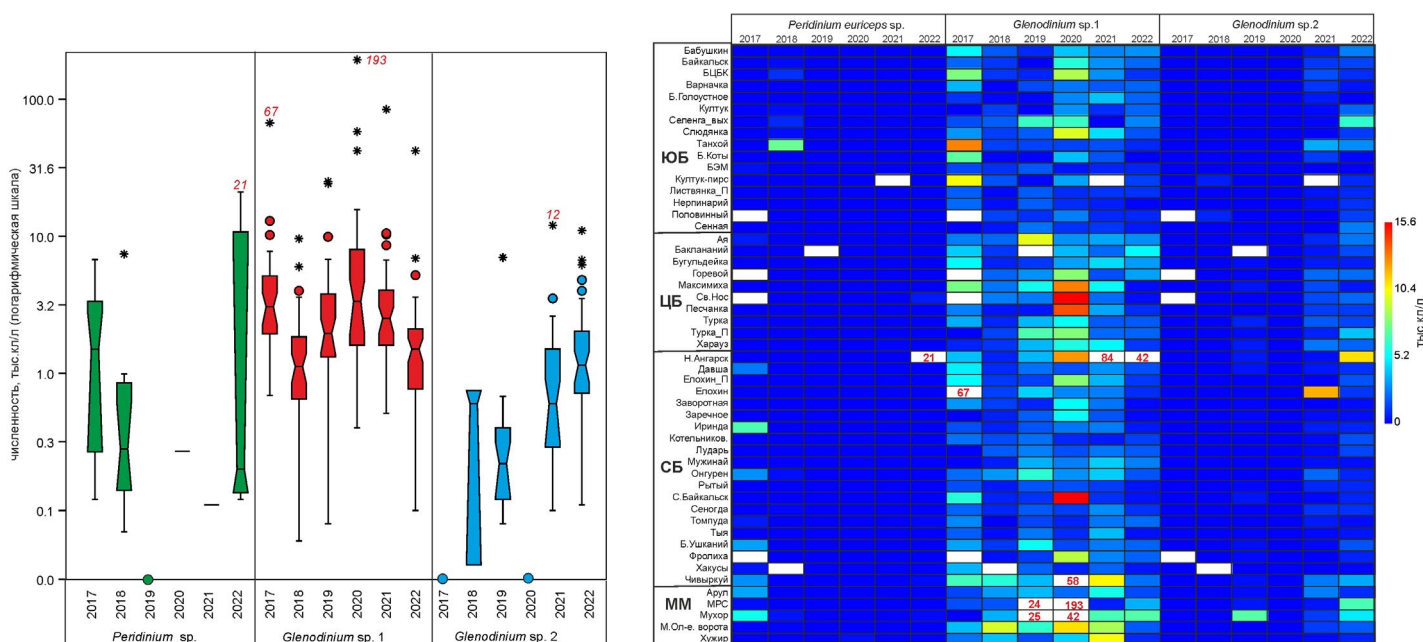


Рис.10. Межгодовая динамика численности динофлагеллят *Peridinium* sp., *Glenodinium* sp. 1, sp.2. ЮБ – Южный Байкал, ЦБ – Центральный Байкал, СБ – Северный Байкал, ММ – Малое Море.

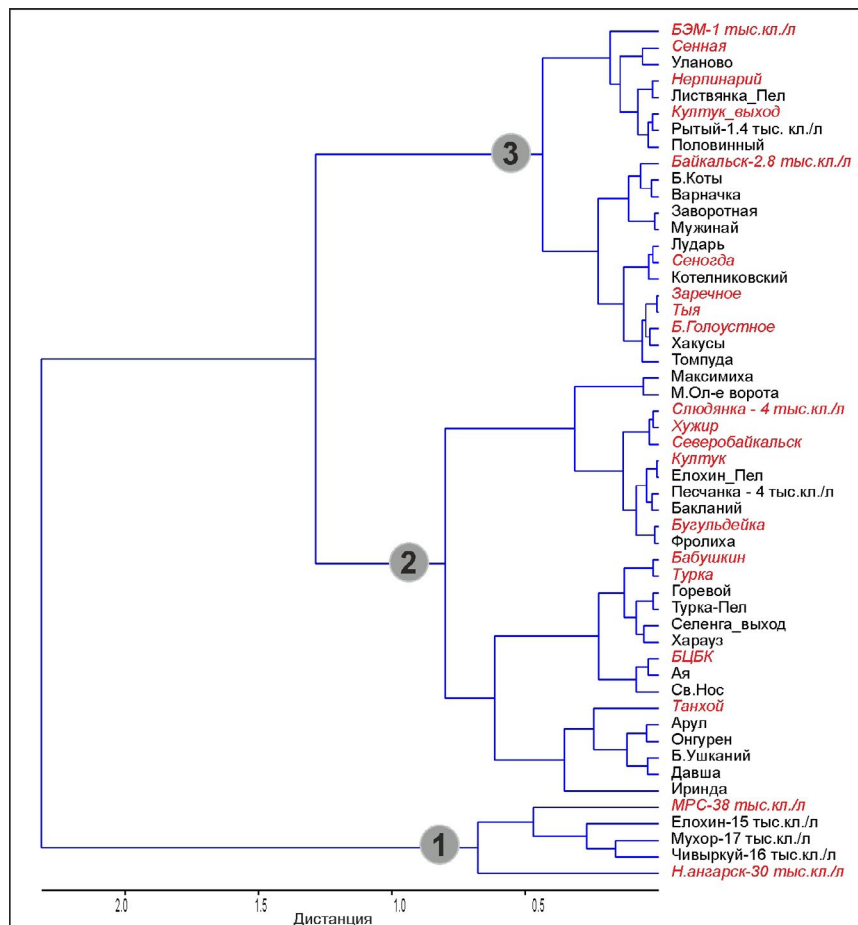


Рис.11. Кластеризация станций на основе численности динофлагеллят *Peridinium* sp., *Glenodinium* sp. 1, sp.2. Красным показаны станции 1й группы.

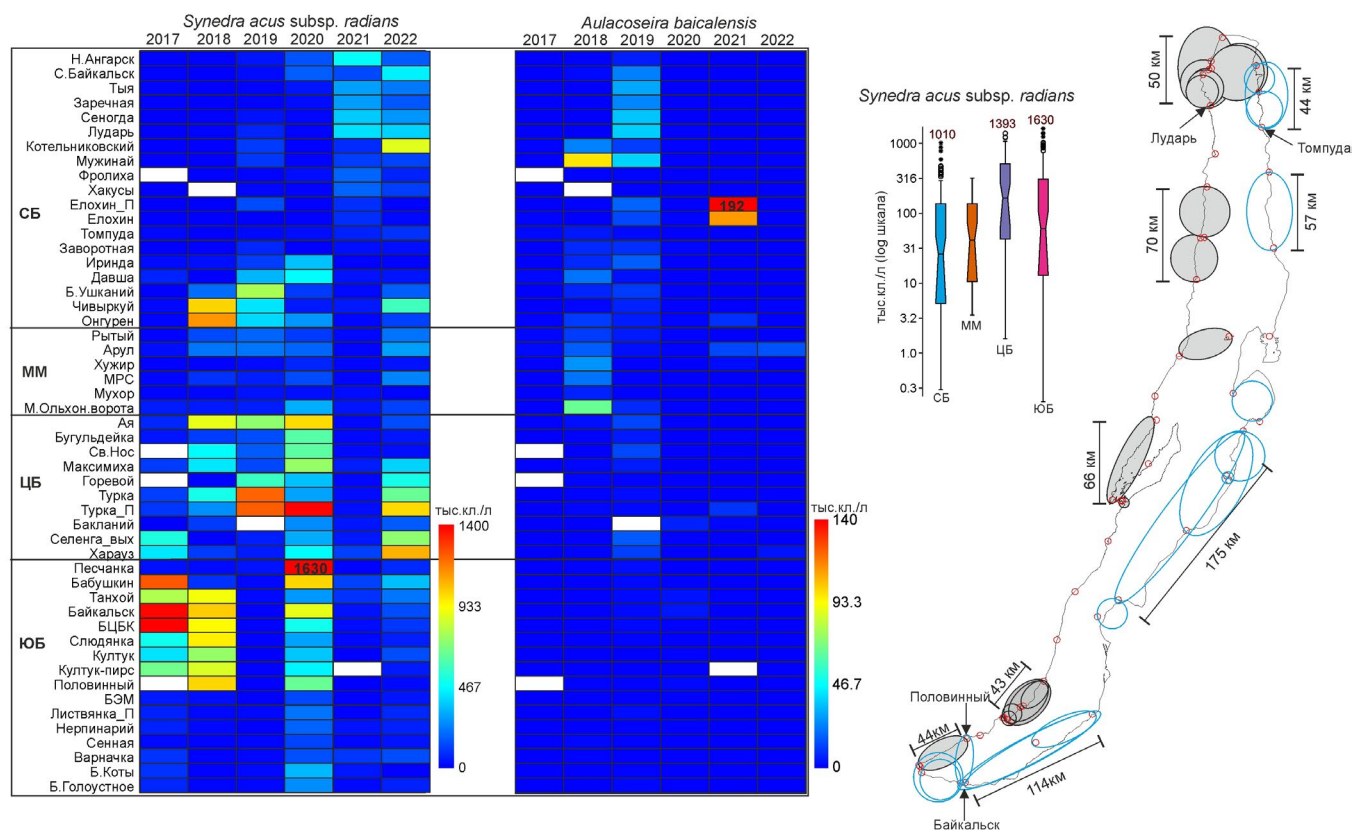


Рис.12. Распределение численности *Synedra acus* subsp. *radians* и *Aulacoseira baicalensis* на станциях в межгодовом аспекте. ЮБ - Южный Байкал, ЦБ - Центральный Байкал, СБ - Северный Байкал, ММ - Малое Море. На правой карта-схеме соединены смежные станции с высокой корреляцией $r > 0,6$ в распределении численности *Synedra acus* subsp. *radians*.

этом участке чаще всего наблюдается высокая численность синедры. Однако, за весь период наблюдений максимальная численность (1630 тыс.кл./л) зарегистрирована в 2020 г. на станции Песчанка. Ранее отмечалось, что наиболее обильна синедра бывает два года подряд, далее идет резкий спад ее численности (Калюжная и Антипова, 1974). В нашем исследовании на некоторых станциях также наблюдался двухлетний максимум численности синедры. Но важно отметить, что эти максимумы были не синхронными в разных частях озера и даже в пределах одной котловины. Например, массовое развитие в 2017-2018 гг. синедры проходило на участке Половинный - Бабушкин. В то время как на участке Листвянка - Б. Голоустное и в Северной котловине (за исключением станций Чивыркуй и Онгурен) синедры была минимальной (Рис. 12). В 2020 и 2022 гг. наиболее часто на станциях отмечалась высокая численность синедры.

Диапазон колебаний численности синедры на станциях не может быть объяснен разностью концентраций биогенных компонентов на станциях. Так, например, в 2017 г. на станциях Байкальск и Сеногда регистрировалось 1387 и 0,7 тыс.кл./л, соответственно, а концентрация $P_{мин}$ была 8 и 5 мкг/л и $N_{мин}$ - 68 и 87 мкг/л (Bondarenko et al., 2020). Отсутствие связи между химическими показателями и количественными значениями фитопланктона Байкала отмечено и ранее в ряде работ (Помазкина и др., 2010; Поповская и др., 2015).

Мы не сможем корректно сравнить полученные данные с исследования прошлого века, поскольку в литературных данных чаще всего приводится только интегральная оценка численности и биомассы для слоя воды в 0-25 м. Тем не менее приведен несколько данных в сравнительном аспекте с 1964-1969 гг (Вотинцев и др., 1975). Так, в северной котловине она колебалась от 0,1 до 56 тыс.кл./л, а сейчас от 8,2 до 209 тыс.кл./л, хотя на некоторых станциях могло быть и 0,3-0,4 тыс.кл./л. В средней котловине от 3 до 57,8 тыс.кл./л, а сейчас 35 до 608 тыс.кл./л, и в южной котловине от 0,1 до 699 и от 7,4 до 489 тыс.кл./л, соответственно в эти периоды. При этом максимальная численность в 1080 тыс. кл./л была зарегистрирована в июне 1969 г, а сейчас нередко значения и в 1100-1400 тыс.кл./л (Рис. 12).

На основе корреляционного анализа было исследовано насколько географически наблюдается сходство в распределении синедры от станции к станции. Бралась только связи с $r > 0,6$. Рис. 12 показывает пространственную гетерогенность распространения синедры. Наиболее схоже синедра развивается на северной оконечности озера между станциями Лударь – Томпуда, и в южной оконечности между станциями Байкальск-Половинный. При этом высокие корреляционные связи существуют между станциями западного и восточного побережья. Например, станции Тья и Заречное коррелируют со станциями Хакусы и Фролиха, а Байкальск со станцией Половинный. Вдоль западного побережья синхронно развивается синедра на участках между станциями Мужинай-Заворотная,

Рытый - Б. Ушканий, Арул – Ольхонские ворота и Листвянка - Б. Голоустное. Вдоль восточного побережья это участки Давша - Иринда, Максимиха-Св. Нос, и далее в южном направлении все станции в Центральной и Южной котловинах формирует ареалы 175 и 114 км, соответственно (Рис. 12).

Такое равномерное распределение синедры вдоль восточного побережья в Южной и Центральной котловинах, вероятнее всего, объясняется более пологим рельефом в результате чего создаются более однородные гидродинамические условия на больших площадях.

A. baicalensis в исследуемый период практически на всех станциях находилась в минорных количествах, чаще всего с нулевыми значениями или не более 3 тыс.кл./л. При этом чаще всего она отмечалась в Малом Море и на Северном Байкале (Рис. 12).

3.2. Осенний фитопланктон

Видовой состав, разнообразие и биомасса

Рассматривая численные показатели фитопланктона на уровне отдела, можно отметить, что во всех группах, наибольшую численность и биомассу имели криптофитовые водоросли, когда эти показатели могли достигать до 2235 тыс.кл./л и 472 мг/м³, соответственно (Рис. 13). В сообществах фитопланктона криптофитовые водоросли занимали до 45,5%. Золотистые водоросли при высокой численности достигающей до 1000 тыс.кл./л имели небольшую биомассу, зачастую ниже 50 мг/м³. В противоположность этому, динофитовые виды при низкой численности давали биомассу 50-100 мг/м³ (до 16% от общей биомассы). Для диатомовых водорослей высокие значения этих показателей характерны только для четвертой группы станций. Вклад цианобактерий (2,2% биомассы), зеленых (2,5% биомассы) и эвгленовых (<1% биомассы) водорослей в биомассу фитопланктона не высокий (Рис. 13). Таким образом, с позиции численности осенний фитопланктон литоральной зоны Байкала может быть характеризован доминантой сообщества золотисто-криптофитовых водорослей, а с позиции биомассы как сообщество криптофитовых водорослей.

Наиболее часто встречаемой величиной биомассы были значения 260-300 мг/м³ (Рис. 14). Наибольшую изменчивость значений биомассы показывают станции 4-й группы. Например, в акватории дельты Селенги в межгодовом аспекте биомасса изменялась от 350 до 4700 мг/м³. Распределение значений биомасс, на основе метода K-medoids позволяет охарактеризовать станции следующим показателям биомассы: станции с биомассами 20-260, 290-1000 и 1100-4700 мг/м³. Как следует из Рисунка 14 средние значения биомассы в диапазоне 20-260 мг/м³ характерны для большинства станций литорали Байкала. Однако, в некоторые годы станции восточного побережья имели большую биомассу фитопланктона по сравнению со станциями западного побережья, например, в 2021 году.

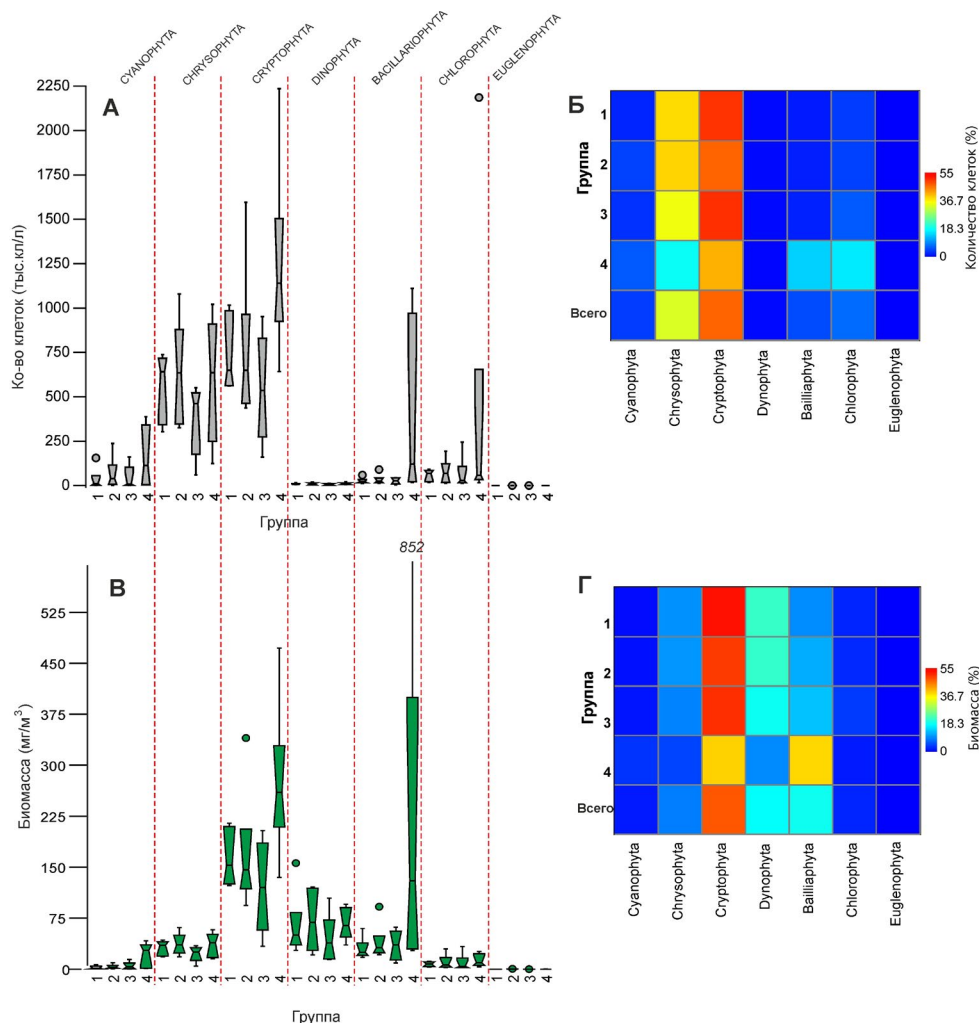


Рис.13. Показатели осеннего фитопланктона 2017-2022 гг. Распределение значений численности (А) и биомассы фитопланктона (В) на станциях разных групп. Панели Б и Г отражают осреднённые значения доли отделов фитопланктона.

В межгодовой динамике, значения биомассы станций 1,2 и 3 групп не показывают сильную вариабельность, средние значения лежат в диапазоне 240-315 мг/м³. Также не обнаруживается различий в биомассах фитопланктона из акваторий, расположенных вблизи населенных пунктов, и с низкой антропогенной нагрузкой. Например, биомассы фитопланктона на станциях Елохин-Пелагиаль, Листвянка-Пелагиаль (3 группа), Заворотная, Б. Коты, Котельниковский, Мужинай (2 группа) и Листвянка (Сенная, Нерпинарий), Култук, Слюдянка, БЦБК (1 группа) были минимальными из всех станций наблюдений (Рис. 14).

За весь период наблюдений, минимальное и максимальное число обнаруженных видов было 11 и 50, соответственно (Рис. 15). Ряд средних значений числа видов для 2017-2022 гг. делит станции отбора на три разновидности. Первая – станции с 17-22 видами, вторая – станции с 22-26 видами и третья – станции с 26-36 видами. Согласно этой градации, станции Южной котловины и западного побережья Северной котловины до мыса Котельниковский менее таксономически разнообразны (Рис. 15). Использование индексов Симпсона и Шеннона, показывает, что с позиции видового разнообразия и доминирования не выявляются значимые различия между всеми четырьмя группами (Рис. 15) в мно-

голетнем аспекте. Средние значения этих индексов для периода 2017-2022 гг., показывают, что большинство станции Южной и Центральной котловины характеризуются невысоким видоразнообразием с преобладанием всего нескольких видов на станции. Станции Северной котловины более разнообразны и с более «выровненным» распределением численности в таксонах (Рис. 15). Число видов в 1-й и 2-й группах практически идентичное, а более высокие показатели таксономического разнообразия характерны для станций 4-й группы.

Несмотря на обилие видового состава, число видов-доминантов (по численности) не слишком большое (Рис. 15). Численные характеристики видов, со встречаемостью более 2% представлены в Таблица 3. Так среди цианобактерий идентифицировано 22 таксона, принадлежащих родам *Anabaena* (четыре вида, один sp.), *Aphanizomenon* (один вид), *Gloeocapsa* (два вида, один sp.), *Gomphosphaeria* (один вид), *Lyngbya* (один вид), *Marssonella* (один вид), *Merismopedia* (три вида), *Microcystis* (один вид), *Oscillatoria* (три sp.), *Phormidium* (один sp.), *Tetrapedia Reinsch* (один sp.). Среди цианобактерий *Microcystis pulverea* (Wood) Forti, (11-24%), *A. spiroides* Klebahn, 1895 (5-19%) и *A. lemmermannii* Richter (8-19%) были доминантами.

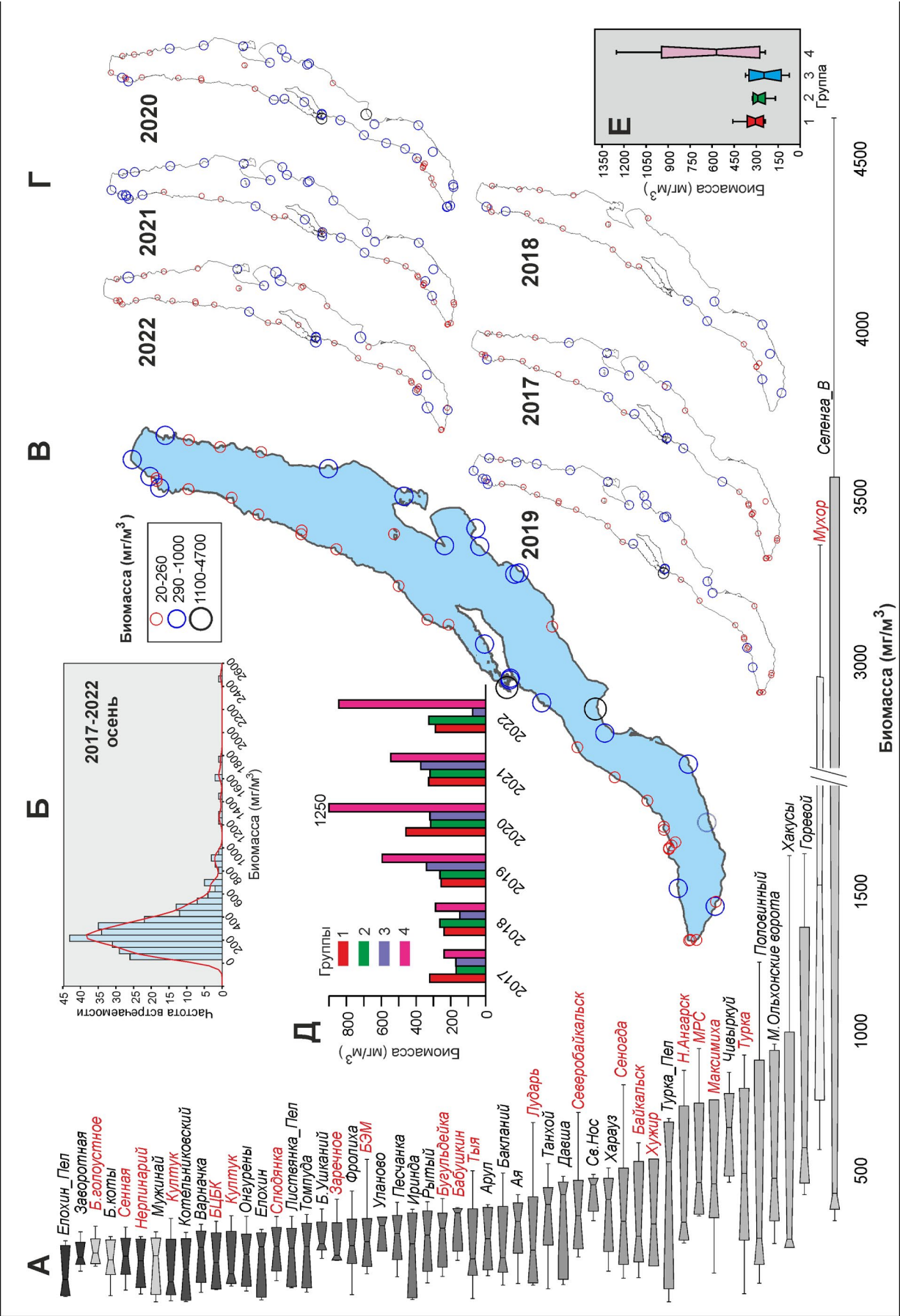


Рис.14. Распределение биомасс осеннего фитопланктона. А - на индивидуальных станциях за 2017-2022 гг., Б - частота распределения биомассы фитопланктона, В - средние значения биомассы за период наблюдения 2017-2022 гг. и в отдельные годы (Г). Д - осредненное распределение биомасс на станциях, принадлежащих разным группам. Е - распределение биомасс на станциях, принадлежащих разным группам за весь период наблюдений.

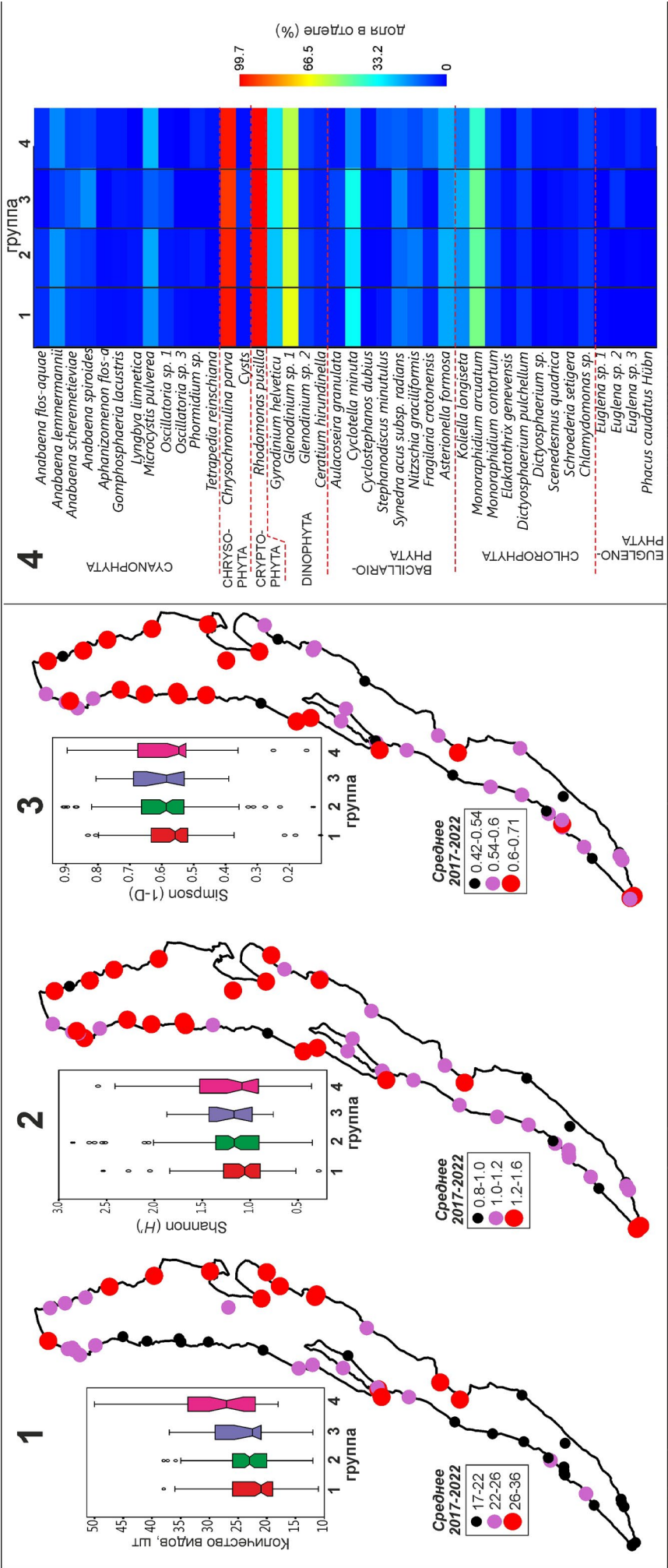


Рис. 15. Распределение видового разнообразия в группах и на отдельных станциях. 1 - число видов, 2 - индекс Шеннона, 3 - индекс Симпсона, 4 - виды, с долей превышающей 2% в своем отделе.

Таблица 3. Численные характеристики видового состава осеннего фитопланктона в 2017-2022 гг

Вид	Численность (тыс. кл./л)												Биомасса (мг/м3)											
	1 группа			2 группа			3 группа			4 группа			1 группа			2 группа			3 группа			4 группа		
	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс
<i>Anabaena</i> sp.	2.1	0.4	14	0.52	0.5	20	1.8	0.11	1.8	1.7	7.66	114	0.17	0.03	1.1	0.04	0.04	1.6	0.14	0.01	0.14	0.14	0.61	9.12
<i>Anabaena flos-aquae</i>	0.7	1.2	30	0.70	0.7	14.2	2.3	0.14	2.3	0.6	7.06	96	0.11	0.18	4.4	0.11	0.10	2.13	0.35	0.02	0.35	0.09	1.06	14.40
<i>Anabaena lemmermannii</i>	0.19	2.0	80	0.10	2.7	48	0.23	0.58	2.9	0.08	15.29	239	0.04	0.41	16.0	0.02	0.55	9.6	0.05	0.12	0.58	0.02	3.06	47.80
<i>Anabaena scheremetievi</i>	0.34	0.7	16	0.50	2.8	140	0.23	0.90	5	0.66	25	665	0.11	0.23	5.2	0.17	0.93	46	0.08	0.30	1.65	0.22	8.25	219
<i>Anabaena spiroides</i>	0.34	0.8	27	0.34	1.7	60	1.6	2.78	11.2	0.08	19	214.2	0.09	0.21	7.3	0.09	0.45	16.2	0.43	0.75	3.02	0.02	5.08	58
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	3	0.3	10	0.10	0.5	15	2.9	0.18	2.9	0.08	0.19	4	0.04	0.00	0.1	0.00	0.01	0.18	0.03	0.00	0.03	0.00	0.00	0.05
<i>Gomphosphaeria lacustris</i>	4.6	1.3	96	4.30	0.4	9.6	12.8	1.60	12.8	5.5	7.04	180	4	1.12	84	3.78	0.38	8	11	1.41	11.26	4.84	6.20	158
<i>Lyngbya limnetica</i>	1.6	0.5	14	3	0.6	34.2	1.61	0.10	1.61	1.82	1.05	40	0.11	0.03	1.0	0.21	0.04	2	0.11	0.01	0.11	0.13	0.07	2.80
<i>Microcystis pulverea</i>	28	29	380	34	51.8	680	40	28	400	30	99	1360	0.11	0.12	1.5	0.14	0.21	2.72	0.16	0.11	1.60	0.12	0.40	5.44
<i>Oscillatoria</i> sp. 1	0.95	0.3	9	2.00	0.7	41.2	1.93	5.37	84	5.19	0.31	7.2	0.16	0.05	1.5	0.34	0.12	7	0.33	0.91	14.28	0.88	0.05	1.22
<i>Oscillatoria</i> sp. 2	5	0.0	5	2.60	0.5	36.9	0	0.00	0	6.2	0.16	6.2	0.52	0.00	0.5	0.27	0.05	4	0.00	0.00	0.00	0.64	0.02	0.64
<i>Oscillatoria</i> sp. 3	1.7	0.0	3	0.75	0.2	12.2	0	0.00	0	0	0.00	0	0.10	0.00	0.2	0.05	0.01	0.732	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Phormidium</i> sp.	1	0.1	6.4	1.00	0.3	5.6	0	0.00	0	0.44	0.85	20	0.34	0.03	2.2	0.34	0.10	2	0.00	0.00	0.00	0.15	0.29	6.73
<i>Terapedia reinschiana</i>	0.07	0.0	0.2	0.07	0.0	2.3	0.08	0.02	0.2	0.07	0.04	0.6	0.01	0.00	0.0	0.01	0.01	0.46	0.02	0.00	0.04	0.01	0.01	0.12
<i>Chrysochromulina parva</i>	0.8	545	1901	0.80	522	4094	12	390	998	14.5	542	1725	0.04	27.24	95.1	0.04	26.09	205	0.58	20	50	0.73	27	86
Cysts	0.45	3.2	22	0.15	3.6	28	0.7	5	27.5	0.16	4	24	0.23	1.61	11.0	0.08	1.80	14	0.35	2.54	14	0.08	1.92	12.00
<i>Rhodomonas pusilla</i>	9	715	3608	1.80	629	6358	13	573	1438	16.3	1219	5569	1.89	150	758	0.38	132	1335	3	120	302	3.42	256	1169
<i>Gyrodinium helveticum</i>	0.09	2.3	42	0.08	2.2	11	0.15	1.82	6.9	0.06	2	9.4	1.31	33	613.2	1.17	31.92	161	2	27	101	0.88	34	137
<i>Glenodinium</i> sp. 1	0.3	5.3	26	0.10	5.3	44.8	0.28	4.16	15.4	0.4	7.51	102	0.47	8.34	40.6	0.16	8.30	70	0.44	6	24	0.62	12	159
<i>Glenodinium</i> sp. 2	0.11	0.7	7.5	0.08	0.7	11.2	0.15	0.62	5.6	0.07	0.63	5	0.32	2.09	21.6	0.23	1.92	32	0.43	1.78	16	0.20	1.81	14
<i>Ceratium hirundinella</i>	0.08	0.4	9	0.06	0.3	4.8	0.08	0.23	2.25	0.07	0.36	2.43	4	22	477.0	3.18	18.03	254	4	12	119	4	19	129
<i>Aulacoseira granulata</i>	0.06	1.6	52	0.08	3.8	119	0.11	5.29	39.2	0.07	1.12	16	0.15	4.00	127.9	0.20	9.26	293	0.27	13	96.43	0.17	2.74	39
<i>Cyclotella minuta</i>	0.11	4.4	32.6	0.08	3.2	39	0.22	5	22.1	0.11	3	23.9	0.17	6.90	51.5	0.13	5.01	61	0.35	8	34.92	0.17	4.26	38

Вид	Численность (тыс. кл./л)												Биомасса (мг/м3)											
	1 группа			2 группа			3 группа			4 группа			1 группа			2 группа биомасс			3 группа			4 группа		
	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс	мин	ср-е	макс
<i>Cyclostephanos dubius</i>	0.08	0.1	2.3	0.08	0.2	4	0.08	0.53	4	0.13	50	1920	0.09	0.12	2.6	0.09	0.18	4.48	0.09	0.60	4.48	0.15	55.45	2150
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	0.08	1.9	70	0.16	1.3	146	1	1.74	24.3	7	242	5904	0.02	0.39	14.8	0.03	0.27	31	0.21	0.37	5.10	1.47	51	1240
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	0.08	0.1	8.1	0.08	0.1	6.5	0.16	0.06	0.58	0.86	33	1230	0.04	0.05	4.1	0.04	0.04	3	0.08	0.03	0.29	0.43	16	615
<i>Stephanodiscus meyeri</i>	0.08	0.1	1.5	0.08	0.2	19.1	0.11	0.13	2	0.08	0.88	29	0.07	0.08	1.3	0.07	0.19	16	0.09	0.11	1.68	0.07	0.74	24
<i>Synedra acus subsp. Radians</i>	0.07	3.0	101	0.08	1.4	12.6	0.08	2.14	10	0.15	3	14.4	0.13	5.37	183.8	0.15	2.55	23	0.15	4	18	0.27	4.71	26
<i>Nitzschia graciliformis</i>	0.08	1.8	20	0.07	2.7	35	0.19	1.50	10	0.11	9	115	0.02	0.44	5.0	0.02	0.69	9	0.05	0.38	2.5	0.03	2.15	29
<i>Fragilaria crotonensis</i>	0.08	1.4	70	0.05	3.5	328	0.14	0.20	1.7	0.2	78	2033	0.12	2.15	106	0.08	5.29	492	0.21	0.30	2.6	0.30	117	3050
<i>Asterionella formosa</i>	0.08	11.4	689	0.05	12.0	714	0.09	7.49	50	0.08	15	121	0.06	8.21	496	0.04	8.62	514	0.06	5.39	36	0.06	11	87
<i>Koliella longiseta</i>	0.09	10.7	121	0.08	14.3	179	0.23	12.40	141	0.1	15	260	0.02	1.92	21.8	0.01	2.57	32.22	0.04	2.23	25.38	0.02	3	47
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	0.15	21.6	188	0.07	22.3	423	0.42	51.09	600	0.17	19	133	0.02	2.80	24.4	0.01	2.90	54.99	0.05	6.64	78	0.02	2	17
<i>Monoraphidium contortum</i>	0.08	3.6	98	0.08	2.6	28	0.24	2.08	19.5	0.15	9.09	196	0.01	0.40	10.8	0.01	0.28	3.08	0.03	0.23	2.15	0.02	1.00	22
<i>Elakotothrix genevensis</i>	0.08	0.4	3	0.10	0.4	2.82	0.1	0.35	0.97	0.08	0.74	9.2	0.01	0.05	0.4	0.01	0.05	0.37788	0.01	0.05	0.13	0.01	0.10	1.23
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	0.4	15.3	468	0.27	17.7	1460	2.4	2.41	13	0.7	6.22	48	0.02	0.82	25.3	0.01	0.96	78.84	0.13	0.13	0.71	0.04	0.34	2.59
<i>Dictyosphaerium sp.</i>	460	4.2	460	2.10	0.2	7	0	0.00	0	4.32	432	17280	4.60	0.04	4.6	0.02	0.00	0.07	0.00	0.00	0.00	0.04	4.32	173
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	0.1	0.6	6	0.19	0.5	3.8	0.3	0.53	3.5	0.13	1.41	9.6	0.03	0.18	1.9	0.06	0.15	1.178	0.09	0.16	1.09	0.04	0.44	2.98
<i>Scenedesmus sp.</i>	0.28	0.5	21	0.08	1.6	48	0.14	0.12	1.8	0.32	0.48	9	0.06	0.10	4.4	0.02	0.33	10.08	0.03	0.03	0.38	0.07	0.10	1.84
<i>Schroederia setigera</i>	0.13	0.1	2.2	0.06	1.1	58	0.22	0.58	5.7	0.15	0.94	10.2	0.01	0.02	0.2	0.01	0.12	6.38	0.02	0.06	0.63	0.02	0.10	1.12
<i>Chlamydomonas sp.</i>	0.1	1.9	36	0.07	1.2	7.8	0.26	0.93	3.1	0.16	2.05	9.8	0.05	0.92	17.3	0.03	0.58	3.744	0.12	0.45	1.49	0.08	1	4.70
<i>Euglena sp. 1</i>	0.08	0.001	0.08	0.07	0.001	0.09	0	0	0	0.09	0.01	0.11	0.12	0.00	0.1	0.10	0.00	0.1314	0	0	0.00	0.13	0.01	0.16
<i>Euglena sp. 2</i>	0	0	0	0	0	0	0.08	0	0.08	0	0.004	0.16	0	0	0	0	0	0	0.14	0.01	0.14	0.29	0.01	0.29
<i>Euglena sp. 3</i>	0	0	0	4.8	0.04	4.8	0	0	0	0.09	0.005	0.09	0	0	0	11.04	0	11.04	0	0	0	0.21	0.01	0.21
<i>Phacus caudatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0.003	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.22	0.01	0.22

Золотистые и гаптофитовые водоросли были представлены 11 видами, родов *Chrysochromulina* (два вида), *Dinobryon* (четыре вида), *Mallomonas* (один вид, один sp.), *Synura* (один вид, один sp.) и цистами. Среди золотистых единственным доминантом являлся *Ch. parva* (93-97%).

Криптофитовые представлены восемью таксонами *Rhodomonas* (один вид), *Cryptomonas* (пять видов, два sp.), среди которых абсолютным доминант был *Rh. pusilla* (98-100%).

Динофитовые водоросли были еще менее разнообразны. Среди них обнаружены 7 таксонов родов *Gyrodinium* (один вид), *Gymnodinium* (один вид), *Peridinium* (один вид, один sp.), *Glenodinium* (два sp.), *Ceratium* Schrank (один sp.), с доминированием *Glenodinium* sp. 1 (57-63%) и *Gyrodinium helveticum* (23-30%).

Диатомовые водоросли являются многочисленным и разнообразным сообществом, состоящим из 29 видов. Отдел диатомовых состоит из родов: *Aulacoseira* (три вида, один sp.), *Melosira* Agardh (один вид), *Cyclotella* (четыре вида), *Cyclostephanos* (один вид), *Stephanodiscus* (три вида, один sp.), *Synedra*, *Nitzschia* (один вид, один sp.), *Fragilaria* (два вида), *Tabellaria* (один вид), *Diatoma* (один вид), *Asterionella*, *Ellerbeckia*, *Acanthoceras* (один вид), *Urosolenia* (один вид), споры и ауксоспоры. В видовом составе среди диатомовых доминантами были *C. minuta* (17-35%), *S. acus* subsp. *radians*, *A. formosa* (22-23%), *N. graciliformis* (7-16%) и в группе 4 - *Fragilaria crotonensis* (15%) наиболее обильна в заливах Мухор и Чивыркуй.

Сообщество зеленых водорослей является еще более многочисленным и разнообразным сообществом, чем диатомовые и состоит из 38 таксонов, относящихся к родам *Koliella* (один вид), *Monoraphidium* Komárková-Legnerová (два вида), *Elakatothrix* Wille (один вид), *Actinastrum* Lagerheim (один вид), *Binuclearia* Wittrock (один вид), *Closterium* Nitzsch ex Ralfs (три вида), *Coelastrum* Nägeli (один

вид), *Cosmarium* Corda ex Ralfs (один вид, один sp.), *Crucigenia* Morren (три вида), *Dictyosphaerium* Nägeli (один вид, один sp.), *Kirchneriella* (один вид), *Lagerheimia* Chodat, 1895 (один вид), *Pediastrum* Hegewald (четыре вида), *Scenedesmus* Meyen (шесть видов, один sp.), *Sphaerocystis* Chodat, (один вид), *Staurostrum* (один sp.), *Oocystis* (один вид, один sp.), *Tetraëdron* Kützing (один вид), *Chlamydomonas* (один sp.), *Chlorella* Beyerinck [Beijerinck], 1890 (один вид). Среди зеленых водорослей *M. arcuatum* (39-49%) и *K. longiseta* (16-22%) были доминантами.

Евгленовые водоросли крайне однородны и малочисленные, и представлены только тремя родами *Euglena* Ehrenberg (три sp.), *Phacus* Dujardin (один вид), *Trachelomonas* Ehrenberg (один sp.). Выделение среди евгленовых водорослей доминантов не представляется корректным ввиду их низкой численности и редкой встречаемости.

Используя индекс Жаккара было протестировано насколько видовой состав фитопланктона на каждой станции изменяется в межгодовом аспекте. Так видовая изменчивость фитопланктона увеличивается на станциях по направлению индекса от 0,45 к 0,15, и наоборот стабильность видового состава возрастает при показателях от 0,45 к 0,8 (Рис. 16). Примером станций с высокой межгодовой изменчивостью сообществ фитопланктона являются Байкальск, Култук, Фролиха, Томпуда, а низкой MPC, Мухор, Ольхонские ворота, Бугульдейка (Рис. 16). Для каждой станции также было рассчитано как часто межгодовые различия имели индекс Жаккара больше 0,45. На основе этого расчет было выделено три типа станций. Первый тип – 23 станции с высокой межгодовой стабильностью видового состава фитопланктона (60-100% случаев, когда индекс Жакара был более 0,45). Второй тип – 17 станций с умеренной изменчивостью видового состава (33-60% таких случаев). Третий тип - 12 станций с крайне нестабильным межгодовым составом (10-33%). Таким образом, большинство

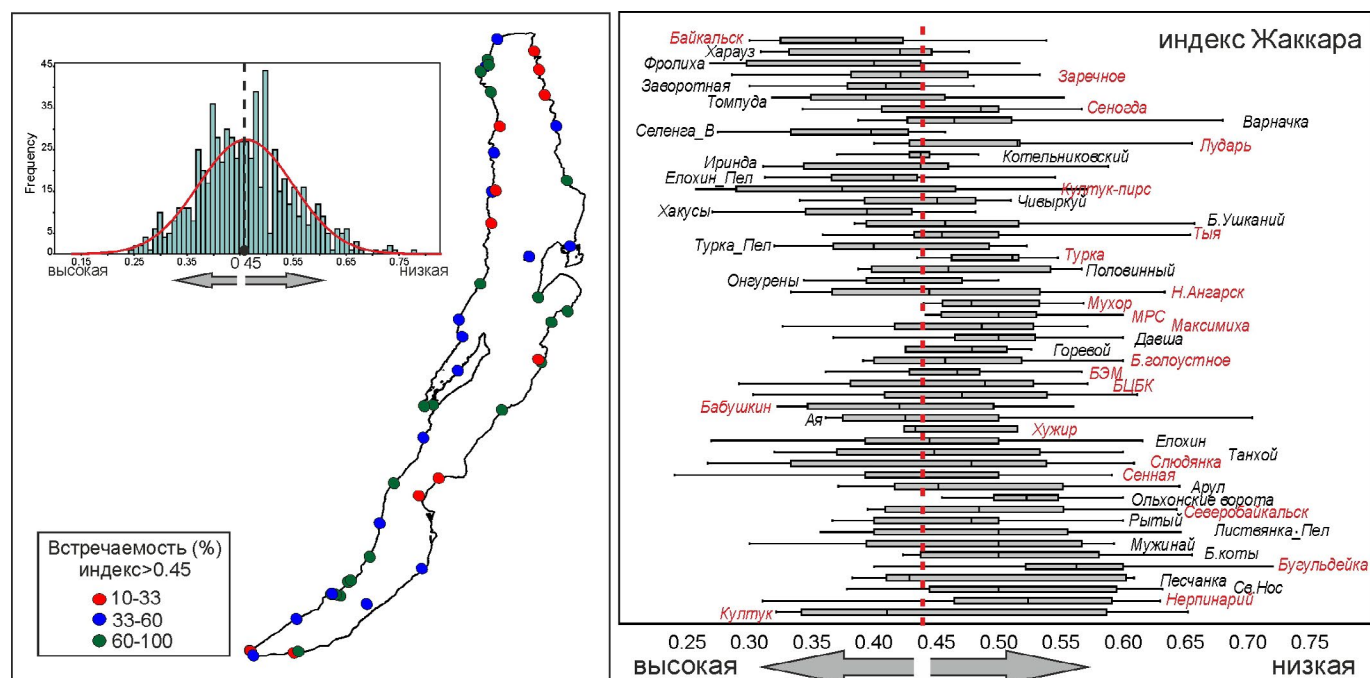


Рис.16. Распределение индекса Жаккара в осеннем фитопланктоне.

исследованных участков литорали озера имели стабильный или умеренно изменчивый видовой состав сообществ фитопланктона в межгодовом аспекте (Рис. 16). Наименее стабильный состав фитопланктона обнаружен на станциях Северного Байкала. Наименьший показатель стабильности (10%) имели станции Елохин-Пелагиаль, Заворотная и Байкальск.

На основе метода непараметрического шкалирования была изучена возможность разделения котловин Байкала и четырех экологических групп на основе видового состава фитопланктона. Как следует из Рисунка 17, большинство станций имеют схожий видовой состав независимо от географической приуроченности. Хотя станции Среднего Байкала за исключением станций Бугульдейка и Ая несколько обособлены от других станций. Это можно объяснить влиянием рек Селенга, Турка и Баргузин, поставляющих большое количество органического вещества в эти районы акватории. Наиболее отличный видовой состав имели станции Мухор, Чивыркуйский залив, Максимиха и Селенга-Выход. Такое же распределение свойственно и четырем экологическим группам, когда большинство станций образуют, одно, «неразделимое скопление» и обособленность станций Мухор, Чивыркуйский залив и Селенга-Выход (Рис. 17).

Дополнительно был использован метод «укорененного кластера». В качестве начальных точек построения кластеров были выбраны станции первой и второй групп (Рис. 17). Например, станция Заречное является одним из мест Байкала с яркими проявлениями эвтрофирования в виде аномального цветения фитобентоса и массовыми выбросами в зону пляжа органического детрита (Timoshkin et al., 2018). Видовой состав фитопланктона этой станции очень схож с таковым как на станциях первой группы, так и на станциях второй группы (Рытый, Св. Нос, Уланово). Или же на станции Слюдянка, сопряженной с одноименным городом (население 18 тыс. чел) видовой состав фитопланктона ожидаемо близок к таковому на станции Култук и фоновых станциях Северного Байкала и даже на пелагической станции (Елохин-пелагиаль).

Приведем пример корреляции ($r > 0,5$) видового состава фитопланктона ст. Слюдянка с другими станциями. Следует отметить, что в весенней съемке количество станций, имеющих высокую корреляцию со ст. Слюдянка было 47, в осеннюю съемку - 51. Наибольшее число станций со схожим видовым составом, как на ст. Слюдянка, было в 2020 и 2021 гг. - 47 и 46 станций, соответственно, а наименьшие в 2017 и 2022 гг. - 18 и 6 станций, соответственно. При этом, в 2017 и 2022 гг. выявлены низкие корреляции с близкорасположенными станциями Култук, Байкальск, БЦБК и высокие корреляции со станциями Северного Байкала - Елохин, Котельниковский и дельтой р. Селенга.

Также была проверены среднесезонные взаимосвязи между группами станций по видам фитопланктона *Anabaena* sp., *A. flos-aquae*, *A. macrospora*, *A. scheremetievi*, *L. limnetica*, *Oscillatoria*

sp. 3, *Ch. parva*, *D. cylindricum*, *D. sociale*, *R. pusilla*, *Cryptomonas* sp. 1, *Cryptomonas* sp. 2, *C. gracilis*, *C. marssonii*, *C. ovata*, *C. reflexa*, *Peridinium* sp. (*euriceps*), *Glenodinium* sp. 1, *Glenodinium* sp. 2, *Stephanodiscus minutulus*, *St. hantzschii*, *Stephanodiscus* sp. 1, *K. longiseta*, *M. arcuatum*, *Chlamydomonas* sp., *Euglena* sp. 1, *Euglena* sp. 2, *Euglena* sp. 3, *T. hispida*, *Trachelomonas* sp.

Результаты nMDS показывают, что, как и в весеннюю съемку, нет четкой дифференциации сообществ мелкоклеточного фитопланктона на станциях, принадлежащих разным группам (Рис. 18). Наибольшие отличия видового состава мелкоклеточного фитопланктона отмечается на станциях Мухор, Максимиха, Турка, Турка-Пелагиаль, Горевой утес, Бакланий, Селенга-выход, Харауз. То есть на станциях, расположенных вблизи устьев рек и в заливах.

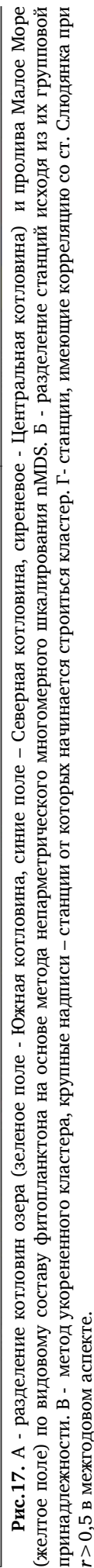
По сравнению с весенним фитопланктоном численность *Chlamydomonas* sp. осенью была низкая. Из 283 точек наблюдения, относительно высокая численность была на станциях: Байкальск (2018 г.) - 36, Селенга выход (2017 г.) - 10 и Тыя (2018 г.) - 9 тыс.кл./л. На 144 станциях (51%) численность *Chlamydomonas* sp. не превышала 1 тыс.кл./л.

Также как и в весеннем фитопланктоне, было изучено осеннее распространение *Peridinium* sp. (*euriceps*), *Glenodinium* sp. 1, sp. 2. Наименьшую численность и редкую встречаемость имел *Peridinium* sp. (*euriceps*), численность не превышала 0,4 тыс. кл./л. В 2019 и 2020 гг. он не был обнаружен ни на одной из станций. Численность и встречаемость *Glenodinium* sp. 2 также были крайне низкими. Этот вид не был обнаружен в 2017 и 2018 гг. (Рис. 19). На большинстве станций его численность не превышала 1 тыс.кл./л. Наиболее массово *Glenodinium* sp. 2 был отмечен в 2019 г., при средней численности 2 тыс.кл./л и максимальной численности 11 тыс. кл./л на ст. Ольхонские Ворота.

Glenodinium sp. 1 встречался практически на всех станциях (Рис. 19). Максимальная численность 102 тыс.кл./л была зарегистрирована на ст. Нижнеангарск в 2021 г. Если сравнивать осеннее и весеннее распределение *Glenodinium* sp. 1, то можно увидеть, что средние значения его численности схожи (2,5 - 3,8 тыс.кл./л) в оба сезона, а величины стандартных отклонений и максимальные значения численности более высоки у весенней генерации (Рис. 20).

Группировка станций по численности *Glenodinium* sp. 1 за 2017-2022 гг. на основе метода UMAP не выявляет предрасположенности к формированию кластеров, свойственным местам с высокой и низкой антропогенной нагрузкой. Более того в единый кластер попали станции с разных котловин озера (Рис. 20Б).

Таким образом, на основе видового состава сообществ осеннего фитопланктона нельзя достоверно разделить участки акватории по степени антропогенного воздействия на прибрежную зону Байкала.



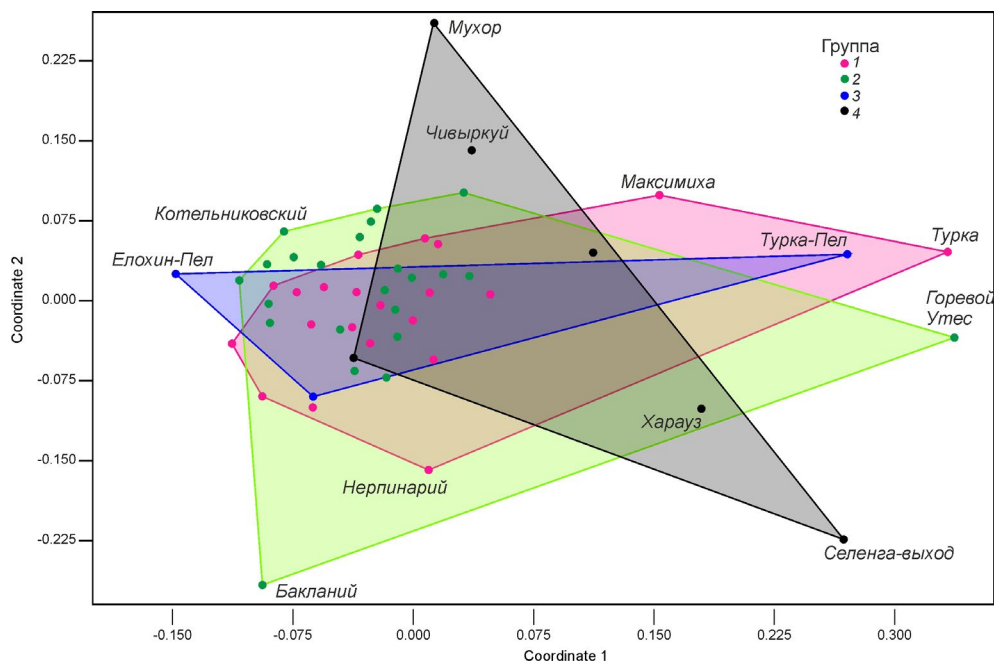


Рис.18. Распределение индикаторных видов осеннего фитопланктона исходя из групповой принадлежности станций (метод pMDS). 1, 2, 3 и 4 - группа станций.

3.3. Сапробность

Оценка степени органического загрязнения воды была проведена по присутствию индикаторных видов фитопланктона - 93 вида (Таблица 4) в сезонном аспекте и с учетом групповой принадлежности станций. В наборе индикаторных видов доминируют (32%) бетамезосапробионты (β , $S = 2$). Доля олиго-альфамезосапробионтов (α - β , $S = 1,8$), олиго-бетамезосапробионтов (α - β , $S = 1,4$) и олигосапробионтов (α , $S = 1,0$) составляла 17, 16 и 11%, соответственно. Все остальные сапробиологические группы были менее 10% (Таблица 4).

Диапазон колебаний значений сапробности составил: весной 1,46-1,69 (среднее-1,6), осе-

нью 1,58-1,68 (среднее-1,65) (Рис. 21). В большинстве случаев индексы сапробности соответствуют модели - Limnosaprobity, β -зоны самоочищения ($S = 1,5$ -2,5), и 3-му классу качества вод (умеренно загрязненные) согласно работам Sládeček (1973) и Barinova (2017).

Традиционно интерпретируется, что величины этого индекса соответствуют «концентрации органических веществ естественного (в основном, детритного) характера» и «концентрации растворенного кислорода». Однако, близкое соотношение индексов для таких разных групп станций и сезонов, вызывает сомнение в адекватности его применения для Байкала. Например, согласно концепции индекса сапробности следовало ожидать повышен-

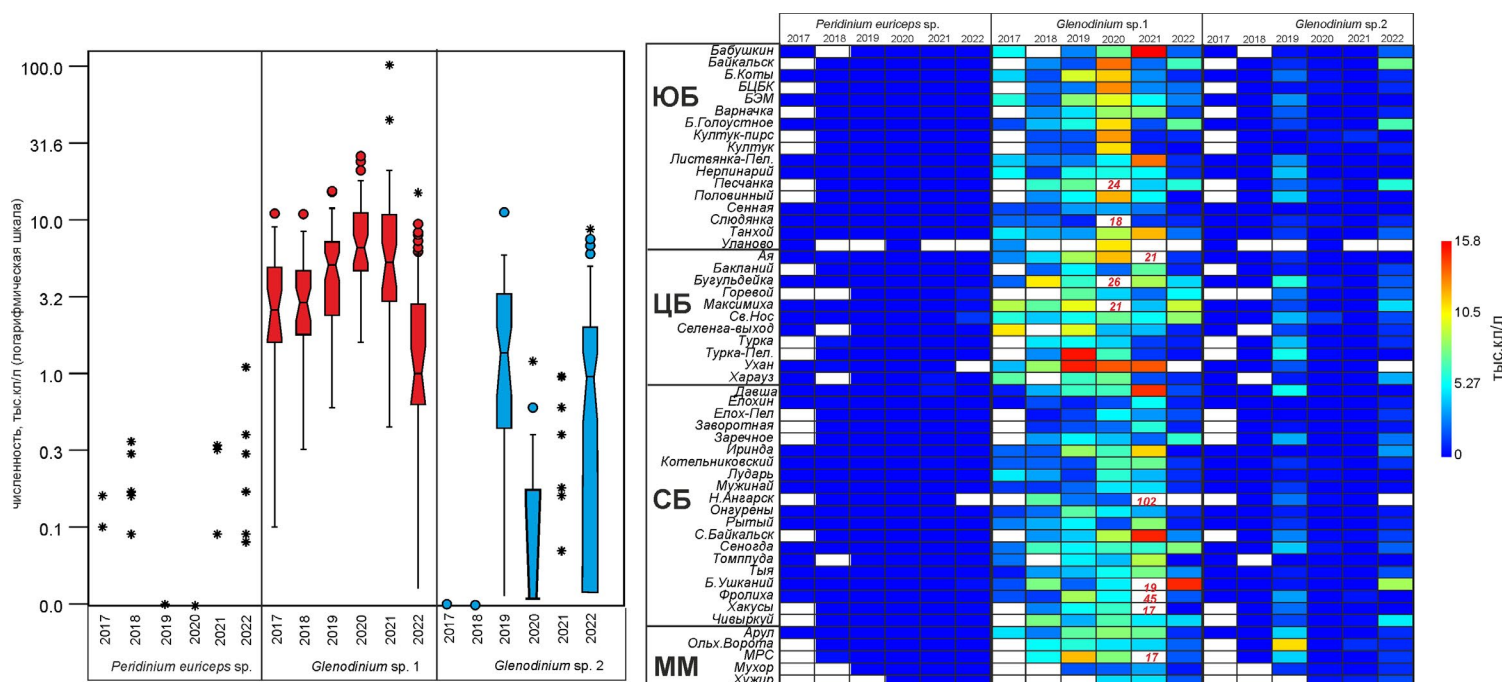


Рис.19. Распределение численности *Peridinium* sp. (*euriceps*), *Glenodinium* sp. 1, sp. 2 в осеннем фитопланктоне. ЮБ – Южный Байкал, ЦБ – Центральный Байкал, СБ – Северный Байкал, MM – Малое Море.

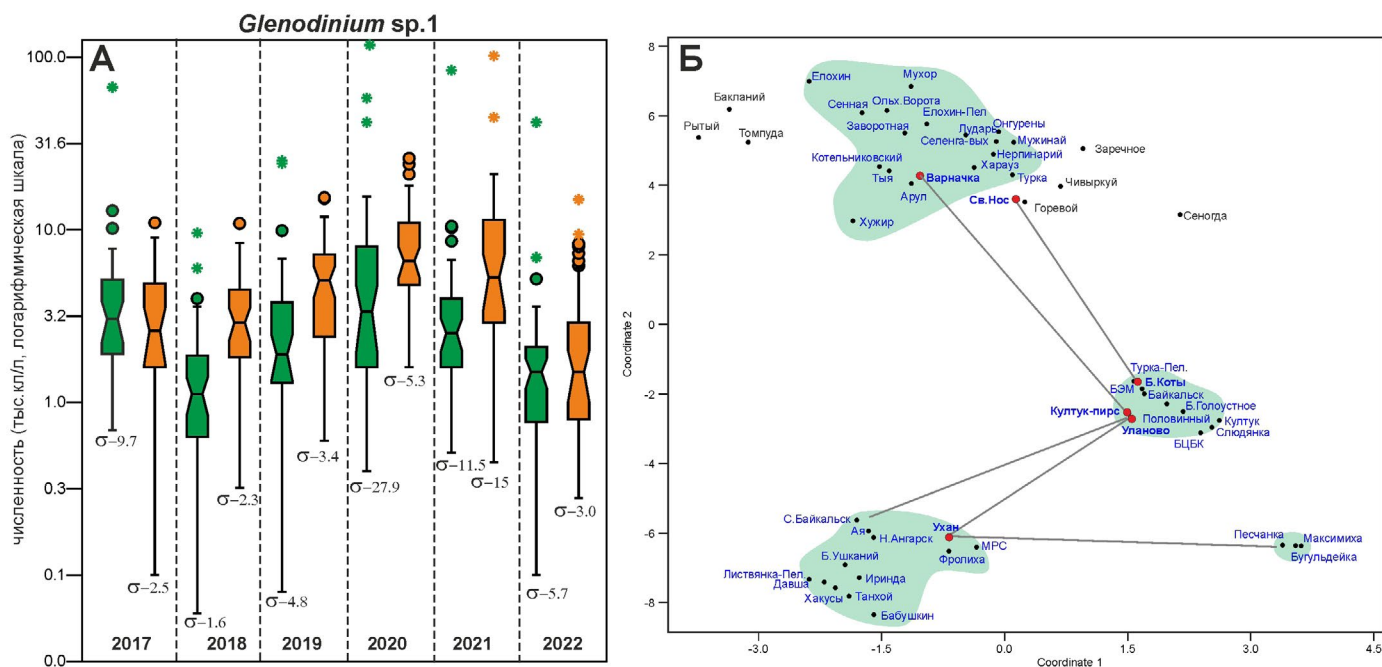


Рис.20. А - распределение численности *Glenodinium sp. 1* в весеннем (зеленные столбики) и осеннем (оранжевые столбики) фитопланктоне. Б - группировка станций по численности *Glenodinium sp. 1* за 2017-2022 гг. на основе метода UMAP (соседей 8, дистанция 0,2).

ные его значения у станций 4 группы, примыкающих к устьевым зонам рек или расположенных в заливах. Однако, значения индекса сапробности для этих станций были ниже, чем для станций 1 и 2 групп. Станции Южного Байкала, расположенные рядом с населенными пунктами, например, Листвянка, Слюдянка, Култук, Танхой выглядят согласно этому индексу благополучнее, чем станции второй группы с минимальной антропогенной нагрузкой. Так же и на Северном Байкале, станция Заречная с самым аномальным развитием спирогиры на Байкале, выглядит лучше, чем станции Фролика, Елохин из второй группы.

В случае с весенним фитопланктоном индекс сапробности увеличивался за счет *Ch. parva*, *D. cylindricum*, *K. longiseta* и *M. arcuatum*, имеющих индекс сапробности 2. В осеннем фитопланктоне индекс сапробности увеличивался только за счет одного вида – *C. parva* ($S = 2.0$).

Всего несколько видов, массово развивающихся в Байкале, придают ему статус 3-го класса качества вод (умеренно загрязненные). При этом следует задаться вопросом - если эти виды-маркеры «загрязнения» присутствуют не только в прибрежной части озера, но и в пелагиали, то значит пелагиаль озера является умеренно загрязненной?

Водоросли рода *Dinobryon* - показатели олиготрофных условий, предпочитающие водоемы с минимальным содержанием минерального фосфора, типичные для глубоководных северных озер (Бондаренко и Логачева, 2016). *D. cylindricum* является типичным представителем пелагиали озера с общей долей 2-18% в сообществе фитопланктона (Поповская и др., 2015). В весеннем фитопланктоне на станциях 1-й группы его средняя численность 40 тыс.кл./л, а на станциях 3-й группы 70 тыс.кл./л (Таблица 2). Так неужели станции 1 группы, обогат-

щенные «загрязненными» водами, могли спродуцировать такое количество *D. cylindricum* для пелагиали озера? Учитывая, что на станциях 2 и 4-й групп среднее его содержание 99 и 87 тыс.кл./л, соответственно, нет оснований полагать, что этот вид является показателем умеренно загрязненных вод.

Регистрируемая в 2017-2022 гг. численность *Ch. parva* как в весенней, так и осенний периоды не более 5 млн.кл./л и не превышала численность этого вида, регистрируемую на станции Б. Коты в 1980-2000 гг. (Izmet'seva et al., 2011). Дополнительно, в 1980-2000 гг. численность этого вида оставалась примерно стабильной. На станции Листвянка БЭМ весной и осенью в 2017-2022 гг. содержание *Ch. parva* не превышало 58 и 482 тыс.кл./л, соответственно. Однако в 1990-1995 гг. на этой же станции ее содержание доходило до 6439 тыс.кл./л. (Vorobyeva, 2018). Таким образом, за последние 40 лет *Ch. parva* является типичным представителем фитопланктона Байкала, хотя в этот период происходили существенные изменения интенсивности антропогенного воздействия. Таким образом, мы не можем говорить, что использование индекса сапробности дает адекватную оценку качества вод оз. Байкал.

3.4. Влияние водности притоков на фитопланктон литорали озера

Показателем низкой водности притока в озеро является уровень Байкала. Сезонные колебания уровня Байкала характеризуются тем, что минимальный уровень озера приходится на конец апреля-начало мая, а максимальный на сентябрь-октябрь. В нашем случае можно видеть, что экстремально низкие уровни озера как весной, так и осе-

нию были в 2016 и 2017 гг. и весной 2018 г. (Рис. 1). С летнего периода 2018 г. и до конца 2023 г. сезонные колебания были близки к среднегодовым (Sinyukovich et al., 2024). Однако, осенний уровень Байкала в 2021 г. 457,22 м был максимальным за 2010-2022 гг. Таким образом, мы имеем несколько рефератных периодов сравнения: 2017 и весна 2018 г. – экстремально низкая водность притоков, 2021 г. – экстремально высокая водность, 2019, 2020 и 2022 гг. – нормальная среднегодовая водность.

После разрушения ледового покрова на ширину зоны смешивания озерных и речных вод оказывает влияние ветровое перемешивание и граница термобара, оказывающего блокирующее действие на проникновение речных вод в глубь озера (Tomberg et al., 2019; Томберг и др., 2024). В распределении весеннего фитопланктона отчетливо выделяются кластеры станций 2017, 2020, 2021 и 2022 годов, и кластер, названный «единым», состоящим из станций всех годов наблюдения, то есть станций, слабо разделяющих между собой в межгодовом аспекте (Рис. 22). Кластер маловодного 2017 г. включает станций: Ая, Нижнеангарск, Арул, Бакланий, Бугульдейка, Давша, Елох_пел, Елохин, Заречное, Иринда, Котельниковский, Лударь, Максимиха, МРС, Мужинай, Ольхонские-ворота, Мужинай, Онгурены, Рытый, Северобайкальск, Селенга_выход, Сеногда, Томпуда, Турка, Турка-пел., Тья, Б. Ушканий, Хакусы, Хужир и Чивыркуй. Этот кластер характеризуются не высокими биомассами – в среднем 600 мг/м³ и средней видовой численностью - 18 видов (Рис. 22). Это выглядит несколько курьезно, что станции, непосредственно примыкающие к крупным притокам Байкала (р. В. Ангара, Турка, Рель, Томпуда, Тья, Бугульдейка и т.д.), не показали высоких значений биомассы фитопланктона. В то время как станции 2017 г., вошедшие в единый кластер (Сенная, Заворотная, БЭМ, Б. Голоустное, Нерпинарий, Б. Коты, Мухор, Култук, Слюдянка, Култук_пирс, Харауз, Танхой, Бабушкин, БЦБК, Байкальск) имеют бедный видовой состав - в среднем 12 видов, но высокие биомассы до 1500 мг/м³. Основные отличия между кластером 2017 г. и «единым» кластером заключаются в численности *D. cylindricum*, *Ch. parva*, *R. pusilla*, *N. graciliformis*, *K. longiseta* и *S. acus* subsp. *radians*. Также *S. acus* subsp. *radians* отмечена с повышенной биомассой на станциях 2017 г. «единого» кластера (Рис. 22). Таким образом в 2017 году 32 станции имели видовые особенности, характерные для этого периода, а 15 станций ничем не отличались от станций других периодов.

В период экстремальной водности в 2021 г., 42 станции вошли в отдельный кластер, а 9 станций были отнесены к «единому» кластеру (БЭМ, Култук, Листвянка_пелагаль, Н.Ангарск, Половинный, Селенга-выход, Сенная, Слюдянка, Уланово). В среднем на станциях кластера 2021 г. регистрировали 22 вида, а биомасса доходила до 1700 мг/м³ (Рис. 22). На станциях 2021 г., отнесенных к «единому» кластеру биомасса была ниже, чем на станциях этого же кластера в 2017 г. Станции кластера

2021 г. отличаются от станций 2021 г., отнесенных к «единому» кластеру, тем что не имеют индикаторных видов, несмотря на более высокое таксономическое разнообразие. Основные различия (53%) определяются повышенным присутствием в кластере 2021 г. – *M. arcuatum*, *A. islandica*, *St. meyeri*, *D. cylindricum*, *Ch. parva*, *S. acus* subsp. *radians*.

Станции 2018 и 2019 гг. не имели отличительных особенностей и все вошли в «единый» кластер. Восемь станций Южного Байкала (Бабушкин, Танхой, Байкальск, БЦБК, Слюдянка, Култук, Култук-выход, Половинный) в 2020 г. также образовали отдельный кластер. И этот кластер обусловлен повышенной численностью *A. baicalensis*, *A. islandica*, *S. acus* subsp. *radians*. Все остальные станции 2020 г. относились к «единому» кластеру. Станции 2022 г. также образовали отдельный кластер, с тесными связями между отдельными станциями Северного Байкала и Малого моря (Горевой утес, Св. Нос, Ая, Давша, Заречное, Лударь, МРС, Ольхонские – ворота, Сев.Байкальск, Сеногда, Тья, Фролиха, Хакусы).

Описанная выше картина кластеризации не позволяет уверенно говорить, что весенний фитопланктон имеет однозначный отклик на режим водности. Если начало развития фитопланктона приходится на подледный период, то и многие притоки озера находятся в замершем состоянии с минимальным подрусловым стоком у крупных рек (Селенга, В. Ангара, Баргузин, Турка, Тья) или же его полным отсутствием у мелких притоков. Чаще всего диапазон колебания минимального уровня от года к году составляет 20 см, и это также не может быть ключевым фактором, определяющим развитие весеннего фитопланктона. Показательны результаты по 2018 г. Весне 2018 г. предшествовали маловодные годы 2014-2017 гг. и казалось бы система должна испытать недостаток в притоке биогенных компонентов к 2018 году. Однако, все станции 2018 года полностью находятся в «едином» кластере, не указывая на какие-то изменения в сообществах фитопланктона, вызванных предшествующим маловодным периодом. И наоборот, станции 2020 и 2022 гг. формируют отдельные кластеры, хотя предпосылок в виде предшествующих значительных колебаний водности не было.

Для осеннего фитопланктона отчетливо отделяется от других только кластер 2022 г., а кластеры 2017 и 2021 гг. близки к единому кластеру №1 (Рис. 22). При этом, единых кластеров, которые сочетают в себя станции различных годов уже два. Станции отдельного кластера 2017 г. (20 станций) отличается от других станций 2017 г. (Селенга-выход, Харауз, Танхой, Тья, Фролиха, Томпуда, Иринда, Св.Нос) Нерпинарий, Бабушкин, Максимиха) повышенным присутствием *R. pusilla*, *Ch. parva*, *C. minuta*, *Oscillatoria* sp.

Станции кластера 2021 г. (37 станций) отличаются от других станций 2021 г. (Танхой, Мухор, Горевой утес, Бакланий, Св.Нос, Харауз, Турка-пел, Турка, Максимиха, Давша, Томпуда, Хакусы, Фролиха, Чивыркуй, Иринда) численными значени-

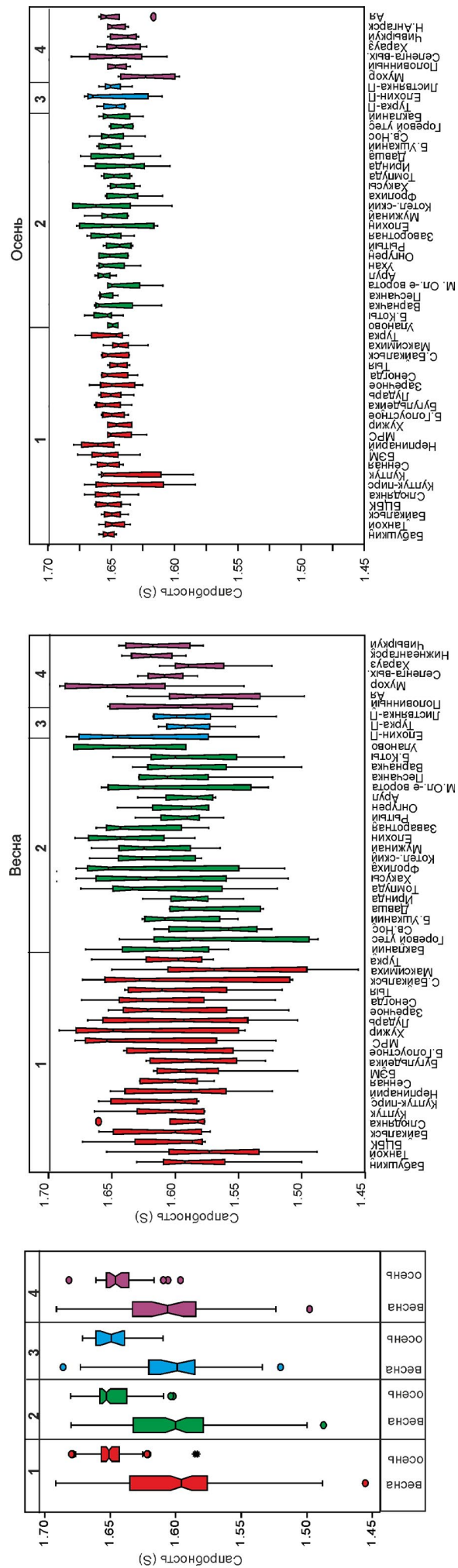


Таблица 4. Виды-индикаторы сапробности

Индикаторный вид	S индекс сапробности вида	Сапро-биологическая группа
<i>Aulacoseira baicalensis</i>	0.4	χ-ο
<i>Chrysosphaerella baicalensis</i>	0.4	
<i>Cyclotella baicalensis</i>	0.4	
<i>Cyclotella minuta</i>	0.4	
<i>Gymnodinium baicalense</i>	0.4	
<i>Stephanodiscus meyeri</i>	0.4	
<i>Peridinium baicalense</i>	0.4	
<i>Aulacoseira islandica</i>	0.6	ο-χ
<i>Tabellaria flocculosa</i>	0.6	
<i>Asterionella formosa</i>	1	ο
<i>Ceratium hirundinella</i>	1	
<i>Cryptomonas gracilis</i>	1	
<i>Cyclotella ocellata</i>	1	
<i>Dinobryon bavaricum</i>	1	
<i>Gloeocapsa turgida</i>	1	
<i>Gyrodinium helveticum</i>	1	
<i>Synedra acus</i> subsp. <i>radians</i>	1	
<i>Synedra ulna</i> var. <i>danica</i>	1	
<i>Urosolenia longiseta</i>	1	
<i>Anabaena scheremetievi</i>	1.4	ο-β
<i>Anabaena spiroides</i>	1.4	
<i>Cyclostephanos dubius</i>	1.4	
<i>Diatoma elongatum</i>	1.4	
<i>Dinobryon cylindricum</i>	1.4	
<i>Fragilaria capucina</i>	1.4	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	1.4	
<i>Lynghya limnetica</i>	1.4	
<i>Merismopedia major</i>	1.4	
<i>Microcystis pulvereae</i>	1.4	
<i>Nitzschia graciliformis</i>	1.4	
<i>Pediastrum kawraiskyi</i>	1.4	
<i>Rhodomonas pusilla</i>	1.4	
<i>Stephanodiscus makarovae</i>	1.4	
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	1.4	
<i>Crucigenia quadrata</i>	1.6	β-ο
<i>Cryptomonas reflexa</i>	1.6	
<i>Gloeotrichia pisum</i>	1.6	
<i>Oocystis lacustris</i>	1.6	
<i>Schroederia setigera</i>	1.6	
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	1.6	
<i>Acanthoceras zachariadi</i>	1.8	ο-α
<i>Closterium ehrenbergii</i>	1.8	
<i>Crucigenia tetrapedia</i>	1.8	
<i>Cryptomonas ovata</i>	1.8	
<i>Cryptomonas rostrata</i>	1.8	
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	1.8	
<i>Dinobryon divergens</i>	1.8	
<i>Elakotathrix genevensis</i>	1.8	
<i>Ellerbeckia teres</i>	1.8	
<i>Mallomonas vannigera</i>	1.8	
<i>Merismopedia glauca</i>	1.8	
<i>Pediastrum boryanum</i>	1.8	
<i>Pediastrum duplex</i>	1.8	
<i>Pediastrum tetras</i>	1.8	

Индикаторный вид	S индекс сапробности вида	Сапро-биологическая группа
<i>Scenedesmus arcuatus</i>	1.8	ο-α
<i>Scenedesmus bijugatus</i>	1.8	
<i>Actinastrum hantzschii</i>	2	β
<i>Anabaena flos-aquae</i>	2	
<i>Anabaena lemmermannii</i>	2	
<i>Anabaena macrospora</i>	2	
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	2	
<i>Chrysochromulina parva</i>	2	
<i>Closterium moniliferum</i>	2	
<i>Coelastrum microporum</i>	2	
<i>Cosmarium botrytis</i>	2	
<i>Cryptomonas erosa</i>	2	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	2	
<i>Dinobryon sociale</i>	2	
<i>Gomphosphaeria lacustris</i>	2	
<i>Koliella longiseta</i>	2	
<i>Lagerheimia genevensis</i>	2	
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	2	
<i>Monoraphidium contortum</i>	2	
<i>Phacus caudatus</i>	2	
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	2	
<i>Sc. acuminatus</i> var. <i>biseriatus</i>	2	
<i>Scenedesmus denticulatus</i>	2	
<i>Scenedesmus obliquus</i>	2	
<i>Scenedesmus quadricauda</i>	2	
<i>Synedra acus</i>	2	
<i>Synedra ulna</i>	2	
<i>Synura petersenii</i>	2	
<i>Tetraëdron incus</i>	2	
<i>Trachelomonas</i> sp. (<i>volvocina</i>)	2	
<i>Trachelomonas hispida</i>	2	
<i>Volvox aureus</i>	2	
<i>Aulacoseira granulata</i>	2.4	β-α
<i>Closterium littorale</i>	2.4	
<i>Cryptomonas marssonii</i>	2.4	
<i>Merismopedia tenuissima</i>	2.4	
<i>Chlorella vulgaris</i>	3	α
<i>Melosira varians</i>	3.6	α-β
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	3.6	

Сапробиологическая группа	% видов
χ-ο	8
ο-χ	2
ο	11
ο-β	16
β-ο	6
ο-α	17
β	32
β-α	4
α	1
α-β	2
Σ	100

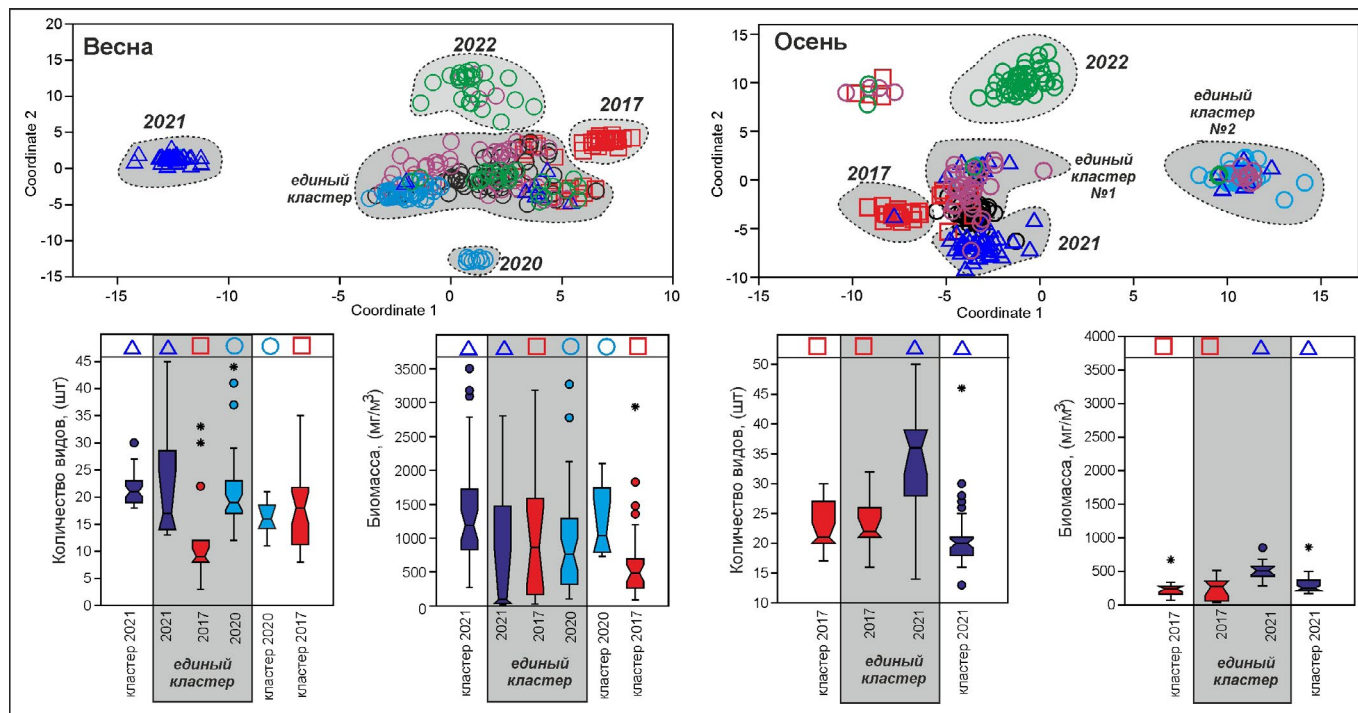


Рис.22. Кластеризация весеннего и осеннего фитопланктона исходя из года его формирования. Красные квадраты - станции 2017 г., черные круги - станции 2018 г., лиловые круги – станции 2019 г., синие круги – станции 2020 г., синие треугольники – 2021 г., зеленые круги – станции 2022 г.

ями *M. arcuatum* и *D. sociale*. А на станциях, отнесенных к «единым» кластерам №1 и №2, больший вклад в отличия вносят *M. pulvereae*, *M. contortum*, *St. minutulus*, *A. formosa*, *C. gracilis*, *A. lemmermannii*, *A. granulate* и *N. graciliformis*.

Как не странно, но кластер 2021 г. по видовому составу беднее, чем кластеры 2017 г. Значения биомассы 2017 и 2021 гг. практически сопоставимы между собой, и меньше значений биомасс на станциях весеннего кластера 2017 г. (Рис. 22). Таким образом, и в осеннем фитопланктоне мы не находим отчетливых доказательств, взаимосвязи между водностью притоков и развитием фитопланктона. Также, мы не наблюдаем однозначной линейной связи в системе «чем больше приток биогенных компонентов за счет речного стока, тем больше биомасса фитопланктона». Так исследование распределения фитопланктона на Ангара-Кичерском мелководье Северного Байкала показало, что несмотря на высокие концентрации кремния, азота и фосфора на расстоянии до 8 км от устья р. В. Ангара фитопланктон развивался только в 1-1,5 км зоне от устья (Томберг и др., 2024). То есть экспансия фитопланктона в глубь озера была лимитирована, какими-то другими факторами, а не количеством биогенных компонентов.

Таблица 5 показывает, что по биомассе фитопланктона на станциях, близко расположенных к устьям рек, также не однозначно разделяют 2017 и 2021 гг. При этом станции Селенгинского мелководья показывают, диаметрально разное распределение биомасс. На большинстве станций, ничем не примечательных в гидрологическом плане, в 2020 г. отмечено увеличение биомассы фитопланктона и видового состава (Рис. 22).

Вероятнее всего, на снабжение фитопланктона биогенными элементами большее влияние оказывают внутренние гидрофизические процессы Байкала в виде апвеллингов – поступление глубинных вод в фотическую зону. Например, в ходе эксперимента на станции Б. Коты когда химический состав воды определялся каждый день с июня по ноябрь 2020 г. было определено, что с 3 июня по 17 июля содержание минерального фосфора с 9 мкг/л снизилось до нулевых значений, а 18 июля в результате шторма произошел апвеллинг и концентрация фосфора вновь стала около 9 мкг/л (Domysheva et al., 2023). В целом же за период открытой воды 2017-2022 гг. такие явления апвеллинга в мелководной зоне Южного и Среднего Байкала происходили через 4-6 дней, а в Северном Байкале 8-16 дней (Fedotov and Khanaev, 2023)

3.5. Сопоставление полученных данных с предыдущими исследованиями

В качестве сравнения мы выбрали данные 1990-1995 гг. для станции Листвянка БЭМ. В течение этого периода пробы фитопланктона отбирались каждые 5-7 дней. Были выбраны данные для нескольких дней, примерно, совпадающих со сроками проведения экспедиций 2017-2022 гг. Если сравнивать общие биомассы фитопланктона планктона, то отчетливо видно, что в наших исследованиях биомасса весеннего фитопланктона не превышала 450 мг/м³, а в 1990 и 1995 гг. она доходила, до 600 и 1050 мг/м³, соответственно (Рис. 23). Практически все отделы весеннего фитопланктона 1990-1995 гг. по биомассам или были на уровне или превосходили таковые в 2017-2022 гг. Особенно,

Таблица 5. Биомасса осеннего фитопланктона на станциях, близко примыкающим к устьевым зонам притоков Байкала

год	Биомасса, (мг/м³)										
	Селенга-выход (р.Селенга)	Харауз (р. Селенга)	Н.Ангарск (В.Ангара)	Турка (р.Турка)	Томпуда (р.Томпуда)	Иринда (р.Иринда)	Бугульдейка (р.Бугульдейка)	Б.Голоустное (р.Голоустная)	Котельниковский (р.Куркула)	Тыя (р.Тыя)	Половинный (р.Половинная)
2017	321	281			65	38	309	241	249	42	
2018			283	491		47	279	203	84	182	97
2019	403	436	348	915	343	362	166	170	31	318	545
2020	4633	397	241	444	229	331	400	301	279	153	258
2021	419	510	860	676	281	344	331	208	210	500	232
2022	2491	140		59	95	145	121	158	38	185	1248

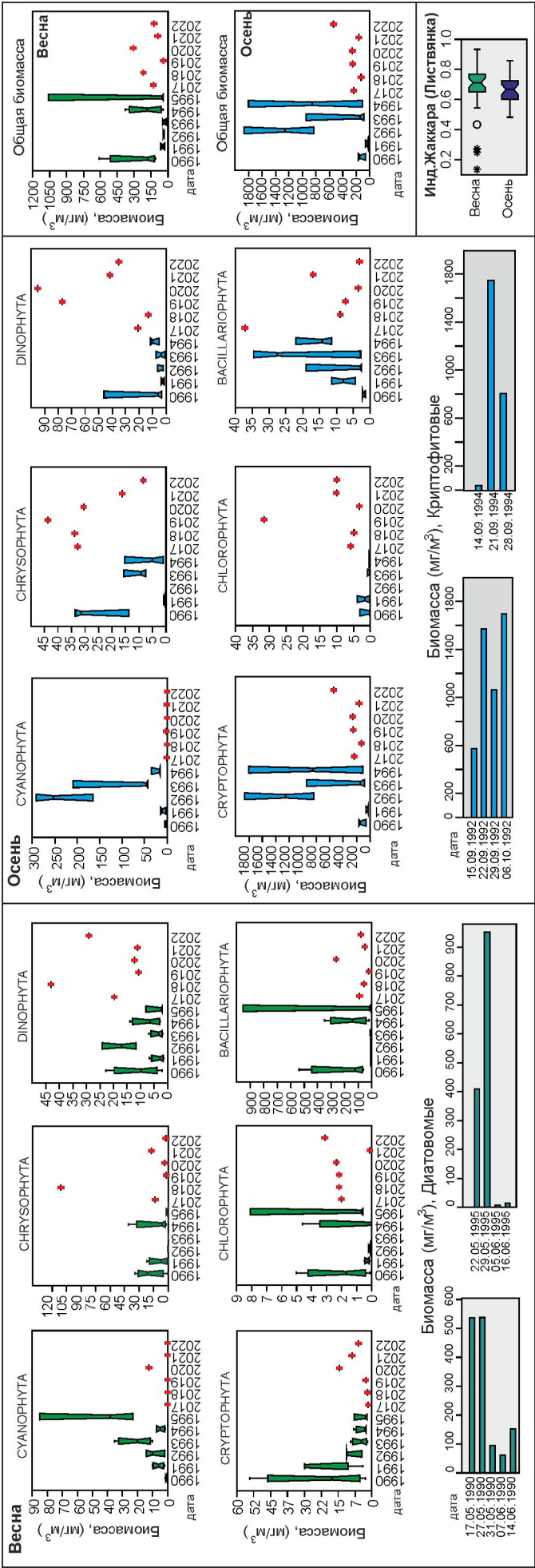


Рис.23. Сравнение распределений биомасс фитопланктона 1990-1995 и 2017-2022 годов. Нижние столбчатые диаграммы показывают декадную изменчивость биомасс доминантов весеннего (диатомовые) и осеннего (криптофитовые) фитопланктона.

это заметно для цианобактерий и криптофитовых водорослей (Рис. 23). Очень высокая изменчивость характерна и в декадном временном распределении. Например, если бы экспедиция отбирала пробы 29 мая 1995 г., то зарегистрировали бы биомассу диатомовых в - 950 мг/м³, а если бы 05 июня 1995 г., то их биомасса была бы только 7 мг/м³ (Рис. 23). Вероятная причина этого явление - обновление верхней толщи глубинными водами при апвеллинге.

Биомассы осеннего фитопланктона 1992-1994 гг. в 3 и 4 раза превышали таковые периода 2017-2022 гг. (Рис. 23) Особенно удивительна биомасса криптофитовых, доходящая до 1752 мг/м³. Такие высокие суммарные биомассы вообще были редки в наших исследованиях, не говоря уже про криптофитовых, биомасса которых не превышала 450 мг/м³ на четвертой группе станций (Рис. 13). Также совершенно неясным остается причина резкого увеличения биомассы, когда 14 сентября 1994 г. биомасса криптофитовых была 42 мг/м³, а 21 сентября 1994 г. увеличилась до 1752 мг/м³. Можно предположить, что наработки биомассы произошла из-за деления клеток и их увеличению по экспоненциальному уравнению. Однако, за этот промежуток времени биомасса других классов наоборот уменьшилась. С другой стороны, а какой источник питательного вещества для роста криптофитовых был в 1990-е годы в п. Листвянка? По интенсивности хозяйственно-бытовой деятельности в те годы поселок явно уступал современному периоду.

При исследовании процесса седиментации планктонных водорослей в прибрежной зоне оз. Байкал в районе пос. Б. Коты в июле 2002 г. было установлено, что интегральные значения фитопланктона в слое 0–15 м увеличились от 1,7 млрд/кл. м² 15 июля 2002 г. до 5,2 млрд/кл. м² к 22 июля 2002 г., то есть более чем в 3 раза (Крашук и Измestьева, 2004).

В районе п. Листвянка расположены 4 станции (БЭМ, Сенная, Нерпинарий, Листвянка-Пел). Была проверена схожесть видового состава (индекс Жаккара) на этих станциях для каждого года. В среднем эти станции имели индекс сходства для весенней и осенней съемки 0,7 и 0,62, соответственно. Однако, были и значения индекса и около 0,5, а весенний видовой состав 2017 года имел индекс сходства между станциями 0,13-0,4, то есть с отсутствием сходства (Рис. 23).

Таким образом, можно прийти к выводу, межгодовое сравнение количественных параметров фитопланктона по одной станции, может дать во многом ложный, не интерпретируемый результат.

4. Выводы

В работе представлены данные по динамике изменения видового состава, численности клеток и биомассы прибрежного фитопланктона в весенний (конец мая-начало июня) и осенний (поздний сентябрь) периоды 2017-2022 гг. Станции исследования располагались по периметру озера через каж-

дые 30-50 км. Станции наблюдения разделялись на 4 группы: 1 - станции, примыкающие к населенным пунктам, 2 - без такого влияния, 3 -станции пелагиали и 4 - станции устьевых частей рек и заливов.

В весеннем фитопланктоне диатомовые были абсолютными доминантами (67,5%). Доля золотистых составляла (15%). Средняя биомасса диатомовых в 1, 2, 3 и 4 группах была 756, 561, 713 и 904 мг/м³, соответственно. Наиболее часто на станциях обнаруживали 15-22 вида. Наиболее высокие значения богатства видов - 40-45 видов было на станциях, расположенные вблизи дельты р. Селенга.

В осеннем фитопланктоне минимальное и максимальное количество обнаруженных видов на одной станции было 11 и 50, соответственно. С позиции численности осенний фитопланктон прибрежной зоны Байкала может быть характеризован, как сообщество гаптофитово-криптофитовых водорослей, а с позиции биомассы только как сообщество криптофитовых водорослей. Численность и биомасса криптофитовых водорослей могли достигать до 2235 тыс.кл./л и 472 мг/м³, соответственно. Золотистые водоросли при высокой численности, достигающей до 1000 тыс.кл./л, имели небольшую биомассу, зачастую ниже 50 мг/м³.

Установлено, что наиболее часто индекс сапробности для всех групп весной 1,46-1,69 (среднее-1,6), осенью 1,58-1,68 (среднее-1,65). Однако, только несколько видов, массово развивающихся в Байкале, придавали ему статус 3-го класса качества вод (умеренно загрязненные), что ставит под сомнение релевантность использования данного индекса для Байкала. Также не обнаружено отчетливых доказательств взаимосвязи между водностью притоков и развитием прибрежного фитопланктона.

На основе видового состава, численности клеток и биомассы весеннего и осеннего фитопланктона нам не удалось достоверно разделять части акватории прибрежной зоны Байкала по степени антропогенного воздействия на прибрежную зону Байкала.

Благодарности

Выражаем благодарность Аношко П.Н., Кузьмину А.В., Носовой В.В., Жученко Н.А., Голобоковой Л.П., Майор Т.Ю., Усову С.В., команде НИС «Папанин» за помощь в проведение экспедиционных работ. Бондаренко Н.А., Майор Т.Ю., Железняковой Т.О. за высказанные замечания, пожелания и помощь в оформлении статьи. Работа выполнена в рамках темы государственного задания № 121032300224-8.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Barinova S. 2017. On the classification of water quality from an ecological point of view. *International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources* 2: 1-8.

- Bondarenko N.A., Ozersky T., Obolkina L.A. et al. 2019. Recent changes in the spring microplankton of Lake Baikal, Russia. *Limnologia* 75: 19-29. DOI: [10.1016/j.limno.2019.01.002](https://doi.org/10.1016/j.limno.2019.01.002)
- Bondarenko N.A., Vorobyova S.S., Zhuchenko N.A. et al. 2020. Current state of phytoplankton in the littoral area of Lake Baikal, spring 2017. *Journal of Great Lakes Research* 46(1): 17-28. DOI: [10.1016/j.jglr.2019.10.001](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.10.001)
- Domysheva V., Vorobyeva S., Golobokova L. et al. 2023. Assessment of the Current Trophic Status of the Southern Baikal Littoral Zone. *Water* 15(6): 1-14. DOI: [10.3390/w15061139](https://doi.org/10.3390/w15061139)
- Fedotov A.P., Khanaev I.V. 2023. Annual temperature regime of the shallow zone of Lake Baikal inferred from high-resolution data from temperature loggers. *Limnology and Freshwater Biology* 4: 119-125. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-4-119](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-4-119)
- Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9.
- Izmet'seva L.R., Silow E.A., Litchman E. 2011. Long-term dynamics of lake pelagic phytoplankton under climate change. *Inland Water Biology* 4(3): 301-307.
- Popovskaya G.I. 2000. Ecological monitoring of phytoplankton in Lake Baikal. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 3: 215-225.
- Sinyukovich V.N., Georgiadi A.G., Groisman P.Y. et al. 2024. The Variation in the Water Level of Lake Baikal and Its Relationship with the Inflow and Outflow. *Water* 16(560): 1-21. DOI: [10.3390/w16040560](https://doi.org/10.3390/w16040560)
- Sládeček V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie* 7: 1-218.
- Sorokovikova L.M., Tomberg I.V., Sinyukovich V.N. et al. 2019. Low water level in the Selenga River and reduction of silica input to Lake Baikal. *Inland Waters* 9(4): 464-470. DOI: [10.1080/20442041.2019.1580078](https://doi.org/10.1080/20442041.2019.1580078)
- Timoshkin O.A., Moore M.V., Kulikova N.N. et al. 2018. Groundwater contamination by sewage causes benthic algal outbreaks in the littoral zone of Lake Baikal (East Siberia). *Journal of Great Lakes Research* 44(2): 230-244. DOI: [10.1016/j.jglr.2018.01.008](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2018.01.008)
- Timoshkin O.A., Samsonov D.P., Yamamuro M. et al. 2016. Rapid ecological change in the coastal zone of Lake Baikal (East Siberia): Is the site of the world's greatest freshwater biodiversity in danger? *Journal of Great Lakes Research* 42: 487-497. DOI: [10.1016/j.jglr.2016.02.011](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2016.02.011)
- Tomberg I.V., Sinyukovich V.N., Ivanov V.G. et al. 2019. Transformation of the chemical composition of waters from the Barguzin River in the Barguzin Bay (Lake Baikal). *Limnology and Freshwater Biology* 4: 275-280. DOI: [10.31951/2658-3518-2019-A-4-275](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2019-A-4-275)
- Usoltseva M.V., Titova L.A., Firsova A.D. et al. 2023. Long-term dynamics of dominant diatom species abundance of spring phytoplankton in three basins of the pelagic zone of Lake Baikal in 1964-1984 and 2007-2016. *Limnology and Freshwater Biology* 2: 55-62. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-2-55](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-2-55)
- Vorobyeva S.S. 2018. Phytoplankton assemblages of the Southern Baikal in 1990-1995 and 2016-2018. *Limnology and Freshwater Biology* 2: 141-143. DOI: [10.31951/2658-3518-2018-A-2-141](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2018-A-2-141)
- Антипова Н.Л., Кожов М.М. 1953. Материалы по сезонным и годовым колебаниям численности руководящих форм фитопланктона оз. Байкал. Труды Иркутского университета. Серия Биология и экология 7(1-2): 63-68.
- Антипова Н.Л. 1963. Сезонные и годовые изменения фитопланктона в озере Байкал. Труды Лимнологического института СО АН СССР 2 (22): 12-28.
- Баранова С.С., Медведева Л.А., Анисимова О.В. 2006. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив: PiliesStudio.
- Белых О.И., Бессудова А.Ю., Гладких А.С. и др. 2011. Руководство по определению биомассы видов планктона пелагиали оз. Байкал. Методическое пособие.
- Бондаренко Н.А., Логачева Н.Ф. 2016. Структурные изменения в фитопланктоне прибрежной зоны озера Байкал. *Гидробиологический журнал* 6: 17-26.
- Бондаренко Н.А., Русанов И.И., Черницына С.М. и др. 2020. Функционирование микроводорослей подледного планктона и ледовой интерстициали в прибрежной зоне озера Байкал. *Микробиология* 89(3): 344-355.
- Бондаренко Н.А., Русанов И.И., Черницына С.М. и др. 2022. Структура и продукционный потенциал летнего фитопланктона озера Байкал в современный период. *Водные ресурсы* 49(1): 66-76. DOI: [10.31857/S0321059622010059](https://doi.org/10.31857/S0321059622010059)
- Бриттон Г. 1986. Биохимия природных пигментов. Москва: Мир.
- Водоросли: справочник. 1989. В: Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. и др. (ред.). Киев: Наук. думка.
- Вотинцев К.К., Мещерякова А.И., Поповская Г.И. 1975. Круговорот органического вещества в озере Байкал. Новосибирск: Наука.
- Генкал С.И., Поповская Г.И., Бондаренко Н.А. 2006. Новые данные по морфологии, экологии и распространения STEPHANODISCUS MEYERI (BACILLARIOPHYTA). *Ботанический журнал* 91(9): 1329-1334.
- ГОСТ 17.1.4.02-90. 1991. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла а.
- Калюжная Л.И., Антипова Н.Л. 1974. О роли синедры в фитопланктоне озера Байкал. В: Продуктивность Байкала и антропогенные изменения его природы. Иркутск, С. 85 - 94.
- Кожова О.М., Мельник Н.Г. 1978. Инструкция по обработке проб планктона счетным методом. Иркутск: Издательство Иркутского университета.
- Кращук Л.С., Измest'ева Л.Р. 2004. Седиментация фитопланктона в Южном Байкале в летний период. В: Экосистемы и природные ресурсы горных стран. Новосибирск, С. 87-93.
- Помазкина Г.В., Белых О.И., Домышева В.М. и др. 2010. Структура и динамика фитопланктона в Южном Байкале (Россия). *Альгология* 20(1): 56-72.
- Поповская Г.И., Генкал С.И., Лихошвай Е.В. 2011. Диатомовые водоросли планктона озера Байкал: Атлас - определитель. Новосибирск: Наука.
- Поповская Г.И., Усольцева М.В., Домышева В.М. и др. 2015. Весенний фитопланктон Байкала по данным кругобайкальских экспедиций 2007-2011 гг. География и природные ресурсы 3: 74-84.
- Поповская Г.И. 1977. Динамика фитопланктона пелагиали. В: Биологическая продуктивность пелагиали Байкала и ее изменчивость. Новосибирск, С. 5-39.
- Поповская Г.И. 1987. Фитопланктон глубочайшего озера мира. В: Морской и пресноводный планктон. Ленинград, С. 107-115.
- Поповская Г.И. 1991. Фитопланктон Байкала и его многолетние изменения (1958-1990). Новосибирск: АН СССР. СО. Центр. Сиб. Бот. сад.
- Поповская Г.И. 1963. Фитопланктон Селенгинского мелководья, прилегающих участков открытого Байкала, соров и дельтовых проток реки Селенги - Лиственичное на Байкале.
- Томберг И.В., Сороковикова Л.М., Сinyukovich В.Н. и др. 2024. Формирование химического состава вод Северного Байкала в зоне смешения с водами притоков. *Метеорология и гидрология* 3: 1-13. DOI: [10.52002/0130-2906-2024-3-98-110](https://doi.org/10.52002/0130-2906-2024-3-98-110)
- Яснитский В.Н., Скабичевский А.П. 1957. Фитопланктон Байкала. Труды Байкальской лимнологической станции 15: 212-262.

Application of polymeric amines as adjuvants to overcome resistance of *Pseudomonas aeruginosa* to tetracycline

Annenkov V.V.*^{ORCID}, Pal'shin V.A.^{ORCID}, Zelinsky S.N.^{ORCID}, Suslova M.Yu.^{ORCID},
Lipko I.A.^{ORCID}, Danilovtseva E.N.^{ORCID}

Limnological Institute, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, 3 Ulan-Batorskaya Str., Irkutsk, 664033, Russia

ABSTRACT. Overcoming antibiotic resistance in pathogenic microorganisms is important due to the proliferation of initially resistant species whose resistance has increased over decades of antibiotic use. A significant danger is caused by *Pseudomonas aeruginosa* (Schroeter, 1872) Migula, 1900 (blue bacillus), which possesses a strong cell membrane and is capable of forming biofilms around colonies. We found that hydrophilic polyvinylamine, which does not contain any specific functional groups and binding centers, is able to significantly enhance the sensitivity of *Ps. aeruginosa* to tetracycline. The minimum inhibitory concentration was 0.26-1.16 µg/mL depending on the density of the initial culture of *Ps. aeruginosa*, which corresponds to the values for sensitive microorganisms.

Keywords: *Pseudomonas aeruginosa*, blue bacillus, tetracycline, polyvinylamine, adjuvant

For citation: Annenkov V.V., Pal'shin V.A., Zelinsky S.N., Suslova M.Yu., Lipko I.A., Danilovtseva E.N. Application of polymeric amines as adjuvants to overcome resistance of *Pseudomonas aeruginosa* to tetracycline // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 1. - P. 178-186. DOI: [10.31951/2658-3518-2025-A-1-178](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2025-A-1-178)

1. Introduction

The progress in the fight against bacterial infections, primarily due to the use of antibiotics, has as a side effect not only the emergence of antibiotic-resistant strains, but also a greater spread of bacteria that originally had defense mechanisms against external influences. A significant danger is caused by *Pseudomonas aeruginosa* (Schroeter, 1872) Migula, 1900 (blue bacillus), which is responsible for infectious diseases of respiratory organs, gastrointestinal tract, urinary tract, circulatory system, etc. (Osmon et al., 2004). (Osmon et al., 2004; Wood et al., 2023). This bacterium actively infects organisms weakened by other diseases, which makes it playing an increasing role in hospital-acquired infections. Antibiotic resistance of *Ps. aeruginosa* is associated with both acquired genetically anchored mechanisms of resistance to certain classes of substances, as well as with the existing efflux system (active excretion of antibiotics from the cell) and poor permeability of the cell membrane, which is characteristic of Gram-negative bacteria (Jin, 2024). In addition, these bacteria can form biofilms that also prevent drug penetration (Thi et al., 2020).

The use of adjuvants, chemical compounds that weaken bacterial defenses, such as those that disrupt

biofilms and increase cell membrane permeability, is one strategy to overcome antibiotic resistance (Douafer et al., 2019). A number of adjuvants have been tested to enhance the activity of tetracycline and its derivatives against *Ps. aeruginosa* (Borselli et al., 2017; Troudi et al., 2020; 2021; Wang et al., 2021; Troïa et al., 2022). Polyaminofarnesyl and polyaminogeranyl derivatives containing 3-4 amino groups and a hydrophobic fragment showed sufficiently high activity (Troudi et al., 2020; 2021). The use of these substances made it possible to reduce the effective concentrations of tetracyclines to 2 µg/mL and below, which is within the range of values for tetracycline-sensitive Gram-positive bacteria *Bacillus subtilis* (Ehrenberg 1835) Cohn 1872 (Minzdrav RF, 2018).

While tetracycline was synthesized about 70 years ago (Stephens et al., 1952), it is still actively used in the control of anthrax (*Bacillus anthracis* Cohn 1872), rickettsioses (*Rickettsia species*), respiratory diseases (*Mycoplasma pneumoniae* Somerson et al. 1963), pneumonia (*Chlamydomphila pneumoniae* Grayston et al. 1989) Everett et al. 1999), periodontitis, acne, rosacea (Roberts, 2003).

Tetracycline (Scheme 1) is an amphoteric compound with several ionizable functional groups responsible for their corresponding pKa values: a tricarbonyl-

*Corresponding author.

E-mail address: annenkov@lin.irk.ru, annenkov@yahoo.com (V.V. Annenkov)

Received: November 18, 2024; **Accepted:** December 04, 2024;
Available online: February 26, 2025

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



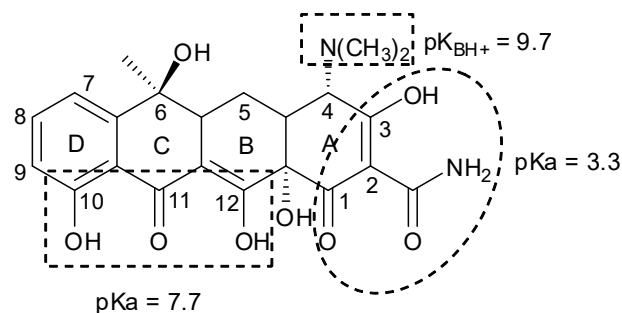
amide (C-1:C-2:C-3, $pK_a = 3.3$), a phenolic diketone (C-10:C-11:C-12, $pK_a = 7.7$) and a dimethyl amino group (C-4, $pK_{BH^+} = 9.7$). Therefore, under acidic, slightly acidic, neutral and alkaline conditions, tetracycline exists in cationic, zwitterionic and anionic forms, respectively (Gu and Karthikeyan, 2005). Problems in its use are related to the existing or developed resistance of several pathogens (Opal and Pop-Vicas, 2015; Grossman, 2016; Unemo et al., 2024). In addition, some difficulties are caused by the reduced solubility of tetracycline in the physiological pH range: about 22-27 $\mu\text{g/mL}$ in acetate/phosphate buffer solutions in the pH range of 5-7 (Ahmed and Jee, 1985; Meretoudi et al., 2020). In this regard, the common dosage form of tetracycline is its hydrochloride, and the efficacy of amine-containing adjuvants may be related to both their ability to disrupt bacterial membranes and biofilms and their interaction with the tetracycline molecule, increasing its solubility and bioavailability. In the study of low molecular weight compounds as adjuvants (Troudi et al., 2021), the need for a combination of hydrophobic and basic hydrophilic fragments in the molecules was noted. At the same time, the ability of polyamines to penetrate living cells is known, which makes them promising as nucleic acid delivery agents in gene therapy and genetic engineering (Boussif et al., 1995; Tian et al., 2022; 2024). Polyvinylamine (PVA) is one of the simplest in structure polymeric amines (Scheme 2), available in the form of fractions with a narrow molecular weight distribution when obtained by hydrolysis of fractionated polyvinylformamide (Annenkov et al., 2011).

This work is aimed at studying the adjuvant activity of PVA in relation to tetracycline when acting on *Ps. aeruginosa* bacteria. We also evaluated the adjuvant activity of oligopropylamine (Scheme 2), which is similar to compounds found in the valves of diatom algae (Sumper and Kröger, 2004).

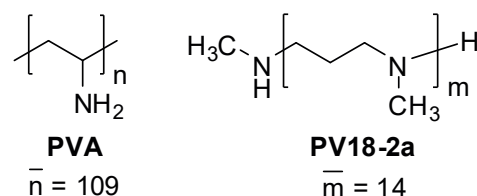
2. Materials and methods

PVA fraction of molecular mass 4.7 kDa obtained according to (Annenkov et al., 2011) was used in this work. Oligomeric polyamine PV18-2a, fraction 1.0. kDa, was synthesized according to the method of (Annenkov et al., 2018). Tetracycline was prepared from its hydrochloride (Sisco Research Laboratories Pvt. Ltd., lot 38614) according to the method (Kardys and Conn, 1961)). Solutions for testing antimicrobial activity were prepared by dissolving the components in physiological solution (150 mM NaCl), the pH value was adjusted to 7.4 by adding 0.1 M HCl or NaOH. The prepared solutions were sterilized by filtration through syringe filters (0.22 μm , Sartorius AG, Germany).

Antimicrobial activity was evaluated by the method of diffusion in agar on dense nutrient medium by comparing the size of the zones of growth suppression of the microorganism (Minzdrav RF, 2018). Sterile nutrient medium GMF-agar (LLC "NICF" series 1151221, valid till 12.2024), pre-seeded with test microorganism - *Pseudomonas aeruginosa* 27853, was poured into plastic disposable Petri dishes with diameter 90 mm



Scheme 1. Structure of tetracycline and ionization constants of its functional groups.



Scheme 2. Structures of PVA and oligopropylamine PV18-2a.

(JSC "Firma Medpolymer", Saint-Petersburg, series 011032024, valid till 03.2027). Culture suspension was prepared using turbidity standard SOP №1-98-15 BAK-10 (from 19.04.2024, valid until 19.04.2025) in sterile physiological solution, after which it was added to nutrient medium ($49 \pm 1^\circ\text{C}$) at the rate of 1 mL per 100 mL. To determine the number of bacterial cells in 1 mL of suspension, a series of dilutions were made followed by sowing on GMF-agar. Thus, the number of *Ps. aeruginosa* introduced into a Petri dish was $4.5 \cdot 10^9$ cfu/mL.

After solidification of the nutrient medium in a Petri dish, 6 wells with a diameter of 8.1 mm and a height of 6.5 mm were made using a hollow tube. 150 μL of test solutions were added into the wells. Working solutions of the tested substances were prepared in different concentrations. Each experiment was carried out in three replicates. After the solutions were added, the dishes were left at room temperature for an hour, then incubated at $(36 \pm 1)^\circ\text{C}$ for 16-18 hours.

A typical view of a Petri dish after cultivation is shown in Fig. 1. The diameter and width of the zones of growth suppression of the test microorganism were measured using a digital caliper, with an accuracy of 0.1 mm. The values of minimum inhibitory concentration (MIC) were found similarly (Bonev et al., 2008) from the dependence $\ln(C)$ vs l^2 , where C is the concentration of the active substance, l is the width of the inhibition zone. The dependence was approximated by a linear equation with a free term equal to $\ln(\text{MIC})$.

3. Results and discussion

Tetracycline suppresses the growth of *Ps. aeruginosa* at rather high concentrations (Fig. 1), its MIC is 46.8 $\mu\text{g/mL}$, which is consistent with the data obtained using the dilution method of microbial suspension in a 96-well plate (Troudi et al., 2021). Experiments in the presence of 100 $\mu\text{g/mL}$ PVA showed (Fig. 2) a significant increase in tetracycline activity, its MIC decreased

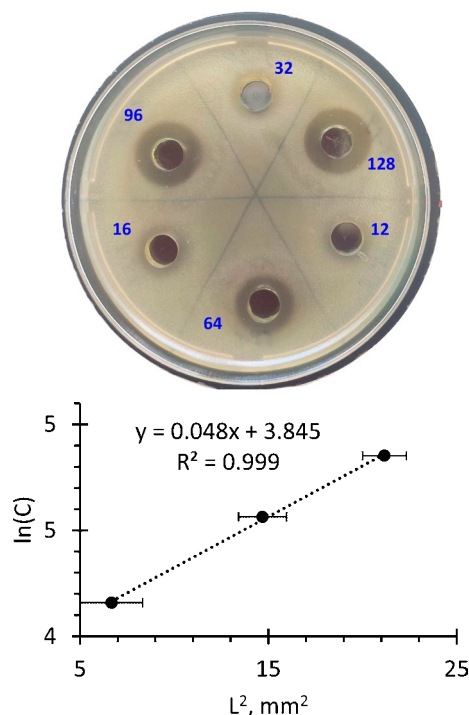


Fig.1. Photograph of a Petri dish after the action of tetracycline in different concentrations ($\mu\text{g/mL}$, indicated near the wells). At the bottom is the dependence of the logarithm of tetracycline concentration ($\mu\text{g/mL}$) on the square of the radius of the inhibition zone (mm). The MIC was $46.8 \mu\text{g/mL}$.

to 1.16 and $0.26 \mu\text{g/mL}$ depending on the density of the initial culture of *Ps. aeruginosa*. These values exceeded the best values of $\geq 2 \mu\text{g/mL}$ for polyaminofarnesyl and polyaminogeranyl derivatives (Troudi et al., 2020; 2021). PVA in the absence of tetracycline begins to inhibit the growth of *Ps. aeruginosa* only at a concentration of $200 \mu\text{g/mL}$. When PVA and $12 \mu\text{g/mL}$ tetracycline were co-administered (Fig. 3), the MIC of PVA was $57 \mu\text{g/mL}$.

Polyamine PV18-2a (Scheme 2), which is an analog of biogenic polyamines from valves of diatom algae (Sumper and Kröger, 2004), was also tested as an adjuvant for tetracycline. PV18-2a is an oligomeric compound with an average molecular mass of 1.0 kDa . The elemental unit of PV18-2a contains a higher number of hydrocarbon groups compared to PVA and possesses certain hydrophobic properties, in particular the ability to associate in aqueous medium (Annenkov et al., 2024). It also enhances the antibacterial activity of

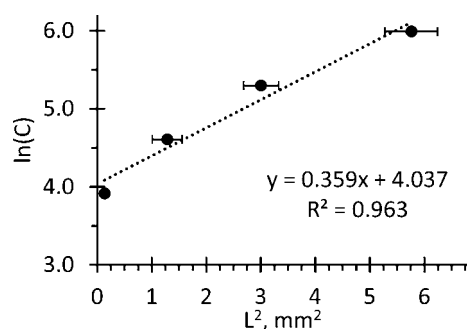


Fig.3. Dependence of the logarithm of the concentration of PVA (4.7 kDa) on the square of the radius of the inhibition zone (mm) in the presence of tetracycline ($12 \mu\text{g/mL}$). The MIC was $57 \mu\text{g/mL}$.

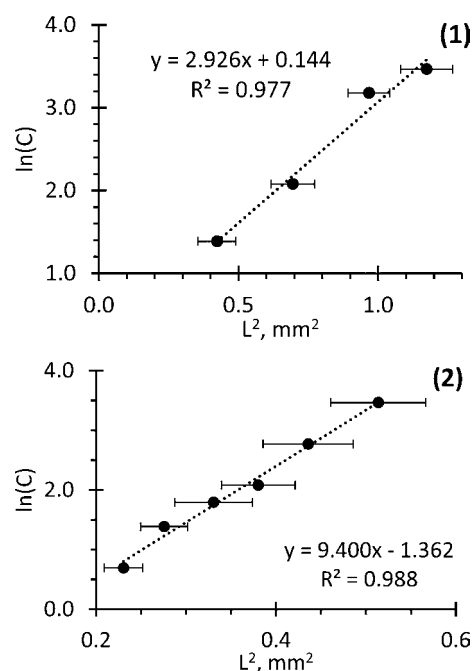


Fig.2. Dependence of the logarithm of tetracycline concentration ($\mu\text{g/mL}$) on the square of the radius of the inhibition zone (mm) in the presence of $100 \mu\text{g/mL}$ PVA. (1) - culture density of $4.5 \cdot 10^9 \text{ cl/mL}$, (2) - 10^5 cl/mL . MIC: 1.16 (1) and 0.26 (2) $\mu\text{g/mL}$.

tetracycline up to MIC $6.3 \mu\text{g/mL}$ (Fig. 4), which is significantly lower than the MIC of free tetracycline.

4. Conclusions

Thus, we found that hydrophilic polyvinylamine, which does not contain any specific functional groups and binding centers, is able to significantly enhance the sensitivity of *Ps. aeruginosa* to tetracycline, reducing its active concentrations to the values characteristic of sensitive microorganisms. Taking into account the ability of polyamine PV18-2a to also act as an adjuvant to the *Ps. aeruginosa* - tetracycline system, the activity of polyvinylamine can be attributed to the presence of multiple amino groups capable of association with cell membranes and biofilms. It can be assumed that varying the structure and molecular weight of polymeric amines will yield more effective adjuvants capable of inhibiting antibiotic resistance of microorganisms.

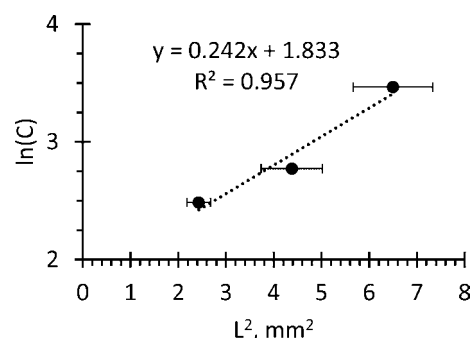


Fig.4. Dependence of the logarithm of tetracycline concentration ($\mu\text{g/mL}$) on the square of the radius of the inhibition zone (mm) in the presence of $100 \mu\text{g/mL}$ PV18-2a. The MIC was $6.25 \mu\text{g/mL}$.

Acknowledgements

This research was funded by the Russian Science Foundation, grant number 22-15-00268, <https://rscf.ru/en/project/22-15-00268/>.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

- Ahmed B.M., Jee R.D. 1985. The acidity and solubility constants of tetracyclines in aqueous solutions. *Analytica Chimica Acta* 166: 329-333. DOI: [10.1016/S0003-2670\(00\)84886-2](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)84886-2)
- Annenkov V.V., Danilovtseva E.N., Pal'shin V.A. et al. 2011. Poly (vinyl amine) – silica composite nanoparticles: models of the silicic acid cytoplasmic pool and as a silica precursor for composite materials formation. *Biomacromolecules* 12: 1772–1780. DOI: [10.1021/bm2001457](https://doi.org/10.1021/bm2001457)
- Annenkov V.V., Maheswari K.U., Pal'shin V.A. et al. 2018. Design of oligonucleotide carriers: importance of polyamine chain length. *Polymers* 10(12): 1297. DOI: [10.3390/polym10121297](https://doi.org/10.3390/polym10121297)
- Annenkov V.V., Zelinskiy S.N., Palshin V.A. et al. 2024. Polyamines: association in aqueous medium and promising transport vesicles. *Journal of Molecular Liquids* 396: 1-13. DOI: [10.1016/j.molliq.2024.124038](https://doi.org/10.1016/j.molliq.2024.124038)
- Bonev B., Hooper J., Parisot J. 2008. Principles of assessing bacterial susceptibility to antibiotics using the agar diffusion method. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy* 61(6): 1295-301. DOI: [10.1093/jac/dkn090](https://doi.org/10.1093/jac/dkn090)
- Borselli D., Blanchet M., Bolla J.M. et al. 2017. Motuporamine derivatives as antimicrobial agents and antibiotic enhancers against resistant gram-negative bacteria. *Chembiochem* 18: 276–283. DOI: [10.1002/cbic.201600532](https://doi.org/10.1002/cbic.201600532)
- Boussif O., Lezoualc'h F., Zanta M.A. et al. 1995. A versatile vector for gene and oligonucleotide transfer into cells in culture and in vivo: polyethylenimine. *PNAS* 92: 7297-7301. DOI: [10.1073/pnas.92.16.7297](https://doi.org/10.1073/pnas.92.16.7297)
- Douafer H., Andrieu V., Phanstiel O. et al. 2019. Antibiotic adjuvants: make antibiotics great again! *Journal of Medicinal Chemistry* 62(19): 8665-8681. DOI: [10.1021/acs.jmedchem.8b01781](https://doi.org/10.1021/acs.jmedchem.8b01781)
- Grossman T.H. 2016. Tetracycline antibiotics and resistance. *Cold Spring Harbor Perspectives in Medicine* 6(4): a025387. DOI: [10.1101/cshperspect.a025387](https://doi.org/10.1101/cshperspect.a025387)
- Gu C., Karthikeyan K.G. 2005. Interaction of tetracycline with aluminum and iron hydrous oxides. *Environmental Science & Technology* 39(8): 2660-2667. DOI: [10.1021/es048603o](https://doi.org/10.1021/es048603o)
- Jin S. 2024. *Pseudomonas aeruginosa*. In: Tang Y.W., Hindiyeh M.Y., Liu D et al. (Eds.), *Molecular Medical Microbiology*. Elsevier Ltd. 3 ed, ch 39, pp. 811-826. DOI: [10.1016/B978-0-12-818619-0.00064-2](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818619-0.00064-2)
- Kardys J.A., Conn G. 1961. Tetracycline purification process. US Patent No. 3,013,074
- Meretoudi A., Banti C.N., Siafarika P. et al. 2020. Tetracycline water soluble formulations with enhanced antimicrobial activity. *Antibiotics* 9: 845. DOI: [10.3390/antibiotics9120845](https://doi.org/10.3390/antibiotics9120845)
- Minzdrav RF, Farmakopejnyj komitet. 2018. Opređenje antimikrobnoj aktivnosti antibiotikov metodom difuzije v agar. Gosudarstvennaya farmakopeya Rossijskoj Federacii XIV izdaniya. Obshchaya farmakopejnaya stat'ya OFS.1.2.4.0010.18
- Opal S.M., Pop-Vicas A. 2015. Molecular mechanisms of antibiotic resistance in bacteria. In: Bennett J.E., Dolin R., Blaser M.J. (Eds.), *Mandell, Douglas, and Bennett's principles and practice of infectious diseases*. Elsevier Inc, 8 ed, pp. 235-251. DOI: [10.1016/B978-1-4557-4801-3.00018-7](https://doi.org/10.1016/B978-1-4557-4801-3.00018-7)
- Osmon S., Ward S., Fraser V.J. et al. 2004. Hospital mortality for patients with bacteremia due to *Staphylococcus aureus* or *Pseudomonas aeruginosa*. *Chest* 125(2): 607-616. DOI: [10.1378/chest.125.2.607](https://doi.org/10.1378/chest.125.2.607)
- Roberts M.C. 2003. Tetracycline therapy: update. *Clinical Infectious Diseases* 36(4): 462-467. DOI: [10.1086/367622](https://doi.org/10.1086/367622)
- Stephens C.R., Conover L.H., Hochstein F.A. et al. 1952. Terramycin. VIII. structure of aureomycin and terramycin. *Journal of the American Chemical Society* 74(19): 4976-4977. DOI: [10.1021/ja01139a533](https://doi.org/10.1021/ja01139a533)
- Sumper M., Kröger N. 2004. Silica formation in diatoms: the function of long-chain polyamines and silaffins. *Journal of Materials Chemistry* 14: 2059-2065. DOI: [10.1039/B401028K](https://doi.org/10.1039/B401028K)
- Thi M.T.T., Wibowo D., Rehm B.H.A. 2020. *Pseudomonas aeruginosa* biofilms. *International Journal of Molecular Sciences* 21(22): 8671. DOI: [10.3390/ijms21228671](https://doi.org/10.3390/ijms21228671)
- Tian Y., Patil S., Deng X. 2024. Polyvinylamine and its derivative as effective carrier for targeted delivery of small RNAs. *Methods in Molecular Biology* 2822: 353-365. DOI: [10.1007/978-1-0716-3918-4_22](https://doi.org/10.1007/978-1-0716-3918-4_22)
- Tian Y., Zhao Y., Yin C. et al. 2022. Polyvinylamine with moderate binding affinity as a highly effective vehicle for RNA delivery. *Journal of Controlled Release* 345: 20-37. DOI: [10.1016/j.jconrel.2022.03.003](https://doi.org/10.1016/j.jconrel.2022.03.003)
- Troudi A., Douafer H., Bolla J.M. et al. 2021. Antibiotic adjuvants to rescue *Pseudomonas aeruginosa* from tetracycline antibiotics resistance. *Anti-Infective Agents* 19(1): 110-116. DOI: [10.2174/2211352518999200629164624](https://doi.org/10.2174/2211352518999200629164624)
- Troudi A., Fethi M., Selim E.I. et al. 2020. Efficiency of a tetracycline-adjuvant combination against multidrug resistant *Pseudomonas aeruginosa* Tunisian clinical isolates. *Antibiotics (Basel)* 9(12): 919. DOI: [10.3390/antibiotics9120919](https://doi.org/10.3390/antibiotics9120919)
- Troia T., Siad J., Di Giorgio C. et al. 2022. Design and synthesis of new polyamine quinoline antibiotic enhancers to fight resistant gram-negative *P. aeruginosa* bacteria. *European Journal of Medicinal Chemistry Reports* 5: 100054. DOI: [10.1016/j.ejmcr.2022.100054](https://doi.org/10.1016/j.ejmcr.2022.100054)
- Unemo M., Cole M.J., Kodmon C. et al. 2024. High tetracycline resistance percentages in *Neisseria gonorrhoeae* in Europe: is doxycycline post-exposure prophylaxis unlikely to reduce the incident gonorrhoea cases? *The Lancet Regional Health – Europe* 38: 100871. DOI: [10.1016/j.lanepe.2024.100871](https://doi.org/10.1016/j.lanepe.2024.100871)
- Wang G., Brunel J.M., Bolla J.M. et al. 2021. The polyaminoisoprenyl potentiator NV716 revives old disused antibiotics against intracellular forms of infection by *Pseudomonas aeruginosa*. *Antimicrob Agents Chemother* 65: e02028-20. DOI: [10.1128/AAC.02028-20](https://doi.org/10.1128/AAC.02028-20)
- Wood S.J., Kuzel T.M., Shafikhani S.H. 2023. *Pseudomonas aeruginosa*: infections, animal modeling, and therapeutics. *Cells* 12:199. DOI: [10.3390/cells12010199](https://doi.org/10.3390/cells12010199)

Применение полимерных аминов в качестве адъювантов для преодоления устойчивости *Pseudomonas aeruginosa* к тетрациклину

Анненков В.В.*^{ORCID}, Пальшин В.А.^{ORCID}, Зелинский С.Н.^{ORCID}, Суслова М.Ю.^{ORCID},
Липко И.А.^{ORCID}, Даниловцева Е.Н.^{ORCID}

Лимнологический институт Сибирского отделения Российской академии наук, 3 ул. Улан-Баторская, Иркутск, 664033, Россия

АННОТАЦИЯ. Преодоление устойчивости болезнетворных организмов к действию антибиотиков актуально в связи с распространением видов, изначально обладающих устойчивостью к внешним воздействиям, и которая усилилась за десятилетия применения антибиотиков. Существенную опасность представляет *Pseudomonas aeruginosa* (Schroeter, 1872) Migula, 1900 (синегнойная палочка), обладающая прочной клеточной мембраной и способная образовывать биоплёнки вокруг колоний. Нами установлено, что гидрофильный поливиниламин, не содержащий никаких специфических функциональных групп и центров связывания, способен существенно усилить чувствительность *Ps. aeruginosa* к тетрациклину. Минимальная ингибирующая концентрация составила 0.26-1.16 мкг/мл в зависимости от плотности начальной культуры *Ps. aeruginosa*, что соответствует показателям для чувствительных микроорганизмов.

Ключевые слова: *Pseudomonas aeruginosa*, синегнойная палочка, тетрациклин, поливиниламин, адъювант

Для цитирования: Анненков В.В., Пальшин В.А., Зелинский С.Н., Суслова М.Ю., Липко И.А., Даниловцева Е.Н. Применение полимерных аминов в качестве адъювантов для преодоления устойчивости *Pseudomonas aeruginosa* к тетрациклину // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 1. - С. 178-186. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-1-178

1. Введение

Успехи в борьбе с бактериальными инфекциями, прежде всего за счёт применения антибиотиков, в качестве побочного эффекта имеют не только появление антибиотикоустойчивых штаммов, но и большее распространение бактерий, изначально имевших механизмы защиты от внешнего воздействия. Существенную опасность представляет *Pseudomonas aeruginosa* (Schroeter, 1872) Migula, 1900 (синегнойная палочка), вызывающая инфекционные заболевания органов дыхания, желудочно-кишечного тракта, мочевыводящих путей, кровеносной системы и пр. (Osmon et al., 2004; Wood et al., 2023). Данная бактерия активно поражает организм, ослабленный другими заболеваниями, что обуславливает её возрастающую роль во внутрибольничных инфекциях. Антибиотикоустойчивость *Ps. aeruginosa* связана как с приобретёнными генетически закреплёнными механизмами устойчивости к определённым классам веществ, так и с имеющейся системой эффлюкса (активное выведение антибиотиков из клетки) и плохой проницаемостью клеточной мембраны, характерной для грамотрицательных бак-

терий (Jin, 2024). Кроме того, эти бактерии могут образовывать биоплёнки, также препятствующие проникновению к ним лекарственных препаратов (Thi et al., 2020).

Одной из стратегий преодоления антибиотикоустойчивости является использование адъювантов – химических соединений, ослабляющих защиту бактерий, например, разрушающих биоплёнки и повышающих проницаемость клеточных мембран (Douafer et al., 2019). Для повышения активности тетрациклина и его производных по отношению к *Ps. aeruginosa* испытан ряд адъювантов (Borselli et al., 2017; Troudi et al., 2020; 2021; Wang et al., 2021; Troia et al., 2022). Достаточно высокую активность показали производные полиаминофарнезила и полиаминогеранила, содержащие 3-4 аминогруппы и гидрофобный фрагмент (Troudi et al., 2020; 2021). Использование данных веществ позволило понизить действующие концентрации тетрациклинов до 2 мкг/мл и ниже, что находится в области показателей для чувствительной к тетрациклину грамположительной бактерии *Bacillus subtilis* (Ehrenberg 1835) Cohn 1872 (Минздрав РФ, 2018).

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: annenkov@lin.irk.ru, annenkov@yahoo.com (В.В. Анненков)

Поступила: 18 ноября 2024; Принята: 04 декабря 2024;
Опубликована online: 26 февраля 2025

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



Тетрациклин синтезирован около 70 лет назад (Stephens et al., 1952), но он по-прежнему активно используется в борьбе, в частности, с сибирской язвой (*Bacillus anthracis* Cohn 1872), риккетсиозами (*Rickettsia species*), заболеваниями дыхательных путей (*Mycoplasma pneumoniae* Somerson et al. 1963), пневмонией (*Chlamydomphila pneumoniae* (Grayston et al. 1989) Everett et al. 1999), пародонтитом, акне, розацеа (Roberts, 2003).

Тетрациклин (Схема 1) представляет собой амфотерное соединение с несколькими ионизируемыми функциональными группами, отвечающими за соответствующие величины pK_a : трикарбониламидная (C-1:C-2:C-3, $pK_a = 3.3$), фенольная дикетонная (C-10:C-11:C-12, $pK_a = 7.7$) и диметильная аминогруппа (C-4, $pK_{BH^+} = 9.7$). В связи с этим в кислых, умеренно кислых, нейтральных и щелочных условиях тетрациклин существует в катионной, цвиттерионной и анионной форме, соответственно (Gu and Karthikeyan, 2005). Проблемы при его применении связаны с имеющейся или развившейся устойчивостью ряда возбудителей (Opal and Pop-Vicas, 2015; Grossman, 2016; Unemo et al., 2024). Кроме того, определённые затруднения вызывает пониженная растворимость тетрациклина в физиологической области pH: около 22-27 мкг/мл в ацетатных/фосфатных буферных растворах в диапазоне pH 5-7 (Ahmed and Jee, 1985; Meretoudi et al., 2020). В этой связи распространённой лекарственной формой тетрациклина является его гидрохлорид, а эффективность аминоксодержащих адъювантов может быть связана как с их способностью нарушать мембраны и биоплёнки бактерий, так и со взаимодействием с молекулой тетрациклина, повышающим его растворимость и биодоступность. При исследовании низкомолекулярных соединений в качестве адъювантов (Troudi et al., 2021) отмечалась необходимость сочетания гидрофобных и основных гидрофильных фрагментов в молекулах. В то же время, известна способность полиаминов проникать в живые клетки, обуславливающая их перспективность в качестве агентов доставки нуклеиновых кислот в генной терапии и генной инженерии (Boussif et al., 1995; Tian et al., 2022; 2024). Поливиниламин (ПВА) представляет собой один из простейших по структуре полимерных аминов (Схема 2), доступный в виде фракций с узким молекулярно-массовым распределением при получении гидролизом фракционированного поливинилформамида (Annenkov et al., 2011).

Данная работа посвящена изучению адъювантной активности ПВА по отношению к тетрациклину при действии на бактерии *Ps. aeruginosa*. Также оценена адъювантная активность олигопропиламина (Схема 2), аналогичного соединениям, обнаруженным в створках диатомовых водорослей (Sumper and Kröger, 2004).

2. Материалы и методы

В работе использовали фракцию ПВА молекулярной массы 4.7 кДа, полученную в соответствии с (Annenkov et al., 2011). Олигомерный полиамин

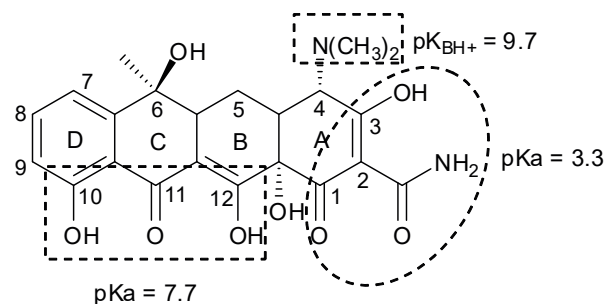


Схема 1. Структура тетрациклина и константы ионизации его функциональных групп.

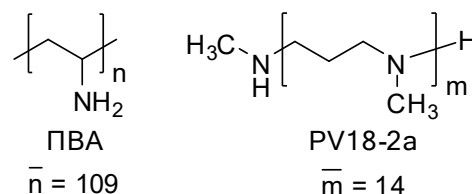


Схема 2. Структурные формулы ПВА и олигопропиламина PV18-2a.

PV18-2a, фракция 1.0. кДа, синтезировали по методу (Annenkov et al., 2018). Тетрациклин получали из его гидрохлорида (Sisco Research Laboratories Pvt. Ltd., лот 38614) по методу (Kardys and Conn, 1961)). Растворы для тестирования антимикробной активности готовили растворением компонентов в физиологическом растворе (150 мМ NaCl), величину pH доводили до 7.4 добавлением 0.1 М HCl или NaOH. Готовые растворы стерилизовали фильтрованием через шприцевые фильтры (0.22 мкм, Sartorius AG, Германия).

Определение антимикробной активности проводили методом диффузии в агар на плотной питательной среде путем сравнения размеров зон угнетения роста микроорганизма (Минздрав РФ, 2018). В пластмассовые одноразовые чашки Петри диаметром 90 мм (АО «Фирма Медполимер», Санкт-Петербург, серия 011032024 годен до 03.2027), разливали стерильную питательную среду ГМФ-агар (ООО «НИЦФ» серия 1151221, годен до 12.2024), предварительно засеянную тест-микроорганизмом – *Pseudomonas aeruginosa* 27853. Суспензию культуры готовили, используя стандарт мутности СОП №1-98-15 БАК-10 (от 19.04.2024 годен до 19.04.2025), в стерильном физиологическом растворе, после чего добавляли в питательную среду ($49 \pm 1^\circ\text{C}$) из расчета 1 мл на 100 мл. Для определения численности бактериальных клеток в 1 мл суспензии делали серию разведений с последующим посевом на ГМФ-агар. Таким образом, численность *Ps. aeruginosa* вносимой в чашку Петри составила $4.5 \cdot 10^9$ кл/мл.

После застывания питательной среды в чашке Петри с помощью полой трубки делали 6 лунок диаметром 8.1 мм и высотой 6.5 мм. В лунки вносили по 150 мкл испытуемых растворов. Рабочие растворы исследуемых веществ готовили в разных концентрациях. Каждый эксперимент проводили в трёх повторностях. После внесения растворов чашки на час оставляли при комнатной температуре, затем инкубировали при температуре $(36 \pm 1)^\circ\text{C}$ в течение 16–18 ч.

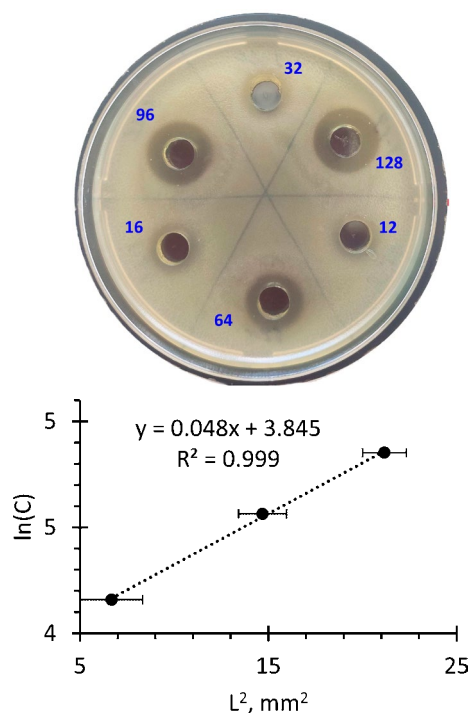


Рис.1. Фотография чашки Петри после действия тетрациклина в различных концентрациях (мкг/мл, указаны около лунок). Внизу - зависимость логарифма концентрации тетрациклина (мкг/мл) от квадрата радиуса зоны ингибирования (мм). МИК составила 46.8 мкг/мл.

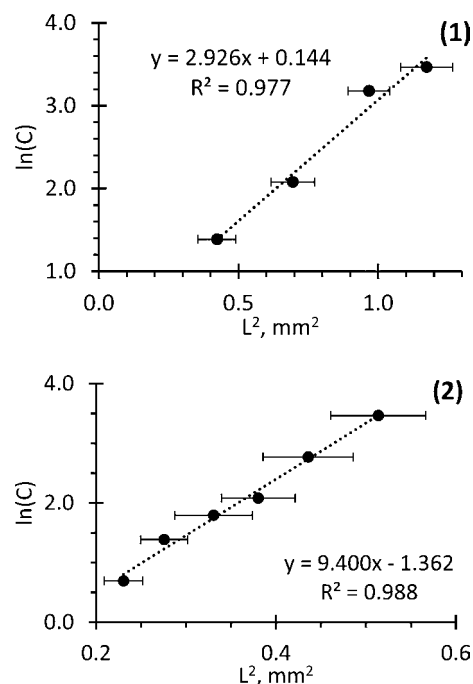


Рис.2. Зависимость логарифма концентрации тетрациклина (мкг/мл) от квадрата радиуса зоны ингибирования (мм) в присутствии 100 мкг/мл ПВА. (1) - плотность культуры $4.5 \cdot 10^9$ кл/мл, (2) - 10^5 кл/мл. МИК: 1.16 (1) и 0.26 (2) мкг/мл.

Типичный вид чашки Петри после культивирования представлен на Рисунке 1. Диаметр и ширину зон угнетения роста тест-микроорганизма измеряли при помощи цифрового штангенциркуля, с точностью до 0,1 мм. Значения минимальной ингибирующей концентрации (МИК) находили аналогично (Bonev et al., 2008) из зависимости $\ln(C)$ vs L^2 , где C – концентрация действующего вещества, L – ширина зоны ингибирования. Зависимость аппроксимировали линейным уравнением, свободный член которого равнялся $\ln(\text{МИК})$.

3. Результаты и обсуждение

Тетрациклин подавляет рост *Ps. aeruginosa* при довольно высоких концентрациях (Рис. 1), его МИК составляет 46.8 мкг/мл, что соответствует данным, полученным с использованием метода разбавления микробной суспензии в 96-луночной планшете (Troudi et al., 2021). Эксперименты в присутствии 100 мкг/мл ПВА показали (Рис. 2) существенное увеличение активности тетрациклина, его МИК понизилась до 1.16 и 0.26 мкг/мл в зависимости от плотности начальной культуры *Ps. aeruginosa*. Данные величины превышают лучшие показатели для производных полиаминофарнезила и полиаминогеранила, составляющие ≥ 2 мкг/мл (Troudi et al., 2020; 2021). ПВА в отсутствие тетрациклина начинает подавлять рост *Ps. aeruginosa* лишь при концентрации 200 мкг/мл. При совместном введении ПВА и 12 мкг/мл тетрациклина (Рис. 3) МИК по ПВА составила 57 мкг/мл.

В качестве адъюванта для тетрациклина был также испытан полиамин PV18-2a (Схема 2), представляющий собой аналог биогенных полиаминов из створок диатомовых водорослей (Sumper and Kröger, 2004). PV18-2a представляет собой олигомерную смесь со средней молекулярной массой 1.0 кДа. Элементарное звено PV18-2a содержит большее количество углеводородных групп по сравнению с ПВА и обладает определёнными гидрофобными свойствами, в частности, способностью к ассоциации в водной среде (Annenkov et al., 2024). Он также усиливает антибактериальную активность тетрациклина до МИК 6.3 мкг/мл (Рис. 4), что существенно ниже МИК свободного тетрациклина.

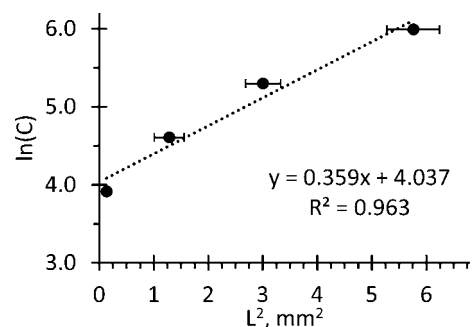


Рис.3. Зависимость логарифма концентрации ПВА (4.7 кДа) от квадрата радиуса зоны ингибирования (мм) в присутствии тетрациклина (12 мкг/мл). МИК составила 57 мкг/мл.

4. Выводы

Таким образом, нами установлено, что гидрофильный поливиниламин, не содержащий никаких специфических функциональных групп и центров связывания, способен существенно усиливать чувствительность *Ps. aeruginosa* к тетрациклину, снижая его действующие концентрации до показателей, характерных для чувствительных к нему микроорганизмов. Учитывая способность полиамина PV18-2a также выступать в качестве адъюванта по отношению к системе *Ps. aeruginosa* – тетрациклин, активность поливиниламина можно связать с наличием множественных аминогрупп, способных к ассоциации с клеточными мембранами и биоплёнками. Можно предположить, что варьирование структуры и молекулярной массы полимерных аминов приведёт к созданию более эффективных адъювантов, способных подавлять устойчивость микроорганизмов к антибиотикам.

Благодарности

Исследование выполнено при поддержке гранта Российского научного фонда № 22-15-00268, <https://rscf.ru/project/22-15-00268/>.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

- Ahmed B.M., Jee R.D. 1985. The acidity and solubility constants of tetracyclines in aqueous solutions. *Analytica Chimica Acta* 166: 329-333. DOI: [10.1016/S0003-2670\(00\)84886-2](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)84886-2)
- Annenkov V.V., Danilovtseva E.N., Pal'shin V.A. et al. 2011. Poly (vinyl amine) – silica composite nanoparticles: models of the silicic acid cytoplasmic pool and as a silica precursor for composite materials formation. *Biomacromolecules* 12: 1772–1780. DOI: [10.1021/bm2001457](https://doi.org/10.1021/bm2001457)
- Annenkov V.V., Maheswari K.U., Pal'shin V.A. et al. 2018. Design of oligonucleotide carriers: importance of polyamine chain length. *Polymers* 10(12): 1297. DOI: [10.3390/polym10121297](https://doi.org/10.3390/polym10121297)
- Annenkov V.V., Zelinskiy S.N., Palshin V.A. et al. 2024. Polyamines: association in aqueous medium and promising transport vesicles. *Journal of Molecular Liquids* 396: 1-13. DOI: [10.1016/j.molliq.2024.124038](https://doi.org/10.1016/j.molliq.2024.124038)
- Bonev B., Hooper J., Parisot J. 2008. Principles of assessing bacterial susceptibility to antibiotics using the agar diffusion method. *Journal of Antimicrobial Chemotherapy* 61(6): 1295-301. DOI: [10.1093/jac/dkn090](https://doi.org/10.1093/jac/dkn090)
- Borselli D., Blanchet M., Bolla J.M. et al. 2017. Motuporamine derivatives as antimicrobial agents and antibiotic enhancers against resistant gram-negative bacteria. *Chembiochem* 18: 276–283. DOI: [10.1002/cbic.201600532](https://doi.org/10.1002/cbic.201600532)
- Boussif O., Lezoualc'h F., Zanta M.A. et al. 1995. A versatile vector for gene and oligonucleotide transfer into cells in culture and in vivo: polyethylenimine. *PNAS* 92: 7297-7301. DOI: [10.1073/pnas.92.16.7297](https://doi.org/10.1073/pnas.92.16.7297)
- Douafer H., Andrieu V., Phanstiel O. et al. 2019. Antibiotic adjuvants: make antibiotics great again! *Journal of*

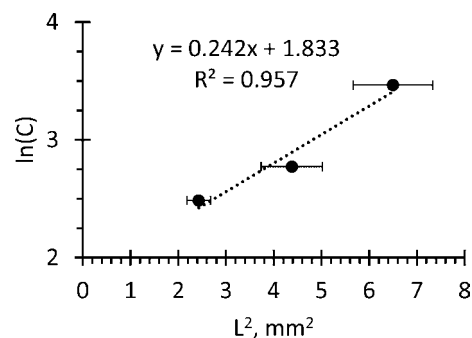


Рис.4. Зависимость логарифма концентрации тетрациклина (мкг/мл) от квадрата радиуса зоны ингибирования (мм) в присутствии 100 мкг/мл PV18-2a. МИК составила 6.25 мкг/мл.

- Medicinal Chemistry* 62(19): 8665-8681. DOI: [10.1021/acs.jmedchem.8b01781](https://doi.org/10.1021/acs.jmedchem.8b01781)
- Grossman T.H. 2016. Tetracycline antibiotics and resistance. *Cold Spring Harbor Perspectives in Medicine* 6(4): a025387. DOI: [10.1101/cshperspect.a025387](https://doi.org/10.1101/cshperspect.a025387)
- Gu C., Karthikeyan K.G. 2005. Interaction of tetracycline with aluminum and iron hydrous oxides. *Environmental Science & Technology* 39(8):2660–2667. DOI: [10.1021/es048603o](https://doi.org/10.1021/es048603o)
- Jin S. 2024. *Pseudomonas aeruginosa*. In: Tang Y.W., Hindiye M.Y., Liu D et al. (Eds.), *Molecular Medical Microbiology*. Elsevier Ltd. 3 ed, ch 39, pp. 811-826. DOI: [10.1016/B978-0-12-818619-0.00064-2](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818619-0.00064-2)
- Kardys J.A., Conn G. 1961. Tetracycline purification process. US Patent No. 3,013,074
- Meretoudi A., Banti C.N., Siafarika P. et al. 2020. Tetracycline water soluble formulations with enhanced antimicrobial activity. *Antibiotics* 9: 845. DOI: [10.3390/antibiotics9120845](https://doi.org/10.3390/antibiotics9120845)
- Opal S.M., Pop-Vicas A. 2015. Molecular mechanisms of antibiotic resistance in bacteria. In: Bennett J.E., Dolin R., Blaser M.J. (Eds), *Mandell, Douglas, and Bennett's principles and practice of infectious diseases*. Elsevier Inc, 8 ed, pp. 235-251. DOI: [10.1016/B978-1-4557-4801-3.00018-7](https://doi.org/10.1016/B978-1-4557-4801-3.00018-7)
- Osmon S., Ward S., Fraser V.J. et al. 2004. Hospital mortality for patients with bacteremia due to *Staphylococcus aureus* or *Pseudomonas aeruginosa*. *Chest* 125(2): 607-616. DOI: [10.1378/chest.125.2.607](https://doi.org/10.1378/chest.125.2.607)
- Roberts M.C. 2003. Tetracycline therapy: update. *Clinical Infectious Diseases* 36(4): 462-467. DOI: [10.1086/367622](https://doi.org/10.1086/367622)
- Sumper M., Kröger N. 2004. Silica formation in diatoms: the function of long-chain polyamines and silaffins. *Journal of Materials Chemistry* 14: 2059-2065. DOI: [10.1039/B401028K](https://doi.org/10.1039/B401028K)
- Stephens C.R., Conover L.H., Hochstein F.A. et al. 1952. Terramycin. VIII. structure of aureomycin and terramycin. *Journal of the American Chemical Society* 74(19): 4976-4977. DOI: [10.1021/ja01139a533](https://doi.org/10.1021/ja01139a533)
- Thi M.T.T., Wibowo D., Rehm B.H.A. 2020. *Pseudomonas aeruginosa* biofilms. *International Journal of Molecular Sciences* 21(22): 8671. DOI: [10.3390/ijms21228671](https://doi.org/10.3390/ijms21228671)
- Tian Y., Zhao Y., Yin C. et al. 2022. Polyvinylamine with moderate binding affinity as a highly effective vehicle for RNA delivery. *Journal of Controlled Release* 345: 20-37. DOI: [10.1016/j.jconrel.2022.03.003](https://doi.org/10.1016/j.jconrel.2022.03.003)
- Tian Y., Patil S., Deng X. 2024. Polyvinylamine and its derivative as effective carrier for targeted delivery of small RNAs. *Methods in Molecular Biology* 2822: 353-365. DOI: [10.1007/978-1-0716-3918-4_22](https://doi.org/10.1007/978-1-0716-3918-4_22)

Troia T., Siad J., Di Giorgio C. et al. 2022. Design and synthesis of new polyamine quinoline antibiotic enhancers to fight resistant gram-negative *P. aeruginosa* bacteria. *European Journal of Medicinal Chemistry Reports* 5: 100054. DOI: [10.1016/j.ejmcr.2022.100054](https://doi.org/10.1016/j.ejmcr.2022.100054)

Troudi A., Fethi M., Selim E.I. et al. 2020. Efficiency of a tetracycline-adjuvant combination against multidrug resistant *Pseudomonas aeruginosa* Tunisian clinical isolates. *Antibiotics (Basel)* 9(12): 919. DOI: [10.3390/antibiotics9120919](https://doi.org/10.3390/antibiotics9120919)

Troudi A., Douafer H., Bolla J.M. et al. 2021. Antibiotic adjuvants to rescue *Pseudomonas aeruginosa* from tetracycline antibiotics resistance. *Anti-Infective Agents* 19(1): 110-116. DOI: [10.2174/2211352518999200629164624](https://doi.org/10.2174/2211352518999200629164624)

Unemo M., Cole M.J., Kodmon C. et al. 2024. High tetracycline resistance percentages in *Neisseria gonorrhoeae* in Europe: is doxycycline post-exposure prophylaxis unlikely

to reduce the incident gonorrhoea cases? *The Lancet Regional Health – Europe* 38: 100871. DOI: [10.1016/j.lanepe.2024.100871](https://doi.org/10.1016/j.lanepe.2024.100871)

Wang G., Brunel J.M., Bolla J.M. et al. 2021. The polyaminoisoprenyl potentiator NV716 revives old disused antibiotics against intracellular forms of infection by *Pseudomonas aeruginosa*. *Antimicrob Agents Chemother* 65: e02028-20. DOI: [10.1128/AAC.02028-20](https://doi.org/10.1128/AAC.02028-20)

Wood S.J., Kuzel T.M., Shafikhani S.H. 2023. *Pseudomonas aeruginosa*: infections, animal modeling, and therapeutics. *Cells* 12:199. DOI: [10.3390/cells12010199](https://doi.org/10.3390/cells12010199)

Минздрав РФ, Фармакопейный комитет. 2018. Определение антимикробной активности антибиотиков методом диффузии в агар. Государственная фармакопея Российской Федерации XIV издания. Общая фармакопейная статья ОФС.1.2.4.0010.18