

ISSN 2658-3518

LIMNOLOGY & FRESHWATER BIOLOGY

2024, № 5

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

Diversity of fishery resources and catch efficiency of fishing gears in the Feni River (Bangladesh)

Dipty A.K.*^{ID}, Uddin M.E.^{ID}, Sarker M.J.^{ID}, Rahman A.^{ID}

Department of Fisheries and Marine Science, Noakhali Science and Technology University, Noakhali-3814, Bangladesh

ABSTRACT. A thorough examination of fish diversity indices, gear efficiency, catch composition, and decline causes of fish diversity was carried out in the Feni River (Bangladesh). Monthly data collection took place from July to December 2023 at three stations of the river. A total of 8 fish species under 7 orders and 8 families were recorded. The order Perciformes was the most prevalent, representing 30% of the total. Approximately half of the identified species are classified as least concern, while the remaining 4 species are classified as Not Threatened (12.5%), Vulnerable (12.5%), Endangered (12.5%), and Critically Endangered (12.5%). The mean values of the Margalef's richness (d), Pielou's evenness (J), Simpson's index (1-D), Shannon-Weaver diversity (H), and 0.973 ± 0.002 were calculated as follows: 1.720 ± 0.139 , 0.699 ± 0.112 , and 0.248 ± 0.034 , respectively. Based on the Bray-Curtis similarity matrix, two groups were observed at a similarity of 58% within six months across the three sites. The chandi net and ghera net recorded the highest CPUE (kg gear⁻¹day⁻¹) at 5.93 ± 0.966 and 0.53 ± 0.041 , respectively. The highest fish catch was recorded in July (2249 ± 668.71 kg), while the lowest was in October (1564 ± 465.05 kg). There was no significant difference ($p > 0.05$) in the monthly fish catch. Fish biodiversity in the Feni River is declining day by day as a result of pollution, overfishing, the use of harmful gear, and a lack of optimal water and pollution. To improve and conserve fish species in the Feni River, it is strongly advised that appropriate fishery management techniques should be applied, that overfishing be closely monitored, and that fishermen be made more aware of their rights.

Keywords: The Feni River, abundance, fish diversity indices, CPUE, total catch

For citation: Dipty A.K., Uddin M.E., Sarker M.J., Rahman A. Diversity of fishery resources and catch efficiency of fishing gears in the Feni River (Bangladesh) // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - P. 1196-1205. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1196

1. Introduction

Bangladeshi people have depended on fish and fisheries for their basic requirements since the beginning of time, and it is a component of the nation's cultural heritage (DoF, 2012). The majority of Bangladesh's waterbodies are home to multiple aquatic species. The government has not yet recommended any equipment or vessels for use in inland waters. The choice and capital of the fish traders, who invest a substantial amount of money by paying the fishermen dadan, or advance credit, determined the type of nets, their length, breadth, and mesh size (Hasan et al., 2016). The possibility of catching a specific fish in a particular area that one specific type of fishing gear affect in a single operation is known as gear efficiency. The number, which represents the actual population size of the entire fish stock, is known as the catchability coefficient, or sim-

ply catchability (q). The distribution of the total fish stock by time, area, and depth influences fish availability for a fishing operation. Catchability is a function of both stock availability and gear efficiency (Q) (Zhou et al., 2019). Moreover, a variety of elements, such as fish behavior, angler skill, gear selectivity, and surrounding conditions, might impact the efficiency of fishing gear (Arreguín-Sánchez, 1996). Catch per unit effort (CPUE) is a measure of a fishing operation's efficiency as well as a measure of stock density and financial and physical production (Ghosh and Biswas, 2017). The diversity index is a useful tool that provides information not only the species number but also on the scarcity and frequency of species of a community in a given body of waterbody (Sultana et al., 2018).

With a catchment area of 3800 km², the Feni River is a transboundary river that rises in India and empties into the Sandwip Channel. The river is steep

*Corresponding author.

E-mail address: afsanakabirdipty@gmail.com (A.K. Dipty)

Received: July 26, 2024; **Accepted:** September 04, 2024;

Available online: October 31, 2024

© Author(s) 2024. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



in its upper and middle sections, but it is flat and tidal in its lower reaches (Mondal et al., 2021). To evaluate the recorded species' status for both national and international conservation, the IUCN (2015) Red List was assessed. 36 of the 54 fish species found in the Feni River were classified as Least Concern, 9 species rated as Near Threatened, 6 species rated as Vulnerable, 1 as Endangered, 1 rated as Critically Endanger and 1 as Data Difficient. According to Yeasmin et al. (2017), there is a larger degree of species variety in the mouth of the Feni River Estuary than in the upper stream direction. The fish species of the Feni River struggle to maintain their biodiversity, just like the fish species in Bangladesh's other rivers. Threats to fish species' ability to maintain their biodiversity in terms of vulnerability, endangered status, and critical endangered status exist. As a result, present research on biodiversity and gear efficiency has been conducted. The purpose of this study is to determine the number of fish species and the factors contributing to the decline in fish variety, additionally to ascertain the primary gear types utilized by the fisherman when operating in the Feni River, Bangladesh.

2. Materials and Methods

2.1. Study area and study period

The present study was conducted in the Feni River (Bangladesh). Three sampling stations named Station 1- Musapur Closure (22°46'N to 91°21'E), Station 2- Char Khondokar (22°49'N to 91°24'E) and Station 3- Charkrisnaganj (22°52'N to 91°28'E) were selected for the study (Fig. 1). The investigation was conducted for a time of 6 months from July 2023-December 2023.

2.2. Sampling procedure

A simple random sampling method was employed for the data gathering (Siddiq et al., 2013). The selection of this sampling technique was based on the equal chances or probability that each fisherman would be chosen for an interview.

2.3. Questionnaire design and collection of data

A structured questionnaire was prepared prior to data collection (Raushon et al., 2017). A draft questionnaire must be manifested and pretested in the study area

in order to meet the study's necessary objectives. The target was paid to prepare any fresh information for the pre-examination and fill up the draft interview cadaster with material that wasn't intended to be questioned. After that, the pretest results were used to adjust, modify, and rearrange the questionnaire. The last survey was then distributed in a manageable order so that the fishermen could complete it gradually. The questionnaire included questions about the current state of fish biodiversity in comparison to past data, the majority of fish species and fishing gear available in the study area (Aktar et al., 2020). Primary data were gathered from the full-time fishermen via questionnaires from each of the three stations. From each station, 8-10 fishermen were interviewed. Journal articles, books, newspapers, and the internet were the sources of the secondary data. Based on their external appearance, the samples were identified up to the species level (Rahman, 2005; IUCN Bangladesh, 2015). Weight of catch, duration of fishing, number of haul, individuals connected with each gear, number of species caught, number of individuals of each species per unit weight, number of fishing efforts of each gear were recorded.

2.4. Fishing Gear Survey

A variety of fishing gears are employed in the Feni River, with five particular types being the most prevalent among fishermen. These are the gill net, the seine net, the barrier net, the set bag net and the cast net. Some fry and fingerlings were collecting by nets (Mosari net, Moia net) were also found there.

2.5. Data Processing

2.5.1 Shannon-Weaver diversity index, $H = -\sum P_i \ln P_i$ (Shannon and Weaver, 1949) where, H – diversity index, P_i is the relative abundance (s/N), s is the number of individuals of one species, N is the total number of individuals in the sample.

2.5.2 Simpson's index, $1-D = 1 - (\sum(n-1)/N(N-1))$ (Simpson, 1949) where, n is the total number of organisms of a particular species, N the total number of organisms of all species.

2.5.3 Margalef's richness index, $d = S-1/\ln N$ (Margalef, 1958) here, d is the richness index, S is the total number of species and N is the total number of individuals in the sample.



Fig.1. Map of the Feni River indicating three stations (google map)

2.5.4 Pielou's evenness index, $J = H/\ln S$ (Pielou, 1966)

here, J is the similarity or evenness index, S is the total number of species, ln is the natural logarithm and H is the Shannon-Weaver index.

2.5.5 Catch per unit effort (CPUE) and gear efficiency

Catch per unit of effort: Catch per unit of effort is the average catch rate estimated using the following

$$\text{formula: CPUE } g = \frac{w}{n};$$

where, CPUE g – daily mean catch per unit of effort, w – total weight of fish recorded from the gear sampled and n – number of gears sampled (Harikrishnan and Kurup, 2001).

2.6. Statistical Analysis

Tabular technique was applied for processing the data by using simple statistical tools like averages and percentages. The community succession at three stations during 6 months was summarized using the sub module of cluster of Bray-Curtis similarities from species abundance using the software PAST 4.03. The differences in CPUE, species composition and gear efficiency of the catch between months and fishing sites were analyzed, employing analysis of variance (ANOVA) techniques with significant differences ($p > 0.05$). The processed data were analyzed by Microsoft Excel and relevant tables and graphs were also prepared according to the objective of the study for clear understanding.

3. Results

3.1. Monthly abundance and biodiversity status of fish species

A total of 7 fish and 1 prawn species under 7 orders and 8 families were recorded from the study area over the course of a six-month study period (July 2023 to December 2023). Chaiya (*Gobius schlosseri*) ranked as the highest with the number of 57050 ± 844 and followed by *Macrobrachium malcolmsonii* (46550 ± 225), *Mystus bleekeri* (35800 ± 512), *Otolithoides pama*

(17150 ± 299), *Tenualosa ilisha* (11300 ± 546), *Ompok pabda* (11100 ± 198), *Labeo bata* (8450 ± 501), *Mastacembelus armatus* (4400 ± 447) (Fig. 2). Though all recorded species were found available in every month of the study period but the intensity of abundance varied with the different months and different sampling sites (Table 1). Based on conservation status IUCN 2015; about 4 species Least Concern (LC; 50%) and other 4 species each Critically Endangered (CR; 12.5%), Vulnerable (VU, 12.5%) and Endangered (EN, 12.5%) and Not Threatened (NT; 12.5%) were recorded. Pabda (*Ompok pabda*), baim (*Mastacembelus armatus*) and chaiya (*Gobius schlosseri*) are mostly threatened species in the study area due to habitat loss, overexploitation, use of illegal nets etc. (Table 1).

In the present investigation, the dominant order was Perciformes comprising 30% of the total of fish species recorded. When other dominant orders were recorded Siluriformes (25%), Decapoda (24%), Tetraodontiformes (9%), Clupeiformes (6%), Cypriniformes (4%) and Synbranchiformes (2%) from the study area (Fig. 3).

3.2. Diversity indices

The values of Shannon-Weaver diversity, Simpson's index, Margalef's richness and Pielou's evenness indices in each sampling month were recorded in the present investigation. Diversity was recorded highest ($H = 1.867$, $1-D = 0.977$) in July and lowest in October ($H = 1.520$, $1-D = 0.969$); richness was highest ($d = 0.829$) in December and lowest in

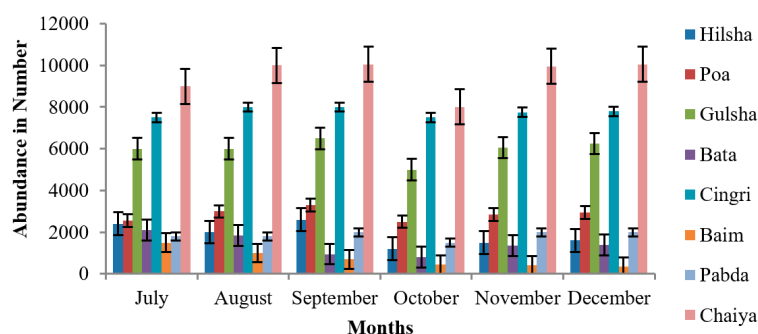


Fig.2. Abundance (number) of fish species in the Feni River

Table 1. Present status of fish diversity in the Feni River

Order	Family	Local Name	English Name	Scientific name	IUCN status (BD)
Clupeiformes	Clupeidae	Hilsha	Hilsa shad	<i>Tenualosa ilisha</i>	LC
Cypriniformes	Cyprinidae	Bata	Bata	<i>Labeo bata</i>	LC
Tetraodontiformes	Tetraodontidae	Poa	Red Jaw Fish	<i>Otolithoides pama</i>	NT
Siluriformes	Siluridae	Gulsha	Bleeker's Mystus	<i>Mystus bleekeri</i>	LC
	Siluridae	Pabda	Pabdah catfish	<i>Ompok pabda</i>	CR
Decapoda	Palaemonidae	Cingri	Monsoon river prawn	<i>Macrobrachium malcolmsonii</i>	LC
Synbranchiformes	Mastacembelidae	Baim	Tire-track Spinyeel	<i>Mastacembelus armatus</i>	EN
Perciformes	Gobiidae	Chaiya	Mud-skipper	<i>Gobius schlosseri</i>	VU

Note: * EN: Endangered, *CR: Critically Endangered, *VU: Vulnerable, *NT: Near Threatened, *LC: Least Concern, *Jul: July, *Aug: August, *Sep: September, *Oct: October, *Nov: November, *Dec: December.

August ($d = 0.567$) and the values of evenness index (J) was recorded highest ($J = 0.302$) in August and lowest in December ($J = 0.199$). The mean value of Shannon-Weaver diversity (H), Simpson's index ($1-D$), Margalef's richness (d) and Pielou's evenness (J) indices were recorded as, 1.720 ± 0.139 , 0.973 ± 0.002 , 0.699 ± 0.112 and 0.248 ± 0.034 respectively (Table 2).

3.3. Cluster Analysis

Cluster analysis indicates a clear structural variation in fish communities among the three stations in six months of the study area. Three stations of July, August, September November and December are closely related to one another and form a cluster then this cluster was found related to another cluster in which 3 stations of October were connected. At the similarity level of 58% separation, two major clusters were observed. The first cluster consists of July, August, September, November and December and second cluster contains only October for station 1, station 2, and station 3 (Fig. 4).

3.4. Fishing gears and catch composition of different fishing gears

About 5 types of fishing gears including gill net or chandi net, seine net, barrier net or ghera net, cast net and set bag net were found in the study area. Nets were nylon made, operated from chandi boat, dingi boat etc. Mesh size of gill net, seine net, barrier net, cast net and set bag net were recorded 1 to 1.5 cm, 0.2 to 0.8 cm, 0.3 to 5.1 cm, 0.5 to 1.5 cm and 1 to 10 cm respectively and all the identified fishing gears were operated by 1 to 8 persons. Chandi and seine net can capture almost all types of fish but barrier net is used to capture small species like cingri (*Macrobrachium malcolmsonii*) and gulsha (*Mystus bleekeri*) (Table 3).

3.5. Fishing Gear Efficiency

In the present study, fishing gear efficiency was calculated based on $\text{kg gear}^{-1}\text{day}^{-1}$, $\text{kg gear}^{-1}\text{person}^{-1}$, $\text{kg gear}^{-1}\text{haul}^{-1}$ of different months were shown as graphical representation. Gill net showed higher CPUE ($\text{kg gear}^{-1}\text{day}^{-1}$) in July about 5.1 ± 0.674 ; seine and barrier net in August about 2.53 ± 0.278 and 0.74 ± 0.062 ; cast and set bag net in September about 1.05 ± 0.135 and 1.04 ± 0.128 respectively (Fig. 5).

Table 2. Number of calculated species, individuals, and values of Shannon-Weaver diversity, Simpson's index, Margalef's richness and Pielou's evenness indices in each sampling month

Months	Species, S	Diversity, H	Simpsons, 1-D	Richness, d	Evenness, J
July	7	1.867	0.977	0.697	0.266
August	6	1.813	0.975	0.567	0.302
September	8	1.825	0.975	0.824	0.228
October	6	1.520	0.969	0.581	0.253
November	7	1.699	0.973	0.699	0.242
December	8	1.595	0.971	0.829	0.199
Mean ± SD	7	1.720 ± 0.139	0.973 ± 0.002	0.699 ± 0.112	0.248 ± 0.034

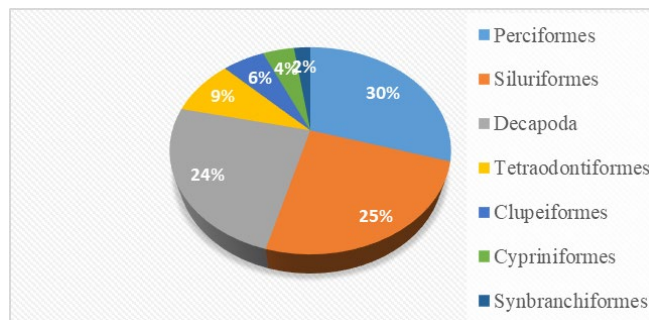


Fig.3. Diagrammatic representation of percent contribution in each order of the study area

The highest CPUE ($\text{kg gear}^{-1}\text{person}^{-1}$) was found 0.84 ± 0.026 , 0.85 ± 0.05 , 0.69 ± 0.01 , 1.05 ± 0.007 and 0.52 ± 0.061 respectively in the months of July (gill net) and September (seine, barrier, cast and set bag net) (Fig. 6). CPUE ($\text{kg gear}^{-1}\text{haul}^{-1}$) for all identified fishing nets was found maximum in different months of the study period (Fig. 7). There was no significant difference ($p > 0.05$) was observed on monthly based CPUE of fishing gears in the study area.

3.6. Station based CPUE of fishing gears

For gill net, the maximum CPUE's was found from station 1 ($5.14 \pm 0.638 \text{ kg gear}^{-1}\text{day}^{-1}$), ($0.9 \pm 0.026 \text{ kg gear}^{-1}\text{person}^{-1}$) and ($2.74 \pm 0.071 \text{ kg gear}^{-1}\text{haul}^{-1}$) in the months of July, July and October respectively. On the other hand, the minimum CPUE's were found respectively from station 2 ($3.30 \pm 0.095 \text{ kg gear}^{-1}\text{day}^{-1}$), station 3 ($0.53 \pm 0.073 \text{ kg gear}^{-1}\text{person}^{-1}$) and again station 2 ($1.64 \pm 0.083 \text{ kg gear}^{-1}\text{haul}^{-1}$) in the month of December (Table 4). The highest and lowest CPUE ($\text{kg gear}^{-1}\text{day}^{-1}$) in the study area were recorded in station 1 and station 2 respectively for all types of identified gears. CPUE ($\text{kg gear}^{-1}\text{person}^{-1}$) was measured highest at station 1 in the study area but the lowest value was found at station 3 for all gears except cast net (station 2). Again, the highest CPUE ($\text{kg gear}^{-1}\text{haul}^{-1}$) was recorded at station 1 for all types of nets but the lowest values were observed at station 2 (gill net, barrier net and cast net) and station 3 (seine net and set bag net). However, there was no significant difference was observed ($p > 0.05$) in the station based CPUE.

The highest CPUE was observed in the months of July, August, September and October for station 1. But the lowest CPUE mostly was recorded for station 2 and

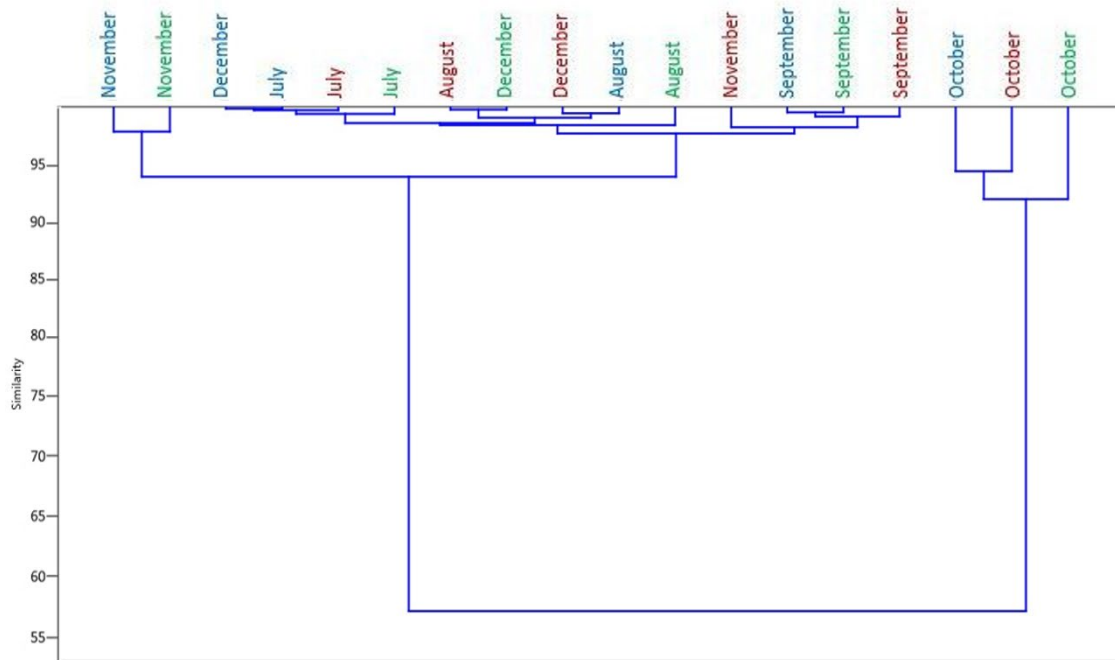


Fig.4. Dendrogram of clusters based on Bray-Curtis similarity matrix of different months and stations showing structural variability of the fish communities (Station 1, station 2, station 3).

station 3 in December (Table 4). No significant difference was observed among the stations for different fishing gears ($p > 0.05$) in the study area.

3.7. Total catch of Fish

The total fish catch was recorded 12008 ± 727.08 kg in the study area. Most of the fishes were caught in July (2249 ± 668.71) kg and least in October (1564 ± 465.05) kg. During October, reduced number of fishing efforts were seen due to banning period. *Tenuialosa ilisha* had the highest catch (2825 ± 136.39) kg and followed by *Otolithoides pama* (2144 ± 37.38) kg, *Macrobrachium malcolmsonii* (1862 ± 8.98) kg, *Gobius schlosseri* (1268 ± 18.74) kg, *Mystus bleekeri* (1194 ± 17.05) kg, *Ompok pabda* (1110 ± 19.74) kg, *Labeo bata* (1056 ± 62.68) kg and *Mastacembelus armatus* (550 ± 55.85) kg in the study period (Fig. 8). However, no significance difference ($p > 0.05$) in monthly variation of fish catch was observed in the study area.

3.8. Decline Causes of Fish Diversity in the Feni River

Over-exploitation and indiscriminate fishing due to lack of knowledge, use of illegal fishing gear, catching of brood fish, fry, fingerlings and juvenile, low water depth, improper implementation of fishing rules and regulations are the reasons behind loss of fish diversity in the river.

4. Discussion

4.1. Fish Species Abundance

During the study period, 7 species of fishes and 1prawn species were found in the Feni River

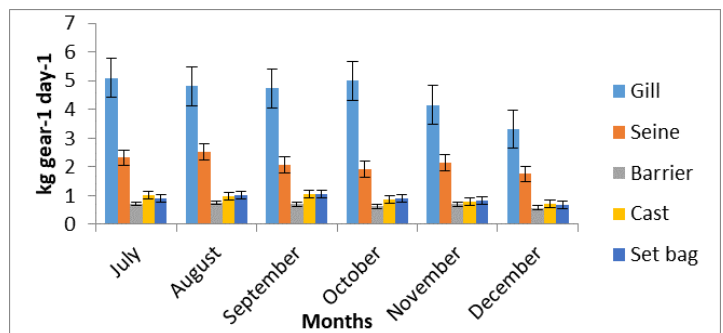


Fig.5. Monthly variation of fishing nets based on CPUE ($\text{kg gear}^{-1}\text{day}^{-1}$)

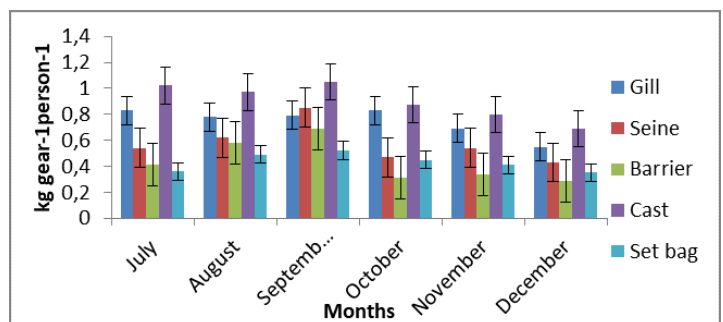


Fig.6. Monthly variation of fishing nets based on CPUE ($\text{kg gear}^{-1}\text{person}^{-1}$)

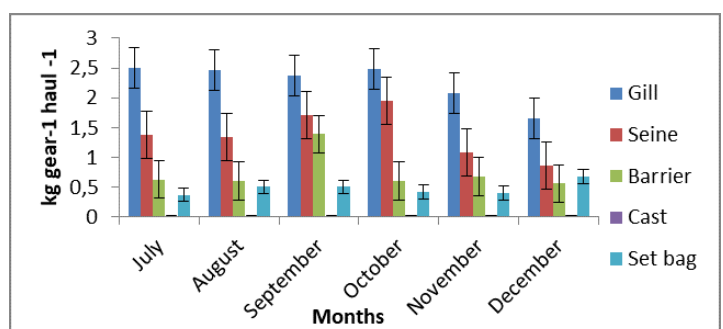


Fig.7. Monthly variation of fishing nets based on CPUE ($\text{kg gear}^{-1}\text{haul}^{-1}$)

Table 3. Various fishing gears with species composition and gear efficiency

Net Type	Local Name	Mesh (cm)	People	Species	Period of operation (months)
Gill Net	Chandi Jal	1-1.5	6-8	Hilsha (<i>Tenualosa ilisha</i>), Punti (<i>Puntius sophore</i>), Baim (<i>Mastacembelus armatus</i>), Koi (<i>Anabas testudineus</i>)	All months except Oct
Seine Net	Ber Jal	0.2-0.8	4-5	Gulsha (<i>Mystus bleekeri</i>), Cingri (<i>Macrobrachium malcolmsonii</i>), Poa (<i>Otolithoides pama</i>)	All
Barrier Net	Char ghera Jal	0.3-5.1	2-3	Cingri, Gulsha	Sep, Oct, Nov and Dec
Cast Net	Jhaki Jal	0.5-1.5	1	Bata (<i>Labeo bata</i>), Dhela (<i>Osteobrama cotio</i>), Koi, Poa, Boal (<i>Wallago attu</i>), Baila (<i>Glossogobius giuris</i>), Baim	All
Set bag Net	Behundi Jal	1-10	2	Pabda (<i>Ompok pabda</i>), Koi, Pangus (<i>Pangasius pangasius</i>)	All

Note: *Sep: September, *Oct: October, *Nov: November, *Dec: December.

(Bangladesh). Among them, highest species belonged to the order Perciformes (30%) followed by Siluriformes (25%), Decapoda (24%), Tetraodontiformes (9%), Clupeiformes (6%), Cypriniformes (4%) and Synbranchiformes (2%) (Fig. 3). The present study was similar to Rubel et al. (2016) in case of order dominance where highest species belonged to the order Perciformes (40%) in the Lohalia River. As dominant order Cypriniformes was identified by Galib et al. (2013) and Islam et al. (2018) in the Choto Jamuna River and the Ghaghat River, respectively. *Gobius schlosseri*, *Macrobrachium malcolmsonii*, *Mystus bleekeri* were the dominant species in the study area (Table 1). The most common fish species found in Bangladesh's the Bangshi River are jat punti (*Puntius sophore*) and kalo bujuri (*Mystus tengara*), as reported by Kamrujjaman and Nabi (2015). According to Galib et al. (2013), the most prevalent species in Bangladesh's Haldi beel is jat punti (*Puntius sophore*). These results are different from the present study due to the difference in geographical location of these water bodies, survey periods, choice of fishing gear, etc.

4.2. Present Status of Fish Biodiversity

In the study area from 8 species 50% are under least concern (LC) and 12.5% each under critically endangered (CR), vulnerable (VU) and endangered (EN) in Bangladesh were recorded (Table 1). Rubel et

al. (2016) found 40% species NT, 37% of species as VU, 17% species EN and 6% species CR in Lohalia River. Chaki et al. (2014) identified and recorded thirty (30) locally threatened species, among them, 13.51%, 18.92% and 8.11% were vulnerable, endangered and critically endangered at the Atrai River (Bangladesh). These findings are different from the present study due to differences in sample size, survey duration, geographical location and variation in fishing techniques.

4.3. Diversity Indices

The **Shannon-Weaver variety (H)** index takes into account both the total number of species and the population distribution within the Feni River's species. From the study area we see that diversity of fishes was high in July and low in October for both diversity and Simpson's index. Highest value of H was 1.867 and lowest was 1.520 with an average of 1.720 ± 0.13 (Table 2). It is close to the findings of Iqbal et al. (2015) between 1.8 to 3.40 in the Hakaluki River. Rahman et al. (2015) carried out a study on the Talma River found slightly lower and Jewel et al. (2018) recorded higher value of the diversity index (H) in the Atrai River of Bangladesh. So, these findings which are slightly different from the present findings because of different geographical locations, survey periods, different fishing methods and choice of fishing gear in the Feni River.

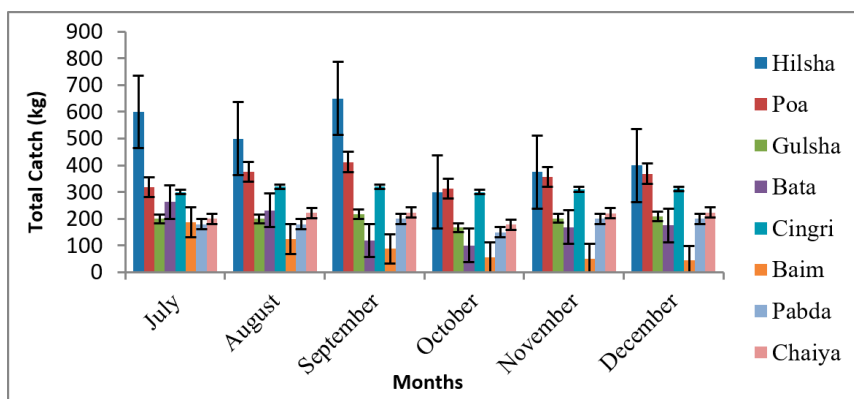


Fig.8. Total catch of fish species

Table 4. Station based CPUE for every net during the study period (July – December)

Net	CPUE	July			August			September			October			November			December		
		St. 1	St. 2	St. 3	St. 1	St. 2	St. 3	St. 1	St. 2	St. 3	St. 1	St. 2	St. 3	St. 1	St. 2	St. 3	St. 1	St. 2	St. 3
Gill	kg gear ⁻¹ day ⁻¹	5.14	5.10	5.08	4.89	4.74	4.81	4.79	4.73	4.69	5.03	4.00	5.06	4.19	4.15	4.14	3.33	3.30	3.31
	kg gear ⁻¹ person ⁻¹	0.90	0.78	0.8	0.85	0.81	0.69	0.80	0.80	0.78	0.84	0.86	0.81	0.72	0.69	0.68	0.57	0.56	0.53
	kg gear ⁻¹ haul ⁻¹	2.60	2.46	2.42	2.55	2.44	2.43	2.31	2.41	2.38	2.74	2.29	2.43	2.11	2.08	2.06	1.66	1.64	1.65
Seine	kg gear ⁻¹ day ⁻¹	2.45	2.25	2.26	2.61	2.46	2.52	2.11	2.06	2.08	1.93	1.92	1.91	2.17	2.14	2.19	1.76	1.74	1.75
	kg gear ⁻¹ person ⁻¹	0.57	0.53	0.54	0.63	0.62	0.60	0.90	0.80	0.86	0.45	0.43	0.53	0.56	0.56	0.52	0.44	0.43	0.42
	kg gear ⁻¹ haul ⁻¹	1.48	1.25	1.42	1.37	1.25	1.41	1.75	1.72	1.68	0.98	0.93	0.94	1.096	1.093	1.07	0.87	0.88	0.86
Barrier	kg gear ⁻¹ day ⁻¹	0.74	0.72	0.7	0.82	0.64	0.77	0.77	0.70	0.63	0.64	0.58	0.63	0.71	0.68	0.70	0.61	0.53	0.59
	kg gear ⁻¹ person ⁻¹	0.45	0.40	0.40	0.44	0.29	0.41	0.71	0.69	0.69	0.32	0.33	0.27	0.29	0.35	0.34	0.29	0.28	0.30
	kg gear ⁻¹ haul ⁻¹	0.71	0.58	0.61	0.7	0.65	0.66	1.43	1.35	1.39	0.60	0.58	0.64	0.70	0.66	0.68	0.6	0.54	0.55
Set bag	kg gear ⁻¹ day ⁻¹	0.90	0.75	0.76	1.11	1.03	0.93	1.04	1.05	1.01	0.94	0.85	0.93	0.92	0.84	0.72	0.74	0.68	0.70
	kg gear ⁻¹ person ⁻¹	0.46	0.34	0.31	0.53	0.43	0.5	0.59	0.52	0.47	0.47	0.43	0.45	0.46	0.42	0.36	0.40	0.35	0.30
	kg gear ⁻¹ haul ⁻¹	0.45	0.37	0.30	0.60	0.49	0.44	0.57	0.50	0.52	0.43	0.41	0.40	0.45	0.40	0.34	0.70	0.66	0.68
Cast	kg gear ⁻¹ day ⁻¹	1.06	1.01	1.00	1.00	0.97	0.94	1.07	1.05	1.05	0.89	0.83	0.88	0.83	0.78	0.79	0.75	0.65	0.68
	kg gear ⁻¹ person ⁻¹	1.07	1.01	1.00	1.00	0.97	0.94	1.06	1.05	1.05	0.89	0.83	0.88	0.83	0.78	0.79	0.75	0.65	0.68
	kg gear ⁻¹ haul ⁻¹	0.035	0.01	0.02	0.012	0.02	0.02	0.02	0.01	0.02	0.02	0.01	0.025	0.03	0.02	0.01	0.011	0.009	0.014

But Biligrami (1988) recommended improve water body conditions for fish variety when the H^0 index was between 3.0 and 4.5. According to this recommendation, the Feni River is strongly degraded which led to decline the fish diversity.

Simpson's dominance index gave the possibility that any two individuals chosen at random from an indefinitely huge community would be of different species. The present research observed highest Simpson's dominance index (1-D) value as 0.97 in July and lowest in October 0.96 with an average of 0.97 ± 0.002 (Table 2). Tikadar et al. (2021) found the highest Simpson Dominance index value 0.84 was observed in June and the lowest 0.21 in September with a mean value of 0.57 ± 0.197 in the Gorai River. Dominance index 0.325 to 0.893 was recorded in the Dhaleshwari River, Bangladesh, by Islam and Yasmin (2018). According to Hossain et al. (2012), the monthly dominance diversity index value in March had the maximum value of 0.102, while the lowest value was 0.062 in December. The finding of this study was slightly higher might be due to different geographical location, duration of survey and sample size.

Margalef's richness, which is only a count of the various species present in a specific area, is the most basic indicator of biodiversity. The present study result in observation of maximum Margalef's richness index was recorded in December as 0.829 while minimum in August 0.567 with an average of 0.699 ± 0.112 (Table 2). Most fish species started breeding from June when the monsoon start in Bangladesh which might be the purpose in the back of the lowest and very best richness value during August and December. Galib et al. (2013) have calculated fish species richness value in the Choto Jamuna River and found values varied from 6.973 in June to 8.932 in November. The species richness in winter grew as more participants joined the fish shares (Siddique et al., 2016). Because of the lower water depth brought on by the lack of rainfall, which caused fishermen to adjust their fishing gear more effectively, the Margalef's index may slightly differ from the actual diversity value (Iqbal et al., 2015). Furthermore, the distribution of the fish species was influenced by ecological factors as well (Siddique et al., 2021).

Pielou's evenness index measures the stability of an ecosystem. A low level of evenness suggests that a small number of species dominate an ecosystem. During the study period, the recorded highest evenness (J^0) value was found as 0.302 (August) and the lowest as 0.199 (December) whereas the mean value was recorded as 0.248 ± 0.03 in the sampling area of the Feni River (Table 2). Therefore, the species equitability index among the sampling area in the different months reveals that the distribution of fish population of the Feni River is more or less equally distributed. This was close to the finding of Islam and Yasmin (2018); they recorded evenness index (J) 0.117 to 0.588 in the Dhaleshwari River. Tikadar et al. (2021) recorded highest evenness (J) as 0.763 (August) and the lowest as 0.235 (September) whereas the average value was recorded as 0.481 in the sampling area of the Gorai River.

4.4. Cluster Analysis

Two groups reached in a similarity level of 58% separation in the study area (Fig. 4). All the other months (July to December) of the study period stand in the same cluster but October was found in different cluster. Month October was the banning period for capturing fish declared by government which might be the reason behind this difference. Shamsuzzaman et al. (2016) and Hossain et al. (2012) found lower similarity percentages in the Karnafully and Meghna Rivers (Bangladesh) respectively. On the other hand, Rashed-Un-Nabi et al. (2011) discovered that the finfish and shellfish in estuary of the Bakkhali River were 65% similar throughout the year which was higher from present findings. Their findings are dissimilar from the present result because of the different geographical locations, different survey periods and sample size. Almost same types and number of species were recorded in all months of the present study period with small differences so the least percentages of separation in clusters was observed.

4.5. Fishing Gears, Gear Efficiency and Total Fish Catch

In the present study, 5 types of fishing nets were found in the Feni River (Table 3) which is much more similar to the findings of Mondal et al. (2013). Sultana et al. (2018) and Sayeed et al. (2014) recorded higher amount of fishing gears used respectively in the Payra River and the Chalan Beel than the present study findings. Because the choice of fishing gears by the fishermen depends on many factors like types of fish species available in the river, the physical condition of the river such as the presence of currents, bottom conditions, and types of aquatic vegetation present in the river. In the Old Brahmaputra River, Saberlin et al. (2018) have documented 19 different kinds of fishing gear between April 2011 and March 2012. Seine nets, with fishing effort of $0.0224 \text{ gear}^{-1} \text{ haul}^{-1} \text{ day}^{-1}$ and a CPUE of $5.56 \text{ kg gear}^{-1} \text{ day}^{-1}$, demonstrated the greatest CPUE among them, followed by push and lift nets. According to Ahmed and Hambery's (2005), the CPUE varied from 2.91 to $30.86 \text{ kg gear}^{-1} \text{ day}^{-1}$. According to Sayeed et al. (2014), there were 34 distinct kinds of fishing gear used in the Chalan Beel, with seine nets being the most common type, followed by gill nets and set bag nets. These previously documented study on CPUE is different from the present study due to dependence on same old gears, types of fish species available in the river, the physical condition of the river such as the presence of currents, low availability of other gears etc.

4.6. Total catch of fish

In this study the highest and lowest fish catch was in July (2249 ± 668.71) kg and in October (1564 ± 465.05) kg respectively (Fig. 8). Tikadar et al. (2021) have recorded higher fish catch from the present study in the Gorai River. The current study was deviated from reference value due to little survey period, sample

size, efficiency of fishing gears, different geographical pattern.

5. Conclusion and Recommendations

The Feni River is a moderate productive water-body with a reasonable range of declining fish species. The species selectivity associated with various types of fishing gear differed greatly. It was shown that fine-meshed seine nets and gill nets were more damaging than those with varied gears. These illegal fishing practices were widespread, and poor fishermen continued to practice them for their staff members since they were unable to find alternative leisure activities during the periods. This study is an initial attempt to consider factors such as the fish variety index, CPUE, gear efficiency, and catch composition of different fishing gears, as well as the causes of the declining fish population in the Feni River. Therefore, while fisheries investigate foundation, NGOs and the government should forbid fishing during breeding seasons. Fishing gear should be designed with the intended species of fish in mind. Large mesh fishing nets, such as seine and gill nets, could be an effective tool for fish species conservation. While the introduction of new fishing methods always requires effective management and control, their adaption may assist small-scale fisheries increase their catch. Since it is not possible to immediately outlaw every kind of gear, it is crucial to determine which gear poses a risk to the public and ought to be prohibited. Simultaneously, a government-supervised and non-governmental organization-led awareness or training program should be held for fishermen to teach knowledge of fishing rules and to raise awareness of the long-term impacts of various fishing equipment.

Acknowledgements

We are thankful to the Dept. of Fisheries and Marine Science, Noakhali Science and Technology University for the support and giving facility of using laboratory and equipment's. And no funding was available for the work.

Conflict of interests

The authors declare no conflicts of interest.

References

- Ahmed K.K.U., Hambrey J.B. 2005. Studies on the fish catch efficiency of different types of fishing gear in Kaptai Reservoir, Bangladesh. *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 10(4): 221-234. DOI: [10.1111/j.1440-1770.2005.00280.x](https://doi.org/10.1111/j.1440-1770.2005.00280.x)
- Aktar M.J., Islam M.J., Barman S.K. et al. 2020. Assessment of fish biodiversity in the Teesta River of Bangladesh. *Journal of Sylhet Agricultural University* 7(2): 95-114.
- Arreguín-Sánchez F. 1996. Catchability: a key parameter for fish stock assessment. *Reviews in fish biology and fisheries* 6: 221-242. DOI: [10.1007/BF00182344](https://doi.org/10.1007/BF00182344)
- Biligrani K.S. 1988. Biological monitoring of rivers, problems and prospect in India. *Aquatic Ecotoxicology* 37: 245-250.
- Chaki N., Jahan S., Fahad M.F.H. et al. 2014. Environment and fish fauna of the Atrai River: global and local conservation perspective. *Journal of fisheries* 2(3): 163-172. DOI: [10.17017/jfish.v2i3.2014.46](https://doi.org/10.17017/jfish.v2i3.2014.46)
- DoF. 2012. Saranica, Matsya Pakhya Sankalan, Annual Report, Ministry of Fisheries and Livestock. The Government of People's Republic of Bangladesh 12: 319-328.
- Galib S.M., Naser S.A., Mohsin A.B.M. et al. 2013. Fish diversity of the River Choto Jamuna, Bangladesh: Present status and conservation needs. *International journal of biodiversity and conservation* 5(6): 389-395. DOI: [10.5897/IJBC2013.0552](https://doi.org/10.5897/IJBC2013.0552)
- Ghosh D., Biswas J.K. 2017. Fish Fauna faces anthropogenic double trouble: erosion of fish diversity in tropical Oxbow Lake of the Ganga River Basin in Eastern India. *Journal of Biodiversity and Endangered Species* 5(2): 188. DOI: [10.4172/2332-2543.1000188](https://doi.org/10.4172/2332-2543.1000188)
- Harikrishnan M., Kurup B.M. 2001. Fishery of *Macrobrachium rosenbergii* (de Man) in the Vembanad lake and confluent rivers. *Indian Journal of Fisheries* 48(2): 189-198.
- Hasan S.J., Haidar M.I., Rahman M.A. et al. 2016. Fishing Gears in Meghna River: Threatening or Sustainable for Fisheries. *International Journal of Business and Social Science Research* 4(4): 303-306.
- Hossain M.S., Das N.G., Sarker S. et al. 2012. Fish diversity and habitat relationship with environmental variables at Meghna river estuary, Bangladesh. *The Egyptian Journal of Aquatic Research* 38(3): 213-226. DOI: [10.1016/j.ejar.2012.12.006](https://doi.org/10.1016/j.ejar.2012.12.006)
- Iqbal M.M., Nasren S., Abdullah-Almamun M. et al. 2015. Fish assemblage including threatened species in Hakaluki haor, Sylhet, Bangladesh. *Journal of Aquaculture in the Tropics* 30(3-4): 233-246.
- Islam M.R., Das M., Mondal M.N. et al. 2018. Status of fish species diversity in Ghaghat River in Northern Bangladesh. *Annals of Bangladesh Agriculture* 22: 95-105.
- Islam M., Yasmin R. 2018. Assemblage, abundance and diversity of fish species in River Dhaleshwari, Bangladesh. *Asian Journal of Fish and Aquatic Research* 2(1): 1-28. DOI: [10.9734/ajfar/2018/v2i126112](https://doi.org/10.9734/ajfar/2018/v2i126112)
- IUCN Bangladesh. 2015. Red Book of Threatened Fishes of Bangladesh. IUCN. The world conservation Union. In: Khan M.A.R. (Ed.). Dhaka: IUCN Bangladesh Country Office.
- Jewel M., Sayed A., Haque M. et al. 2018. A comparative study of fish assemblage and diversity indices in two different aquatic habitats in Bangladesh: Lakhandaha wetland and Atari river. *Jordan Journal of Biological Sciences* 11(4): 427-434.
- Kamrujjaman M., Nabi M.R. 2015. Ichthyodiversity of the Bangshi river, Savar, Dhaka. *Jahangirnagar University Journal of Biological Sciences* 4(1): 19-25. DOI: [10.3329/jujbs.v4i1.27782](https://doi.org/10.3329/jujbs.v4i1.27782)
- Margalef R. 1958. Information Theory in Ecology. *General Systems* 3: 36-71.
- Mondal M.S., Islam M.R., Islam G.M.T. et al. 2021. Construction of bridge on an intervened coastal river: Reflections from a hydro-morphological study on Feni River in southeast Bangladesh. In: *Proceedings of the 5th International Conference on Advances in Civil Engineering*, CUET, Chattogram, Bangladesh, pp.4-6.
- Mondal M., Asadujjaman M.D., Amin M.D. 2013. Analyses of catch composition and fish marketing of the Meghna river at Ramgati Upazilla under Lakshmipur District in Bangladesh. *Middle-East Journal of Scientific Research* 16(11): 1452-1461. DOI: [10.5829/idosi.mejsr.2013.16.11.75172](https://doi.org/10.5829/idosi.mejsr.2013.16.11.75172)
- Pielou E.C. 1966. The Measurement of Diversity in Different Types of Biological Collections. *Journal of Theoretical Biology* 13: 131-144. DOI: [10.5829/idosi.mejsr.2013.16.11.75172](https://doi.org/10.5829/idosi.mejsr.2013.16.11.75172)

Rahman A.K.A. 2005. *Freshwater Fisheries of Bangladesh* (2nd ed.). Dhaka: Zoological Society of Bangladesh.

Rahman M.A., Mondal M.N., Hannan M.A. et al. 2015. Present status of fish biodiversity in Talma River at Northern part of Bangladesh. *International Journal of Fish and Aquatic Studies* 3(1): 341–348.

Rashed-Un-Nabi M., Al-Mamun M.A., Ullah M.H. et al. 2011. Temporal and spatial distribution of fish and shrimp assemblage in the Bakkhali river estuary of Bangladesh in relation to some water quality parameters. *Marine Biology Research* 7(5): 436–452. DOI: [10.1080/17451000.2010.527988](https://doi.org/10.1080/17451000.2010.527988)

Raushon N.A., Riar M.G.S., Sonia S.K.U. et al. 2017. Fish biodiversity of the old Brahmaputra river, Mymensingh. *Journal of Biosciences and Agriculture Research* 3(1): 1109-1115. DOI: [10.18801/jbar.130117.135](https://doi.org/10.18801/jbar.130117.135)

Rubel M.R.I., Hashem S., Jaman N. et al. 2016. A study on the fish biodiversity of Lohalia River of Bangladesh. *International Journal of Environmental Biology* 6(1): 11-15.

Saberin I.S., Reza M.S., Hasan M.M. et al. 2018. Fishing gear efficiency and their effects on fish biodiversity in the Old Brahmaputra River, Mymensingh, Bangladesh. *Bangladesh Journal of Fisheries* 30(1): 73–81.

Sayeed M.A., Hashem S., Salam M.A. et al. 2014. Efficiency of fishing gears and their effects on fish biodiversity and production in the Chalan Beel of Bangladesh. *European Scientific Journal* 10(30): 294–309.

Shamsuzzaman M.M., Barman P.P., Hasan A. et al. 2016. Fish assemblage patterns: Temporal distribution structure and influence of environmental variables in the Karnafully River Estuary, Bangladesh. *International Journal of Marine Science* 6(1): 7. DOI: [10.5376/ijms.2016.06.0012](https://doi.org/10.5376/ijms.2016.06.0012)

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

Siddiq M.A., Miah M.I., Ahmed Z.F. et al. 2013. Present status of fish, fishers and fisheries of Dogger Beel in Hajigonj Upazila, Chandpur, Bangladesh. *Journal of Aquatic Science* 1(2): 39-45. DOI: [10.12691/jas-1-2-3](https://doi.org/10.12691/jas-1-2-3)

Siddique M.A., Rahman M., Rahman S.M. et al. 2021. Assessment of heavy metal contamination in the surficial sediments from the lower Meghna River estuary, Noakhali coast, Bangladesh. *International Journal of Sediment Research* 36(3): 384-391. DOI: [10.1016/j.ijsrc.2020.10.010](https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.10.010)

Siddique M.A.B., Hussain M.A., Flowra F.A. et al. 2016. Assessment of fish fauna in relation to biodiversity indices of Chalan Beel, Bangladesh. *International Journal of Aquatic Biology*, 4(5), pp.345-352. DOI: [10.22034/ijab.v4i5.234](https://doi.org/10.22034/ijab.v4i5.234)

Simpson E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163(4148): 688-688.

Sultana M.A., Mazumder S.K., Kunda M. 2018. Diversity of fish fauna and fishing gears used in the River Banar, Mymensingh, Bangladesh. *Bangladesh Journal of Fisheries* 30(2): 229-240.

Tikadar K.K., Kunda M., Mazumder S.K. 2021. Diversity of fishery resources and catch efficiency of fishing gears in Gorai River, Bangladesh. *Heliyon* 7(12): e08478. DOI: [10.1016/j.heliyon.2021.e08478](https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08478)

Yeasmin S., Latifa G.A., Chowdhury G.W. 2017. Diversity of ichthyofauna of Feni and Muhuri rivers, Feni, Bangladesh. *Bangladesh Journal of Zoology*, 45(1), pp.47-60. DOI: [10.3329/bjz.v45i1.34194](https://doi.org/10.3329/bjz.v45i1.34194)

Zhou S., Campbell R.A., Hoyle S.D. 2019. Catch per unit effort standardization using spatio-temporal models for Australia's Eastern Tuna and Billfish Fishery. *ICES Journal of Marine Science* 76(6): 1489-1504. DOI: [10.1093/icesjms/fsz034](https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz034)

The first detection of coccidia (Conoidasida: Eimeriidae) DNA in Godlewski's sculpin *Abyssocottus* (*Limnocottus*) *godlewskii* (Dybowski, 1874)

Dzyuba E.V.^{id}, Bukin Yu.S.^{id}, Khanaev I.V.^{id}, Bogdanov B.E.^{id}, Yakhnenko A.S.^{id}, Sapozhnikova Yu.P.*^{id}, Denikina N.N.^{id}

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

ABSTRACT. For the first time, fragments of the *cox1* gene of a representative of the family Eimeriidae were obtained by high-throughput sequencing in the digestive tract of Godlewski's sculpin *Abyssocottus* (*Limnocottus*) *godlewskii* (Dybowski, 1874). The nucleotide sequences of the coccidia, which accounted for less than 0.01% of the total data set, belonged to a single genotype and were significantly different from all previously known. Phylogenetic reconstruction based on the translated amino acid sequences reliably revealed the basal location of branches belonging to representatives of the family Eimeriidae among fishes. The question of the genus of the detected organism remains unresolved due to the limited nucleotide data for representatives of the genera *Eimeria*, *Calyptospora*, and *Goussia* from fish.

Keywords: Eimeriidae, *Abyssocottus* (*Limnocottus*) *godlewskii* (Dybowski, 1874), *cox1* gene, Lake Baikal

For citation: Dzyuba E.V., Bukin Yu.S., Khanaev I.V., Bogdanov B.E., Yakhnenko A.S., Sapozhnikova Yu.P., Denikina N.N. The first detection of coccidia (Conoidasida: Eimeriidae) DNA in Godlewski's sculpin *Abyssocottus* (*Limnocottus*) *godlewskii* (Dybowski, 1874) // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - P. 1206-1218. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1206

1. Introduction

The analysis of fish parasites is an essential part of studies on their ecology. The advantage of the molecular genetic approach using high-throughput sequencing technologies is the ability to analyze and identify relatively short fragments of foreign DNA from the contents of the digestive tract, organs, and tissues of fish. These methods are efficient due to their high resolution and ability to identify a wide range of species (Harms-Tuohy et al., 2016; Jakubavičiūtė et al., 2017; Yoon et al., 2017). Despite a number of drawbacks, including inaccurate species identification due to the limited genetic data in publicly available databases (Siddall et al., 2012; Kvist, 2013) and the detection of organisms from the digestive tract of food using DNA (Sakaguchi et al., 2017), metabarcoding can serve as a complementary approach to traditional methods for studying fish parasite fauna (Ogedengbe et al., 2011; Villsen et al., 2022; Denikina et al., 2023a; b).

All members of the protozoan type Sporozoa or Apicomplexa of the Alveolata group are unicellular obligate parasites of multicellular animals and are also considered to be among the most successful parasites in the world (Morrison, 2009). It is estimated that more than

6,000 described species represent only 0.1% of the total diversity of the group (Morrison, 2009). Representatives of the genera *Cryptosporidium*, *Plasmodium*, *Toxoplasma*, and *Babesia* are causative agents of human and animal diseases. Coccidia cause significant damage to agricultural production (Conoidasida: Eimeriidae). Despite their widespread distribution and economic importance, research on the evolutionary relationships within this group is still in its infancy (Arisue and Hashimoto, 2015; Xavier et al., 2018). The taxonomy of coccidia is still evolving, with many genera being paraphyletic. This raises questions about the value of strict morphological and ecological traits for their classification (Ogedengbe et al., 2018; Xavier et al., 2018). Representatives of the family Eimeriidae are less well studied in aquatic animals than in terrestrial animals. Nevertheless, even the limited sequence data available for the small subunit ribosomal RNA (ssrRNA) enable to suggest that these are the base groups within the families (Jirků et al., 2009; Xavier et al., 2018; Denikina et al., 2023b). The NCBI database currently contains mtDNA *cox1* gene sequences for the following fish species: redlip blenny *Ophioblennius macclurei* (Silvester, 1915), white perch *Morone americana* (Gmelin, 1789), and belica *Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843).

*Corresponding author.

E-mail address: jsap@mail.ru (Yu.P. Sapozhnikova)

Received: June 19, 2024; **Accepted:** September 04, 2024;

Available online: October 31, 2024

© Author(s) 2024. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



Godlewski's sculpin *Abyssocottus (Limnocottus) godlewskii* (Dybowski, 1874) is an endemic species of lake sculpins that inhabits depths ranging from 100 to 900 m (Bogdanov, 2023). Difficulties in studying of the ecology and parasite fauna of deepwater species arise from the limited number of fish samples due to the labor-intensive capture process. A study of the food spectrum of Godlewski's sculpin using next-generation sequencing techniques has resulted in coccidia sequences. The aim of the work was to determine the phylogenetic position of a representative of the family Eimeriidae from the digestive tract of Godlewski's sculpin.

2. Materials and methods

The samples were collected in September 2019 from the R/V "G.Y. Vereshchagin" in the area around the Chivyrkuisky Bay of Lake Baikal (53°59.674'N, 109°09.086'E) at depths of 790 to 820 m. The fish species were identified according to the latest revisions (Bogdanov, 2017; 2023). Five individuals of Godlewski's sculpin with weights ranging from 8.7 to 28.5 g and total lengths from 95 to 149 mm were used for the analysis.

In vitro, the contents of the entire digestive tract (250-700 µl) of each individual were diluted with an equal volume of mQ water, ground and mixed thoroughly. Total DNA was extracted using the DNA-sorb-AM kit (Russia) according to the manufacturer's instructions. An approximately 350 bp fragment of the *cox1* gene was amplified for each sample in 30 cycles with reducing the annealing temperature by 0.3°C from the initial 55°C, using MiSeq primers: COIintF 5'tcgtcggcagcgtcagatgtgtataagagacagGGWACWGGWT-GAACWGTWTAYCCYCC and dgHCO2198 5'gtctcgtgggctcggagatgtgtataagagacagTAIACYTCIGGRTGIC-CRAARAAYCA (Leray et al., 2013). All amplicons from the digestive tract were pooled and used to prepare the sample for sequencing.

A library was constructed from the purified amplicon pool using the Nextera XT kit (Illumina, Hayward, California, USA). The nucleotide sequences were determined using Illumina NextSeq. The registration number of the data obtained in the international NCBI database is PRJNA1086215.

All original reads were trimmed for quality using the program Trimmomatic V 0.39 (Bolger et al., 2014) with options: average read quality 20, minimum read length 140. The original reads were assembled into contigs corresponding to the full-length amplification products using the program metaSPAdes (Nurk et al., 2017) with k-mer lengths of 21, 33, 55, 77, 99, and 121. The chosen k-mer lengths allowed the aggregation to be brought into single contigs containing only reads specific to the original *cox1* fragments of the DNA mixture of different metagenomic sample species.

The complete sequence set of the *cox1* marker from the International Barcode of Life Database (iBOL) (<https://ibol.org/>) was used as a reference database for the taxonomic analysis. The DNA sequences of the amplicon assembly were compared to a reference

database using the local BLASTn application (Altschul et al., 1990). The results of the BLAST analysis were converted into a table of taxonomic representation in the DNA of the host digestive tract contents. The primary processing of the obtained nucleotide sequences of representatives of the family Eimeriidae and the corresponding data in the NCBI database (Table 1) was performed with the editor BioEdit and aligned with the program ClustalW. The sequence is registered in NCBI under the number PP552829. Phylogenetic analysis, including model selection for estimating evolutionary divergence and reconstructing evolutionary history, was performed using the program MEGA7 (Kumar et al., 2016). The evolutionary divergence between the sequence groups was estimated with the maximum likelihood method using the Tamura-Nei model (TrN DNA evolutionary model) (Tamura and Nei, 1993).

Phylogenetic reconstruction of evolutionary history based on amino acid sequences was performed with the maximum likelihood method using the Le-Gascuel model with gamma correction for differences in rates of substitution accumulation at different sites (LG + G protein evolutionary model) (Nei and Kumar, 2000; Le and Gascuel, 2008). A non-parametric booster (1000 replicates) was used to test the validity of the phylogenetic tree topology.

3. Results and discussion

As a result of analyzing data from metagenomic DNA sequencing of the Godlewski's sculpin digestive tract contents, sequences from representatives of the family Eimeriidae with a relative representation of <0.01% were detected. The sequences obtained belonged to the only haplotype significantly different from all known sequences of the *cox1* gene of coccidia, including *G. bayae* and Eimeriidae derived from the belica, and showed the highest degree of homology (86.71%) with the nucleotide sequences of *Cyclospora cayetanensis* (Ortega, Gilman & Sterling, 1994).

Fish coccidia are relatively understudied, and very little nucleotide data is available for them. In addition to the sequences of the *cox1* mtDNA gene from the common sunbleak, which were previously obtained in a similar experiment (Denikina et al., 2023b), only two sequences of representatives of the family Eimeriidae from fish are currently available in the NCBI database. The sequences of *G. bayae* from the gall bladder of the white perch (Matsche et al., 2019) and a sequence from the blood of the redlip blenny were also obtained. However, the latter, referred to as *Coccidia* sp. (NCBI: OR822199.1), actually belongs to a clade of a new widespread group of fish parasites of the Apicomplexa type, sister to the order Corallicolida and called "ichthyocolids" by the authors (Bonacolta et al., 2024). Based on the above, these data were not included in the phylogenetic analysis. The phylogenetic tree was constructed using data from representatives of the family Eimeriidae of vertebrates; the sequence of the *Toxoplasma gondii* mtDNA *cox1* gene was represented as an outgroup (Nicolle & Manceaux, 1908) (Table 1, Fig. 1).

Table 1. The *cox1* gene nucleotide sequence numbers from the NCBI database used in the analysis.

Host	No.No. NCBI; Species
Mammalia: Placentalia	MN260359; MN260361; MN260362; MN260363; MN260364; MN316534; MN316535; <i>Cyclospora cayetanensis</i> Ortega, Gilman & Sterling, 1994 KP025693; <i>Eimeria flavescens</i> Marotel & Guilhon, 1941 KT203398; <i>Eimeria mephitidis</i> Andrews 1928 JQ993698; <i>Eimeria piriformis</i> Kotlan & Pospesch, 1934 HM771687; KX495130; OL770312; <i>Eimeria zuernii</i> (Rivolta, 1878) Martin, 1909 MN077082; <i>Toxoplasma gondii</i> (Nicolle & Manceaux, 1908)
Mammalia: Marsupialia	MK202809; <i>Eimeria gaimardi</i> Barker, O'Callaghan, and Beveridge, 1988 MK202808; <i>Eimeria mundayi</i> Barker, O'Callaghan, and Beveridge, 1988 MK202807; <i>Eimeria potoroi</i> Barker, O'Callaghan, and Beveridge, 1988 JN192136; <i>Eimeria trichosuri</i> O'Callaghan & O'Donoghue, 2001 MK202806; <i>Eimeria woyliei</i> Northover et al., 2019
Reptilia	KF859856; <i>Caryospora bigenetica</i> Wacha and Christensen, 1982 KR108297; MW720599; <i>Isoospora amphiboluri</i> Cannon, 1967 MW720599; <i>Isoospora lunulatae</i> Yang, Brice, Berto & Zahedid, 2021
Aves	EF158855; <i>Eimeria acervulina</i> Tyzzer, 1929 MH758793; <i>Eimeria anseris</i> (Kotlan, 1932) HM771675; <i>Eimeria brunetti</i> Levine, 1942 JQ659301; KX094945; <i>Eimeria praecox</i> Johnson, 1930 MF497440; <i>Eimeria tenella</i> (Railliet & Lucet, 1891) Fantham, 1909 KC346355; <i>Isoospora gryphoni</i> Olson, Gissing, Barta & Middleton, 1998 KT224377; <i>Isoospora manorinae</i> Yang, Brice, Jian & Ryan 2016 NC_065382; <i>Isoospora picoflavae</i> Rejman, Hak-Kovacs & Barta, 2021 ON584773; <i>Isoospora serini</i> (Aragao, 1933) KX276860; <i>Isoospora serinuse</i> Yang, Brice, Elliot & Ryan 2015
Amphibia	KT184381; <i>Lankesterella minima</i> (Chaussat, 1850) Nöller, 1912
Actinopteri	PP590353; PP590354; PP590355; PP590356; Eimeriidae MH792860; <i>Goussia bayae</i> Matsche, Adams & Blazer, 2019

It is important to note that for all currently available sequences of the family Eimeriidae from fish, the closest homologs are those of parasites from homeothermic animals and birds: *G. bayae* is homologous to *Choleoeimeria taggarti* (Amery-Gale et al., 2018) Kruth, Michel, Amery-Gale & Barta, 2020 (79.33%, NCBI: MK813349) from the yellow-footed antechinus *Antechinus flavipes flavipes* (Waterhouse, 1838). Representatives of the family Eimeriidae from the belica are most closely related to *Eimeria praecox* (Johnson, 1938) (82.95%, NCBI: KX094945) from the red junglefowl *Gallus gallus* (Linnaeus, 1758); *Isoospora serini* (Aragao, 1933) (84.62%, NCBI: ON584773) and *Isoospora serinuse* (Yang, Brice, Elliot & Ryan, 2015) (82.37%; NCBI: KX276860) from the common canary *Serinus canaria* (Linnaeus, 1758). A comparative analysis of the nucleotide sequences revealed a high degree of similarity between representatives of the family Eimeriidae from Godlewski's sculpin and parasites of marsupials (Table 2).

Analysis of phylogenetic relationships based on the *cox1* mtDNA nucleotide sequences proved to be

uninformative; the tree was unresolved with low support. However, representatives of the family Eimeriidae of fish have formed basal branches. The phylogenetic reconstruction based on translated amino acid sequences (Fig. 1) demonstrates that representatives of the family Eimeriidae from fishes are reliably located at the base of the tree. The hypothesis that fish coccidia were the source of all known coccidia lineages in other vertebrates (Rosenthal et al., 2016; Xavier et al., 2018; Matsche et al., 2019; Denikina et al., 2023b) was indirectly confirmed.

It has been previously suggested that the *cox1* gene fragment has sufficient phylogenetic potential to contribute to the resolution of the apparent paraphyly within coccidia (Ogedengbe et al., 2011). The results obtained do not allow us to definitely confirm this hypothesis, as data on *cox1* mtDNA sequences of representatives of the genera *Eimeria*, *Calyptospora*, and *Goussia* from fish are currently insufficient. For the above reasons, it is premature to determine to which genus the detected representative of the family Eimeriidae belongs.

Metagenomic studies (metabarcoding) of eukaryotes from marine and terrestrial ecosystems have shown the high diversity and dominance of Apicomplexa representatives (Mahé et al., 2017; Lentendu et al., 2018), which are parasites of invertebrates and vertebrates, and have complex life cycles that differ significantly between groups (Votýpka et al., 2016; Rueckert et al., 2019). The family Eimeriidae is the most diverse taxon of protozoa. The main characteristic of its representatives is the formation of environmentally stable oocysts, that are released with the host's feces. The general morphology of the oocysts, as well as the number of sporocysts and sporozoites are commonly used to identify individual genera. However, the results of recent phylogenetic studies correlate poorly with current taxonomy. They have also shown that several diagnostic traits thought to be unique and are also found in representatives of several genetically distant genera (Votýpka et al., 2016). It is now known that members of the genera *Eimeria*, *Goussia* and *Calyptospora* are most commonly found in various species of marine and freshwater fish (Xavier et al., 2018).

Previously, five species of coccidia were identified in fish from Lake Baikal (Shulman and Zaika, 1964; Zaika, 1965; Pronina, 1990), and only one was observed in representatives of the Cottidae family:

1. *Goussia carpelli* (Leger et Stankovitch, 1921) (Syn.: *Eimeria carpelli* (Leger et Stankovitch, 1921); *E. cyprini* (Plehn, 1924); *Goussia carpelli* sensu (Dykova et Lom, 1983). The parasite is localized in the intestinal and gall bladder walls of the bighead sculpin *Batrachocottus baicalensis* (Dybowski, 1874), the sandy sculpin *Leocottus kesslerii* (Dybowski, 1874), the broad-snout sculpin *Abyssocottus (Cyphocottus) eurystomus* (Taliev, 1955), and the siberian river minnow *Phoxinus rivularis* (Pallas, 1773).

2. *Goussia leucisci* (Schulman et Zaika, 1964) Lom, Desser, Dykova, 1989 (Syn.: *Eimeria leucisci* (Schulman et Zaika, 1964); *E. freemani* (Molnar et Fernando, 1974); *Goussia freemani* (Molnar et Fernando, 1974)). The parasite is localized in the kidneys and in the walls of the gall bladder of the Siberian dace *Leuciscus baicalensis* (Dybowski, 1874).

3. *Eimeria esoci* Schulman et Zaika, 1964. The parasite is localized in the intestinal and gall bladder walls of the northern pike *Esox lucius* (Linnaeus, 1758).

4. *Eimeria percae* (Riviere, 1914) (Syn.: *Coccidium percae* Riviere, 1914; *Eimeria percae*

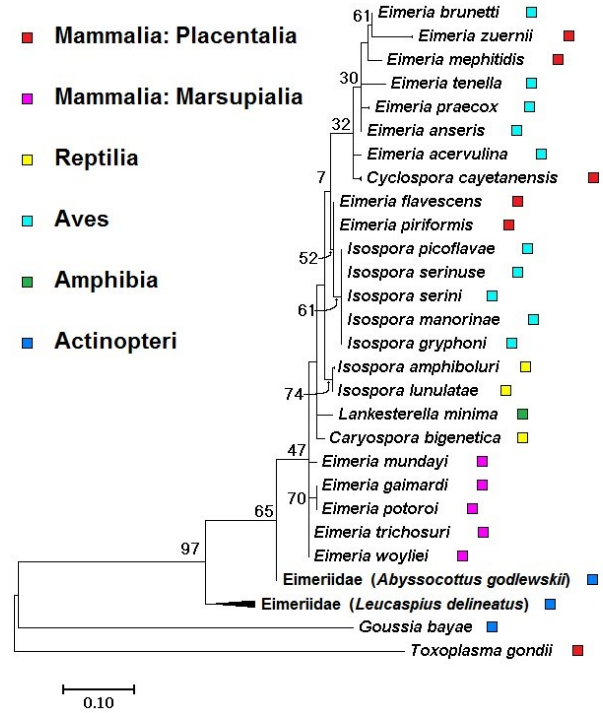


Fig.1. A phylogenetic tree of representatives of the family Eimeriidae constructed using the maximum likelihood method based on translated amino acid sequences of the mtDNA *cox1* gene fragments. *T. gondii* as an outgroup

Reichenow, 1921; *E. rivieri* Yakimoff, 1929). The parasite is localized in the intestinal walls and kidneys of the European perch *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758).

5. *Eimeria* sp. The parasite is localized in the intestinal walls of the Baikal omul *Coregonus migratorius* (Georgi, 1775).

One species, *G. carpelli*, has previously been recorded in representatives of the family Cottidae, including coastal species of the bigheaded and sand sculpins, as well as in the deep-water species, the broad-snout sculpin. For the parasitic protozoa Apicomplexa, which are transmitted and spread by oral-fecal means, the resistance of the oocysts to environmental factors is of great importance (Clopton et al., 2016). Due to these properties, they can be detected in a variety of environmental samples, including paleontological samples (Rueckert et al., 2011; Côté and Le Bailly, 2018; Le Bailly et al., 2019; Singer et al., 2020; Beltrame et al.,

Table 2. The estimation of evolutionary divergence between sequence groups. The standard errors are given above the diagonal

	1	2	3	4	5	6	7
1. Eimeriidae (<i>Abyssocottus godlewskii</i>)		0.029	0.062	0.019	0.020	0.022	0.076
2. Eimeriidae (<i>Leucaspius delineatus</i>)	0.119		0.047	0.026	0.024	0.021	0.069
3. <i>Goussia bayae</i>	0.385	0.271		0.053	0.049	0.050	0.065
4. Mammalia: Marsupialia	0.061	0.105	0.315		0.010	0.012	0.077
5. Reptilia + Amphibia	0.070	0.102	0.293	0.020		0.004	0.068
6. Mammalia: Placentalia + Aves	0.087	0.089	0.303	0.034	0.010		0.069
7. <i>Toxoplasma gondii</i>	0.486	0.450	0.423	0.487	0.433	0.443	

2022). Oocysts, including those of the genera *Eimeria* and *Goussia*, may be present in the external environment, including bottom sediments (Siński and Behnke, 2004). In coccidia of aquatic animals, young oocysts are usually released with the feces that are not sporulated and are not infectious, as their development is terminated only in the external environment, where the formation of sporocysts with sporozoites occurs (Votýpka et al., 2016). Two modes of transmission are observed in the life cycle of coccidia in fish: direct with fecal contamination and indirect, which includes invertebrates (Steinhagen and Korting, 1988; Davis and Ball, 1993). It can therefore be assumed that the DNA of a representative of the family Eimeriidae could enter the digestive tract of Godlewski's sculpin with equal probability in two ways: directly from the external environment and/or indirectly via its food objects.

Sequences derived from representatives of the family Eimeriidae accounted for <0.01% of all metagenomic DNA sequencing data from the contents of the digestive tract of fish. However, we cannot currently confirm whether the parasite we detected is specific to the Godlewski's sculpin. *G. carpelli*, which is found in members of the family Cottidae, is considered a specific parasite of the common carp *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758) (Molnár et al., 2005). However, other fish species on its host list have their own separate coccidia species (Sokolov and Moshu, 2014). In this context, a comprehensive morphological and molecular genetic study of these parasites is required, with particular attention to the widespread *G. carpelli* from different systematic fish groups.

4. Conclusion

When analyzing the metagenomic DNA sequencing data of the Godlewski's sculpin digestive tract contents with a relative representation of <0.01%, sequences from representatives of the family Eimeriidae were detected for the first time. The sequences obtained belonged to the only haplotype that was reliably different from all previously known. In contrast to the analysis of the nucleotide sequences of the *cox1* mtDNA, the phylogenetic reconstruction based on translated amino acid sequences reliably demonstrated the basal location of the branches of representatives of the family Eimeriidae in fish. The question of the genus of the detected organism remains unresolved due to the limited nucleotide data for representatives of the genera *Eimeria*, *Calyptospora*, and *Goussia* in fish. The results obtained indicate the need for targeted and complex studies, including molecular genetic studies, of the fauna of parasitic protozoa in fish.

Acknowledgements

The authors are grateful to the team of the R/V "G.Yu. Vereshchagin" for assistance in collecting the samples and Sergej Kirilchik for his valuable assistance in preparing the manuscript. The work was supported by the State projects No. 121032300224-8 and 121032300196-8.

Conflict of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

- Altschul S.F., Gish W., Miller W. et al. 1990. Basic local alignment searchtool. *Journal of Molecular Biology* 215: 403-410. DOI: [10.1016/S0022-2836\(05\)80360-2](https://doi.org/10.1016/S0022-2836(05)80360-2)
- Arisue N., Hashimoto T. 2015. Phylogeny and evolution of apicoplasts and apicomplexan parasites. *Parasitology International* 64: 254-259. DOI: [10.1016/j.parint.2014.10.005](https://doi.org/10.1016/j.parint.2014.10.005)
- Beltrame M.O., Tietze E., Cañal V. et al. 2022. Paleogenetic and microscopic studies of *Eimeria* spp. (Apicomplexa: Eimeriidae) as a tool to reveal the zoological origin of coprolites: The case of study of artiodactyl coprolites from an archeological site from Patagonia, Argentina. *The Holocene* 32(11): 1144-1150. DOI: [10.1177/09596836221114287](https://doi.org/10.1177/09596836221114287)
- Bogdanov B.E. 2017. Review of genus *Limnocottus* sculpins (Pisces: Cottidae): nomenclature, phenetic relationships and diagnostic characters. *Baikalskij zoologičeskij žurnal [Baikal Zoological Journal]* 2(21): 46-55. (in Russian)
- Bogdanov B.E. 2023. The Sculpins (Perciformes: Cottidae) of Lake Baikal and Baikal region: updated checklist with the description of new tax. *Limnology and Freshwater Biology* 6(3): 63-95. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-3-63](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-3-63)
- Bolger A.M., Lohse M., Usadel B. 2014. Trimmomatic: A flexible trimmer for Illumina sequence data. *Bioinformatics* 30: 2114-2120. DOI: [10.1093/bioinformatics/btu170](https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btu170)
- Bonacolta A.M., Krause J., Smit N. et al. 2024. A new and widespread group of fish apicomplexan parasites. *Current Biology*: 1-28. DOI: [10.2139/ssrn.4698405](https://doi.org/10.2139/ssrn.4698405)
- Clopton R.E., Steele S.M., Clopton D.T. 2016. Environmental persistence and infectivity of oocysts of two species of gregarines, *Blabericola migrator* and *Blabericola cubensis* (Apicomplexa: Eugregarinida: Blabericolidae), parasitizing Blaberid Cockroaches (Dictyoptera: Blaberidae). *Journal of Parasitology* 102(2): 169-173. DOI: [10.1645/15-934](https://doi.org/10.1645/15-934)
- Côté N.M.-L., Le Bailly M. 2018. Palaeoparasitology and palaeogenetics: review and perspectives for the study of ancient human parasites. *Parasitology* 145(5): 656-664. DOI: [10.1017/S003118201700141X](https://doi.org/10.1017/S003118201700141X)
- Davis A.J., Ball S.J. 1993. The biology of fish Coccidia. *Advances in Parasitology* 32: 293-366.
- Denikina N.N., Kulakova N.V., Bukin Y.S. et al. 2023. The first detection of DNA of *Caryophyllaeus laticeps* (Pallas, 1781) in sunbleak *Leucaspis delineates* (Heckel, 1843). *Limnology and Freshwater Biology* 2023 (1): 1-10. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-1-1](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-1-1)
- Denikina N.N., Kulakova N.V., Bukin Y.S. et al. 2023. Phylogenetic analysis of coccidia (Apicomplexa: Eimeriorina) in the belica *Leucaspis delineatus* (Heckel, 1843). *Limnology and Freshwater Biology* 6(4): 104-118. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-4-104](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-4-104)
- Harms-Tuohy C.A., Schizas N.V., Appeldoorn R.S. 2016. Use of DNA metabarcoding for stomach content analysis in the invasive lionfish *Pterois volitans* in Puerto Rico. *Marine Ecology-Progress Series* 558: 181-191. DOI: [10.3354/meps11738](https://doi.org/10.3354/meps11738)
- Jakubavičiūtė E., Bergström U., Eklöf J.S. et al. 2017. DNA metabarcoding reveals diverse diet of the three-spined stickleback in a coastal ecosystem. *PLoS One* 12(10): e0186929. DOI: [10.1371/journal.pone.0186929](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186929)
- Jirků M., Jirků M., Oborník M. et al. 2009. *Goussia* Labbé, 1896 (Apicomplexa, Eimeriorina) in Amphibia: diversity, biology, molecular phylogeny and comments on the status of the genus. *Protist* 160: 123-136. DOI: [10.1016/j.protis.2008.08.003](https://doi.org/10.1016/j.protis.2008.08.003)

- Kumar S., Stecher G., Tamura K. 2016. MEGA7: Molecular evolutionary genetics analysis version 7.0 for bigger datasets. *Molecular Biology and Evolution* 33: 1870-1874. DOI: [10.1093/molbev/msw054](https://doi.org/10.1093/molbev/msw054)
- Kvist S. 2013. Barcoding in the dark? A critical view of the sufficiency of zoological DNA barcoding databases and a plea for broader integration of taxonomic knowledge. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 69(1): 39-45. DOI: [10.1016/j.ympev.2013.05.012](https://doi.org/10.1016/j.ympev.2013.05.012)
- Le Bailly M., Goepfert N., Prieto G. et al. 2019. Camelid gastrointestinal parasites from the archaeological site of Huancaquito (Peru): first results. *Environmental Archaeology* 25(3): 325-332. DOI: [10.1080/14614103.2018.1558804](https://doi.org/10.1080/14614103.2018.1558804)
- Le S.Q., Gascuel O. 2008. An improved general amino acid replacement matrix. *Molecular Biology and Evolution* 25 (7): 1307-1320. DOI: [10.1093/molbev/msn067](https://doi.org/10.1093/molbev/msn067)
- Lentendu G., Mahé F., Bass D. et al. 2018. Consistent patterns of high alpha and low beta diversity in tropical parasitic and free-living protists. *Molecular Ecology* 27: 2846-2857. DOI: [10.1111/mec.14731](https://doi.org/10.1111/mec.14731)
- Leray M., Yang J.Y., Meyer C.P. et al. 2013. A new versatile primer set targeting a short fragment of the mitochondrial COI region for metabarcoding metazoan diversity: application for characterizing coral reef fish gut contents. *Frontiers in Zoology* 10(34): 1-13. DOI: [10.1186/1742-9994-10-34](https://doi.org/10.1186/1742-9994-10-34)
- Mahé F., de Vargas C., Bass D. et al. 2017. Parasites dominate hyperdiverse soil protist communities in Neotropical rainforests. *Nature Ecology & Evolution* 1 (0091): 1-8. DOI: [10.1038/s41559-017-0091](https://doi.org/10.1038/s41559-017-0091)
- Matsche M.A., Adams C.R., Blazer V.S. 2019. Newly described coccidia *Goussia bayae* from White Perch *Morone americana*: morphology and phylogenetics support emerging taxonomy of *Goussia* within piscine hosts. *Journal of Parasitology* 105(1): 1-10. DOI: [10.1645/18-67](https://doi.org/10.1645/18-67)
- Molnár K., Ostoros G., Baska F. 2005. Cross-infection experiments confirm the host specificity of *Goussia* spp. (Eimeriidae: Apicomplexa) parasitizing cyprinid fish. *Acta Protozoologica* 44: 43-49.
- Morrison D.A. 2009. Evolution of the Apicomplexa: where are we now? *Trends in Parasitology* 25: 375-382. DOI: [10.1016/j.pt.2009.05.010](https://doi.org/10.1016/j.pt.2009.05.010)
- Nei M., Kumar S. 2000. *Molecular evolution and phylogenetics*. New York: Oxford University Press.
- Nurk S., Meleshko D., Korobeynikov A. et al. 2017. metaSPAdes: a new versatile metagenomic assembler. *Genome research* 27(5): 824-834. DOI: [10.1101/gr.213959.116](https://doi.org/10.1101/gr.213959.116)
- Ogedengbe J.D., Hanner R.H., Barta J.R. 2011. DNA barcoding identifies *Eimeria* species and contributes to the phylogenetics of coccidian parasites (Eimeriina, Apicomplexa, Alveolata). *International Journal for Parasitology* 41(8): 843-850. DOI: [10.1016/j.ijpara.2011.03.007](https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2011.03.007)
- Ogedengbe M.E., El-Sherry S., Ogedengbe J.D. et al. 2018. Phylogenies based on combined mitochondrial and nuclear sequences conflict with morphologically defined genera in the eimeriid coccidian (Apicomplexa). *International Journal for Parasitology* 48: 59-69. DOI: [10.1016/j.ijpara.2017.07.008](https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2017.07.008)
- Pronina S.V. 1990. First information about the coccidia *Eimeria* sp. in the Baikal omul *Coregonus autumnalis migratorius*. In: IX All-Union Meeting on Parasites and Diseases of Fish. Leningrad, pp. 104-105. (in Russian)
- Rosenthal B.M., Dunams-Morela D., Ostoros G. et al. 2016. Coccidian parasites of fish encompass profound phylogenetic diversity and gave rise to each of the major parasitic groups in terrestrial vertebrates. *Infection, Genetics and Evolution* 40: 219-227. DOI: [10.1016/j.meegid.2016.02.018](https://doi.org/10.1016/j.meegid.2016.02.018)
- Rueckert S., Betts E.L., Tsaousis A.D. 2019. The Symbiotic spectrum: where do the Gregarines fit? *Trends in Parasitology* 35(9): 687-694. DOI: [10.1016/j.pt.2019.06.013](https://doi.org/10.1016/j.pt.2019.06.013)
- Rueckert S., Simdyanov T.G., Aleoshin V.V. et al. 2011. Identification of a divergent environmental DNA sequence clade using the phylogeny of gregarine parasites (Apicomplexa) from crustacean hosts. *PLoS ONE* 6(3): e18163. DOI: [10.1371/journal.pone.0018163](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018163)
- Sakaguchi S.O., Shimamura S., Shimizu Y. et al. 2017. Comparison of morphological and DNA-based techniques for stomach content analyses in juvenile chum salmon *Oncorhynchus keta*: A case study on diet richness of juvenile fishes. *Fisheries Science* 83: 47-56. DOI: [10.1007/s12562-016-1040-6](https://doi.org/10.1007/s12562-016-1040-6)
- Shulman S.S., Zaika V.E. 1964. Coccidia fishes of Lake Baikal. In: Proceedings of the Siberian Branch of the Academy of Sciences of the USSR, a series of biological and medical sciences, 8, pp. 126-130. (in Russian)
- Siddall M.E., Kvist S., Phillips A. et al. 2012. DNA Barcoding of Parasitic Nematodes: Is it Kosher? *Journal of Parasitology* 98(3): 692-694. DOI: [10.1645/GE-2994.1](https://doi.org/10.1645/GE-2994.1)
- Singer D., Duckert C., Heděnc P. et al. 2020. High-throughput sequencing of litter and moss eDNA reveals a positive correlation between the diversity of Apicomplexa and their invertebrate hosts across alpine habitats. *Soil Biology and Biochemistry* 147: 107837. DOI: [10.1016/j.soilbio.2020.107837](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107837)
- Siński E., Behnke J.M. 2004. Apicomplexan parasites: environmental contamination and transmission. *Polish Journal of Microbiology* 53: 67-73.
- Sokolov S.G., Moshu A.Ja. 2014. *Goussia obstinata* sp. n. (Sporozoa: Eimeriidae), a new coccidian species from intestines of the amur sleeper *Percocottus glenii* Dybowski, 1877 (Perciformes: Odontobutidae) *Parazitologija* [Parasitology] 48(5): 382-392. (in Russian)
- Steinhagen D., Korting W. 1988. Experimental transmission of *Goussia carpelli* (Leger; Stankovitch, 1921, Protista: Apicomplexa) to common carp, *Cyprinus carpio* L. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists* 8: 112-112.
- Tamura K., Nei M. 1993. Estimation of the number of nucleotide substitutions in the control region of mitochondrial DNA in humans and chimpanzees. *Molecular Biology and Evolution* 10: 512-526. DOI: [10.1093/oxfordjournals.molbev.a040023](https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.molbev.a040023)
- Villsen K., Corse E., Archambaud-Suard G. et al. 2022. Diet metabarcoding reveals extensive dietary overlap between two benthic stream fishes (*Zingel asper* and *Cottus gobio*) and provides insights into their coexistence. *Diversity* 14(5): 412. DOI: [10.3390/d14050412](https://doi.org/10.3390/d14050412)
- Votýpka J., Modrý D., Oborník M. et al. 2016. Apicomplexa. *Handbook of the Protists*, 1-58. DOI: [10.1007/978-3-319-32669-6_20-1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-32669-6_20-1)
- Xavier R., Severino R., Pérez-Losada M. et al. 2018. Phylogenetic analysis of apicomplexan parasites infecting commercially valuable species from the North-East Atlantic reveals high levels of diversity and insights into the evolution of the group. *Parasites & Vectors* 11(63): 1-12. DOI: [10.1186/s13071-018-2645-7](https://doi.org/10.1186/s13071-018-2645-7)
- Yoon T.-H., Kang H.-E., Lee S.R. et al. 2017. Metabarcoding analysis of the stomach contents of the Antarctic Toothfish (*Dissostichus mawsoni*) collected in the Antarctic Ocean. *PeerJ* 5: e3977. DOI: [10.7717/peerj.3977](https://doi.org/10.7717/peerj.3977)
- Zaika V.E. 1965. Parasite fauna of fishes of Lake Baikal. Moscow: Nauka. (in Russian)

Первое обнаружение ДНК кокцидий (Conoidasida: Eimeriidae) у широколобки Годлевского *Abyssocottus (Limnocottus) godlewskii* (Dybowski, 1874)

Дзюба Е.В.¹, Букин Ю.С.¹, Ханаев И.В.¹, Богданов Б.Э.¹, Яхненко А.С.¹, Сапожникова Ю.П.^{1*}, Деникина Н.Н.¹

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

АННОТАЦИЯ. Впервые в пищеварительном тракте широколобки Годлевского *Abyssocottus (Limnocottus) godlewskii* (Dybowski, 1874) методом высокопроизводительного секвенирования получены фрагменты гена *cox1* представителя семейства Eimeriidae. Детектированные нуклеотидные последовательности кокцидий составили < 0,01% от общего массива данных и принадлежали единственному генотипу, достоверно отличавшемуся от всех ранее известных. Филогенетическая реконструкция на основании транслированных аминокислотных последовательностей достоверно продемонстрировала базальное расположение ветвей представителей сем. Eimeriidae из рыб. Вопрос о родовой принадлежности детектированного организма остается открытым из-за недостаточного количества нуклеотидных данных представителей родов *Eimeria*, *Calyptospora* и *Goussia* из рыб.

Ключевые слова: Eimeriidae, *Abyssocottus (Limnocottus) godlewskii* (Dybowski, 1874), ген *cox1*, озеро Байкал

Для цитирования: Дзюба Е.В., Букин Ю.С., Ханаев И.В., Богданов Б.Э., Яхненко А.С., Сапожникова Ю.П., Деникина Н.Н. Первое обнаружение ДНК кокцидий (Conoidasida: Eimeriidae) у широколобки Годлевского *Abyssocottus (Limnocottus) godlewskii* (Dybowski, 1874) // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - С. 1206-1218. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1206

1. Введение

Анализ фауны паразитов рыб является необходимой частью исследований, посвященных вопросам их экологии. Преимущество молекулярно-генетического подхода с использованием современных технологий высокопроизводительного секвенирования заключается в возможности анализа и идентификации относительно коротких фрагментов чужеродной ДНК из содержимого пищеварительного тракта, органов и тканей рыб. Эти методы эффективны за счет высокого разрешения и возможности идентификации широкого спектра видов (Harms-Tuohy et al., 2016; Jakubavičiūtė et al., 2017; Yoon et al., 2017). Несмотря на ряд недостатков, таких как неточная идентификация видов из-за отсутствия их генетических данных в общедоступных базах (Siddall et al., 2012; Kvist, 2013) и детекция ДНК организмов из пищеварительных трактов кормовых объектов (Sakaguchi et al., 2017), метабаркодирование может дополнять традиционные методы исследования фауны паразитов рыб (Ogedengbe et al., 2011; Villsen et al., 2022; Деникина и др., 2023а; b).

Все представители типа простейших Sporozoa или Apicomplexa из группы Alveolata являются одноклеточными облигатными паразитами многоклеточных животных, а также считаются одними из самых успешных паразитов в мире (Morrison, 2009). Предполагается, что более 6000 описанных видов составляют всего 0,1% от общего их разнообразия (Morrison, 2009). Представители родов *Cryptosporidium*, *Plasmodium*, *Toxoplasma* и *Babesia* являются возбудителями заболеваний человека и животных. Кокцидии (Conoidasida: Eimeriidae) наносят значительный урон сельскохозяйственному производству. Несмотря на широкое распространение и хозяйственное значение, исследования эволюционных отношений внутри этой группы только начинаются (Arisue and Hashimoto, 2015; Xavier et al., 2018). Таксономия кокцидий к настоящему времени находится в стадии разработки, многие роды являются парафилетическими, что ставит под сомнение ценность строгих морфологических и экологических признаков для их классификации (Ogedengbe et al., 2018; Xavier et al., 2018). При этом представители семейства Eimeriidae у водных животных изу-

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: jsap@mail.ru (Ю.П. Сапожникова)

Поступила: 19 июня 2024; Принята: 04 сентября 2024;

Опубликована online: 31 октября 2024

© Автор(ы) 2024. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



чены значительно хуже, чем у наземных. Однако, даже имеющиеся скудные данные о последовательностях малой субъединицы рибосомальной РНК (МСЕ рРНК) позволяют предположить, что именно они являются базовыми группами внутри семейств (Jirků et al., 2009; Xavier et al., 2018; Деникина и др., 2023b). В настоящее время в базе NCBI зарегистрированы последовательности гена *cox1* мтДНК Eimeriidae из следующих видов рыб: красногубая морская собачка *Ophioblennius macclurei* (Silvester, 1915), белый американский лаврак *Morone americana* (Gmelin, 1789) и обыкновенная верховка *Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843).

Широколобка Годлевского *Abyssocottus (Limnocottus) godlewskii* (Dybowski, 1874) – эндемичный вид озерных широколобок, обитающий на глубинах от 100 до 900 м (Богданов, 2023). Сложности в исследованиях экологии и фауны паразитов глубоководных видов вызваны малым количеством выборок рыб в связи с трудоемким процессом отлова. В результате исследования пищевого спектра широколобки Годлевского с использованием методов секвенирования нового поколения были получены последовательности кокцидий. Целью работы являлось определение филогенетического положения представителя сем. Eimeriidae из пищеварительного тракта широколобки Годлевского.

2. Материалы и методы

Сбор проб осуществляли с борта научно-исследовательского судна «Г.Ю. Верещагин» в сентябре 2019 г. в районе створа Чивыркуйского залива озера Байкал (53°59.674'N, 109°09.086'E) с глубин от 790 до 820 м. Видовую принадлежность рыб идентифицировали в соответствии с последними ревизиями (Богданов, 2017; 2023). Для анализа использовали пять особей широколобки Годлевского массой от 8,7 до 28,5 г, общей длиной от 95 до 149 мм.

В лабораторных условиях содержимое всего пищеварительного тракта (250-700 мкл) от каждого отдельно взятого экземпляра разводили равным объемом воды *mQ*, измельчали и тщательно перемешивали. Суммарную ДНК выделяли с помощью набора для экстракции «АмплиСенс ДНК-сорб-АМ» (Россия) в соответствии с инструкцией производителя. Фрагмент гена *cox1* длиной приблизительно 350 пар оснований амплифицировали для каждой пробы 30 циклов с понижением температуры отжига на 0.3°C от начальных 55°C с праймерами MiSeq: COIintF 5'tcgtcggcagcgtcagatgtgtataagagacagGGWACWGGWTGAACWGTWTAAYCCYCC и dgHCO2198 5'gtctcgtgggctcggagatgtgtataagagacagTAIACYTCIGGRTGICRAARAAYCA (Leray et al., 2013). Все ампликоны из пищеварительного тракта объединяли и использовали для подготовки пробы к секвенированию.

Библиотеку из очищенного пула ампликонов сконструировали с использованием набора Nextera XT (Illumina, Хейворд, Калифорния, США), нуклеотидные последовательности определяли с помощью Illumina NextSeq. Регистрационный номер полученных данных в международной базе NCBI: PRJNA1086215.

Все исходные данные триммировали по качеству в программе Trimmomatic V 0.39 (Bolger et al., 2014) с опциями: среднее качество прочтения 20, минимальная длина прочтения 140. Сборку исходных прочтений в контиги, соответствующие полно-размерным продуктам амплификации, проводили в программе metaSPAdes (Nurk et al., 2017) длинами *k-mer* 21, 33, 55, 77, 99 и 121. Выбранные длины *k-mer* позволили привести агрегацию в единые контиги только прочтений, специфичных первоначальным фрагментам *cox1* смеси ДНК различных видов метагеномного образца.

В качестве референсной базы данных для таксономического анализа использовали полный набор последовательностей маркера *cox1* из International Barcode of Life Database (iBOL) (<https://ibol.org/>). Последовательности ДНК сборки ампликонов сопоставляли с референсной базой данных с помощью приложения local BLASTn (Altschul et al., 1990). Результаты BLAST анализа преобразовывали в таблицу представленности таксонов в ДНК содержимого пищевого тракта хозяина. Первичную обработку полученных нуклеотидных последовательностей представителей семейства Eimeriidae и соответствующих данных, представленных в базе NCBI (Таблица 1), проводили в редакторе BioEdit, выравнивали с помощью программы ClustalW. Последовательность зарегистрирована в NCBI № PP552829. Филогенетический анализ, включая выбор моделей для оценки эволюционной дивергенции и реконструкции эволюционной истории, проводили с использованием программы MEGA7 (Kumar et al., 2016). Эволюционную дивергенцию между группами последовательностей оценивали методом максимального правдоподобия по модели Тамуры-Нея (TN DNA evolutionary model) (Tamura and Nei, 1993). Филогенетическую реконструкцию эволюционной истории, основанной на аминокислотных последовательностях, проводили методом максимального правдоподобия по модели Ли-Гаскуэля с гамма коррекцией различий в скоростях накопления замен в различных сайтах (LG + G protein evolutionary model) (Nei and Kumar, 2000; Le and Gascuel, 2008). Тестирование достоверности топологии филогенетических деревьев проводилось непараметрическим бустером (1000 реплик).

3. Результаты и обсуждение

В результате анализа данных метагеномного секвенирования ДНК содержимого пищеварительных трактов широколобки Годлевского были детектированы последовательности представителей сем. Eimeriidae с относительной представленностью < 0,01%. Полученные последовательности принадлежали единственному гаплотипу, достоверно отличающемуся от всех известных последовательностей гена *cox1* кокцидий, включая *G. bayaе* и Eimeriidae из обыкновенной верховки, и продемонстрировавшему наибольшую степень гомологии (86,71%) с нуклеотидными последовательностями *Cyclospora cayetanensis* Ortega, Gilman & Sterling, 1994.

Кокцидии рыб сравнительно малоизучены и нуклеотидные данные для них крайне скудны. Кроме последовательностей гена *cox1* мтДНК из обыкновенной верховки, полученных нами ранее в аналогичном эксперименте (Деникина и др., 2023b), в базе NCBI представлены только две последовательности представителей сем. Eimeriidae из рыб: *G. bayae* из желчного пузыря *M. americana* (Matsche et al., 2019) и последовательность из крови *O. macclurei*. Однако последняя, заявленная как *Coccidia* sp. (NCBI: OR822199.1), в действительности принадлежит представителю клады новой широко распространенной группы паразитов рыб типа Apicomplexa, сестринской отряду Corallicolida и названная авторами «ichthyocolids» (Bonacolta et al., 2024). Исходя из вышесказанного, эти данные в филогенетическом анализе не рассматривали. При построении филогенетического дерева использованы данные представителей сем. Eimeriidae позвоночных животных, в качестве аут-группы представлена последовательность гена *cox1* мтДНК *Toxoplasma gondii* (Nicolle & Manceaux, 1908) (Таблица 1, Рис. 1).

Следует отметить, что для всех имеющихся в настоящее время последовательностей сем. Eimeriidae из рыб, ближайшими гомологами являются последовательности паразитов из теплокровных животных и птиц: *G. bayae* гомологична *Choleoecimeria taggarti* (Amery-Gale et al., 2018) Kruth, Michel, Amery-Gale & Barta, 2020 (79,33%, NCBI: MK813349) из желтоногой сумчатой мыши *Antechinus flavipes flavipes* Waterhouse, 1838. Представители сем. Eimeriidae из обыкновенной верховки наиболее близки к *Eimeria praecox* (Johnson, 1938) (82,95%, NCBI: KX094945) из банкивской джунглевой курицы *Gallus gallus* (Linnaeus, 1758); *Isoospora serini* (Aragao, 1933) (84,62%, NCBI: ON584773) и *Isoospora serinuse* (Yang, Brice, Elliot & Ryan 2015) (82,37%; NCBI: KX276860) из канарского канареющего вьюрка *Serinus canaria* (Linnaeus, 1758). Анализ эволюционной дивергенции между группами нуклеотидных последовательностей выявил близость представителей Eimeriidae из широколобкой Годлевского к паразитам сумчатых животных (Таблица 2).

Таблица 1. Номера нуклеотидных последовательностей гена *cox1* из базы данных NCBI, использованные в анализе.

Хозяин	№№ NCBI; вид
Mammalia: Placentalia	MN260359; MN260361; MN260362; MN260363; MN260364; MN316534; MN316535; <i>Cyclospora cayetanensis</i> Ortega, Gilman & Sterling, 1994 KP025693; <i>Eimeria flavescens</i> Marotel & Guilhon, 1941 KT203398; <i>Eimeria mephitidis</i> Andrews 1928 JQ993698; <i>Eimeria piriformis</i> Kotlan & Pospesch, 1934 HM771687; KX495130; OL770312; <i>Eimeria zuernii</i> (Rivolta, 1878) Martin, 1909 MN077082; <i>Toxoplasma gondii</i> (Nicolle & Manceaux, 1908)
Mammalia: Marsupialia	MK202809; <i>Eimeria gaimardi</i> Barker, O'Callaghan, and Beveridge, 1988 MK202808; <i>Eimeria mundayi</i> Barker, O'Callaghan, and Beveridge, 1988 MK202807; <i>Eimeria potoroii</i> Barker, O'Callaghan, and Beveridge, 1988 JN192136; <i>Eimeria trichosuri</i> O'Callaghan & O'Donoghue, 2001 MK202806; <i>Eimeria woyliei</i> Northover et al., 2019
Reptilia	KF859856; <i>Caryospora bigenetica</i> Wacha and Christiensen, 1982 KR108297; MW720599; <i>Isoospora amphiboluri</i> Cannon, 1967 MW720599; <i>Isoospora lunulatae</i> Yang, Brice, Berto & Zahedid, 2021
Aves	EF158855; <i>Eimeria acervulina</i> Tyzzer, 1929 MH758793; <i>Eimeria anseris</i> (Kotlan, 1932) HM771675; <i>Eimeria brunetti</i> Levine, 1942 JQ659301; KX094945; <i>Eimeria praecox</i> Johnson, 1930 MF497440; <i>Eimeria tenella</i> (Railliet & Lucet, 1891) Fantham, 1909 KC346355; <i>Isoospora gryphoni</i> Olson, Gissing, Barta & Middleton, 1998 KT224377; <i>Isoospora manorinae</i> Yang, Brice, Jian & Ryan 2016 NC_065382; <i>Isoospora picoflavae</i> Rejman, Hak-Kovacs & Barta, 2021 ON584773; <i>Isoospora serini</i> (Aragao, 1933) KX276860; <i>Isoospora serinuse</i> Yang, Brice, Elliot & Ryan 2015
Amphibia	KT184381; <i>Lankesterella minima</i> (Chaussat, 1850) Nöller, 1912
Actinopteri	PP590353; PP590354; PP590355; PP590356; Eimeriidae MH792860; <i>Goussia bayae</i> Matsche, Adams & Blazer, 2019

Проведенный анализ филогенетических отношений на основании нуклеотидных последовательностей *cox1* мтДНК оказался малоинформативным: древо оказалось неразрешенным с низкими поддержками. Однако представители сем. Eimeriidae из рыб сформировали базальные ветви. В полученной филогенетической реконструкции на основании транслированных аминокислотных последовательностей (Рис. 1) представители сем. Eimeriidae из рыб достоверно располагаются в основании древа. Таким образом, ранее сформулированная гипотеза о том, что именно кокцидии рыб дали начало всем известным линиям кокцидий у других позвоночных животных (Rosenthal et al., 2016; Xavier et al., 2018; Matsche et al., 2019; Деникина и др., 2023b), нашла свое косвенное подтверждение.

Ранее было высказано предположение, что фрагмент гена *cox1* имеет достаточный филогенетический потенциал, чтобы помочь в разрешении очевидных парафилий внутри кокцидий (Ogedengbe et al., 2011). Полученные результаты не позволяют однозначно подтвердить эту гипотезу, поскольку пока данных о последовательностях *cox1* мтДНК представителей родов *Eimeria*, *Calyptospora* и *Goussia* из рыб явно недостаточно. По той же причине преждевременно утверждать, к какому роду относятся детектированный нами представитель сем. Eimeriidae.

Метагеномные исследования (метабаркодирование) эукариот морских и наземных экосистем продемонстрировали высокое разнообразие и доминирование представителей Apicomplexa (Mahé et al., 2017; Lentendu et al., 2018), которые являются паразитами беспозвоночных и позвоночных животных, и имеют сложные жизненные циклы, значительно различающиеся между группами (Votýpka et al., 2016; Rueckert et al., 2019). Семейство Eimeriidae – наиболее разнообразный таксон простейших, основной особенностью представителей которого является образование экологически устойчивых ооцист, которые выделяются с фекалиями хозяина. Общая морфология ооцист, а также количество спороцист и спорозоитов широко используются для определения отдельных родов. Однако, результаты последних филогенетических исследований плохо коррелируют с текущей таксономией. Они также показали, что несколько диагностических признаков, считавшихся до сих пор уникальными, на самом деле присутствуют у представителей

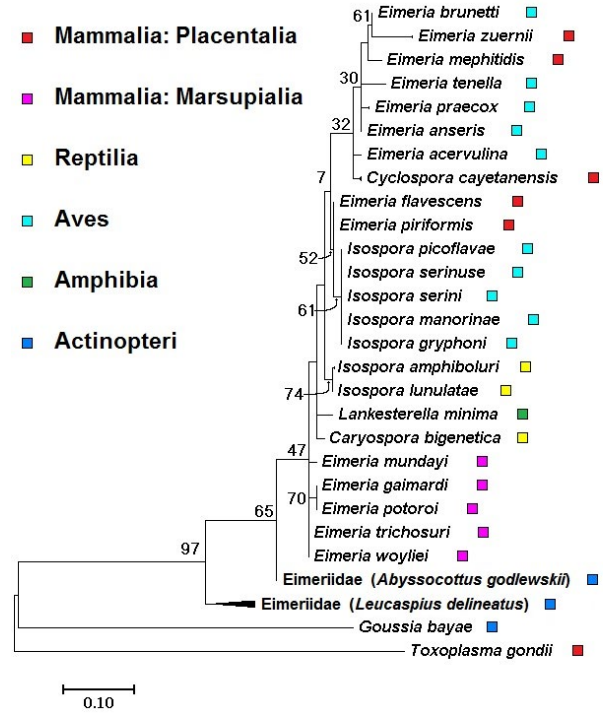


Рис.1. Филогенетическое древо представителей семейства Eimeriidae, построенное методом максимального правдоподобия на основании транслированных аминокислотных последовательностей фрагментов гена *cox1* мтДНК. В качестве аут-группы – *T. gondii*

нескольких генетически далеких родов (Votýpka et al., 2016). В настоящее время известно, что у различных видов морских и пресноводных рыб наиболее распространены представители родов *Eimeria*, *Goussia* и *Calyptospora* (Xavier et al., 2018).

Ранее у рыб из оз. Байкал было отмечено пять видов кокцидий (Шульман и Заика, 1964; Заика, 1965; Пронина, 1990), из которых только один у представителей семейства Cottidae:

1. *Goussia carpelli* (Leger et Stankovitch, 1921) (Syn.: *Eimeria carpelli* (Leger et Stankovitch, 1921); *E. cyprini* (Plehn, 1924); *Goussia carpelli* sensu (Dykova et Lom, 1983). Паразит локализован в стенках кишечника и желчного пузыря большоголовой широколобки *Batrachocottus baicalensis* (Dybowski, 1874), песчаной широколобки *Leocottus kesslerii* (Dybowski, 1874), ширококрылой широколобки *Abyssocottus (Cypnocottus) eurystomus* (Taliev, 1955) и сибирского речного гольяна *Phoxinus rivularis* (Pallas, 1773).

Таблица 2. Оценка эволюционной дивергенции между группами последовательностей. Стандартные погрешности показаны над диагональю

	1	2	3	4	5	6	7
1. Eimeriidae (<i>Abyssocottus godlewskii</i>)		0,029	0,062	0,019	0,020	0,022	0,076
2. Eimeriidae (<i>Leucaspis delineatus</i>)	0,119		0,047	0,026	0,024	0,021	0,069
3. <i>Goussia bayae</i>	0,385	0,271		0,053	0,049	0,050	0,065
4. Mammalia: Marsupialia	0,061	0,105	0,315		0,010	0,012	0,077
5. Reptilia + Amphibia	0,070	0,102	0,293	0,020		0,004	0,068
6. Mammalia: Placentalia + Aves	0,087	0,089	0,303	0,034	0,010		0,069
7. <i>Toxoplasma gondii</i>	0,486	0,450	0,423	0,487	0,433	0,443	

2. *Goussia leucisci* (Schulman et Zaika, 1964) Lom, Desser, Dykova, 1989 (Syn.: *Eimeria leucisci* (Schulman et Zaika, 1964); *E. freemani* (Molnar et Fernando, 1974); *Goussia freemani* (Molnar et Fernando, 1974)). Паразит локализован в почках и в стенках желчного пузыря сибирского ельца *Leuciscus baicalensis* (Dybowski, 1874).

3. *Eimeria esoci* Schulman et Zaika, 1964. Паразит локализован в стенках кишечника и желчного пузыря обыкновенной щуки *Esox lucius* Linnaeus, 1758.

4. *Eimeria percae* (Riviere, 1914) (Syn.: *Coccidium percae* Riviere, 1914; *Eimeria percae* Reichenow, 1921; *E. rivieri* Yakimoff, 1929). Паразит локализован в стенках кишечника и почках обыкновенного окуня *Perca fluviatilis* (Linnaeus, 1758).

5. *Eimeria* sp. Паразит локализован в стенках кишечника байкальского омуля *Coregonus migratorius* (Georgi, 1775).

У представителей семейства Cottidae: прибрежных видов большоголовой широколобки и песчаной широколобки, а также у глубоководного вида – ширококрылой широколобки ранее был отмечен один вид – *G. carpelli*.

Для паразитических простейших Apicomplexa, использующих орально-фекальный путь передачи и распространения, большое значение имеет устойчивость ооцист к действию факторов окружающей среды (Clopton et al., 2016). Эти особенности позволяют детектировать их в различных образцах окружающей среды, включая палеонтологические (Rueckert et al., 2011; Côté and Le Bailly, 2018; Le Bailly et al., 2019; Singer et al., 2020; Beltrame et al., 2022). Ооцисты, в том числе и представителей родов *Eimeria* и *Goussia*, могут присутствовать во внешней среде, в том числе и в донных осадках (Siński and Behnke, 2004). У кокцидий водных животных молодые ооцисты обычно выделяются с фекалиями неспорулированными и неинфекционными, так как их развитие прекращается лишь во внешней среде, где происходит образование спороцист со спорозитами (Votýrka et al., 2016). В жизненном цикле кокцидий рыб зарегистрировано два типа передачи: прямой с фекальным загрязнением и непрямой, который включает в себя беспозвоночных животных (Steinhagen and Korting, 1988; Davis and Ball, 1993). Соответственно, можно предположить, что ДНК представителя сем. Eimeriidae с равной долей вероятности могла поступить в пищеварительный тракт широколобки Годлевского двумя путями: прямым из внешней среды и/или непрямым из ее кормовых объектов.

Последовательности представителей Eimeriidae составляли <0,01% от всех данных метагеномного секвенирования ДНК содержимого пищеварительных трактов рыб. Однако, в настоящее время мы не можем утверждать, является ли детектированный нами паразит специфичным для широколобки Годлевского. *G. carpelli*, зарегистрированная у представителей семейства Cottidae, считается специфичным паразитом карпа *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 (Molnár et al., 2005), а у других видов рыб из списка ее хозяев имеются свои отдельные

виды кокцидий (Соколов и Мошу, 2014). В связи с этим, необходимо комплексное морфологическое и молекулярно-генетическое изучение этих паразитов, особенно широко распространенной *G. carpelli* из различных систематических групп рыб.

4. Заключение

Впервые в результате анализа данных метагеномного секвенирования ДНК содержимого пищеварительных трактов широколобки Годлевского были детектированы последовательности представителей сем. Eimeriidae с относительной представленностью <0,01%. Полученные последовательности принадлежали единственному гаплотипу, достоверно отличающемуся от всех ранее известных. В отличие от анализа нуклеотидных последовательностей *cox1* мтДНК, филогенетическая реконструкция на основании транслированных аминокислотных последовательностей достоверно продемонстрировала базальное расположение ветвей представителей сем. Eimeriidae из рыб. Вопрос о родовой принадлежности детектированного организма остается открытым из-за недостаточного количества нуклеотидных данных представителей родов *Eimeria*, *Calyptospora* и *Goussia* из рыб. Полученные результаты свидетельствуют о необходимости проведения целенаправленных комплексных (включая молекулярно-генетические) исследований фауны паразитических простейших рыб.

Источники финансирования и благодарности

Авторы выражают благодарность команде НИС “Г.Ю. Верещагин” за помощь в сборе материала, а также Кирильчику С.В. за помощь в подготовке рукописи. Работа выполнена в рамках тем государственного задания № 121032300224-8 и 121032300196-8.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

- Altschul S.F., Gish W., Miller W. et al. 1990. Basic local alignment searchtool. *Journal of Molecular Biology* 215: 403-410. DOI: [10.1016/S0022-2836\(05\)80360-2](https://doi.org/10.1016/S0022-2836(05)80360-2)
- Arisue N., Hashimoto T. 2015. Phylogeny and evolution of apicomplexans and apicomplexan parasites. *Parasitology International* 64: 254-259. DOI: [10.1016/j.parint.2014.10.005](https://doi.org/10.1016/j.parint.2014.10.005)
- Beltrame M.O., Tietze E., Cañal V. et al. 2022. Paleogenetic and microscopic studies of *Eimeria* spp. (Apicomplexa: Eimeriidae) as a tool to reveal the zoological origin of coprolites: The case of study of artiodactyl coprolites from an archeological site from Patagonia, Argentina. *The Holocene* 32(11): 1144-1150. DOI: [10.1177/09596836221114287](https://doi.org/10.1177/09596836221114287)
- Bolger A.M., Lohse M., Usadel B. 2014. Trimmomatic: A flexible trimmer for Illumina sequence data. *Bioinformatics* 30: 2114-2120. DOI: [10.1093/bioinformatics/btu170](https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btu170)

- Bonacolta A.M., Krause J., Smit N. et al. 2024. A new and widespread group of fish apicomplexan parasites. *Current Biology*: 1-28. DOI: [10.2139/ssrn.4698405](https://doi.org/10.2139/ssrn.4698405)
- Clopton R.E., Steele S.M., Clopton D.T. 2016. Environmental persistence and infectivity of oocysts of two species of gregarines, *Blabericola migrator* and *Blabericola cubensis* (Apicomplexa: Eugregarinida: Blabericolidae), parasitizing Blaberid Cockroaches (Dictyoptera: Blaberidae). *Journal of Parasitology* 102(2): 169-173. DOI: [10.1645/15-934](https://doi.org/10.1645/15-934)
- Côté N.M.-L., Le Bailly M. 2018. Palaeoparasitology and palaeogenetics: review and perspectives for the study of ancient human parasites. *Parasitology* 145(5): 656-664. DOI: [10.1017/S003118201700141X](https://doi.org/10.1017/S003118201700141X)
- Davis A.J., Ball S.J. 1993. The biology of fish Coccidia. *Advances in Parasitology* 32: 293-366.
- Harms-Tuohy C.A., Schizas N.V., Appeldoorn R.S. 2016. Use of DNA metabarcoding for stomach content analysis in the invasive lionfish *Pterois volitans* in Puerto Rico. *Marine Ecology-Progress Series* 558: 181-191. DOI: [10.3354/meps11738](https://doi.org/10.3354/meps11738)
- Jakubavičiūtė E., Bergström U., Eklöf J.S. et al. 2017. DNA metabarcoding reveals diverse diet of the three-spined stickleback in a coastal ecosystem. *PLoS One* 12(10): e0186929. DOI: [10.1371/journal.pone.0186929](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186929)
- Jirků M., Jirků M., Oborník M. et al. 2009. *Goussia* Labbé, 1896 (Apicomplexa, Eimeriorina) in Amphibia: diversity, biology, molecular phylogeny and comments on the status of the genus. *Protist* 160: 123-136. DOI: [10.1016/j.protis.2008.08.003](https://doi.org/10.1016/j.protis.2008.08.003)
- Kumar S., Stecher G., Tamura K. 2016. MEGA7: Molecular evolutionary genetics analysis version 7.0 for bigger datasets. *Molecular Biology and Evolution* 33: 1870-1874. DOI: [10.1093/molbev/msw054](https://doi.org/10.1093/molbev/msw054)
- Kvist S. 2013. Barcoding in the dark? A critical view of the sufficiency of zoological DNA barcoding databases and a plea for broader integration of taxonomic knowledge. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 69(1): 39-45. DOI: [10.1016/j.ympev.2013.05.012](https://doi.org/10.1016/j.ympev.2013.05.012)
- Le Bailly M., Goepfert N., Prieto G. et al. 2019. Camelid gastrointestinal parasites from the archaeological site of Huanchaquito (Peru): first results. *Environmental Archaeology* 25(3): 325-332. DOI: [10.1080/14614103.2018.1558804](https://doi.org/10.1080/14614103.2018.1558804)
- Le S.Q., Gascuel O. 2008. An improved general amino acid replacement matrix. *Molecular Biology and Evolution* 25(7): 1307-1320. DOI: [10.1093/molbev/msn067](https://doi.org/10.1093/molbev/msn067)
- Lentendu G., Mahé F., Bass D. et al. 2018. Consistent patterns of high alpha and low beta diversity in tropical parasitic and free-living protists. *Molecular Ecology* 27: 2846-2857. DOI: [10.1111/mec.14731](https://doi.org/10.1111/mec.14731)
- Leray M., Yang J.Y., Meyer C.P. et al. 2013. A new versatile primer set targeting a short fragment of the mitochondrial COI region for metabarcoding metazoan diversity: application for characterizing coral reef fish gut contents. *Frontiers in Zoology* 10(34): 1-13. DOI: [10.1186/1742-9994-10-34](https://doi.org/10.1186/1742-9994-10-34)
- Mahé F., de Vargas C., Bass D. et al. 2017. Parasites dominate hyperdiverse soil protist communities in Neotropical rainforests. *Nature Ecology & Evolution* 1(0091): 1-8. DOI: [10.1038/s41559-017-0091](https://doi.org/10.1038/s41559-017-0091)
- Matsche M.A., Adams C.R., Blazer V.S. 2019. Newly described coccidia *Goussia bayae* from White Perch *Morone americana*: morphology and phylogenetics support emerging taxonomy of *Goussia* within piscine hosts. *Journal of Parasitology* 105(1): 1-10. DOI: [10.1645/18-67](https://doi.org/10.1645/18-67)
- Molnár K., Ostoros G., Baska F. 2005. Cross-infection experiments confirm the host specificity of *Goussia* spp. (Eimeriidae: Apicomplexa) parasitizing cyprinid fish. *Acta Protozoologica* 44: 43-49.
- Morrison D.A. 2009. Evolution of the Apicomplexa: where are we now? *Trends in Parasitology* 25: 375-382. DOI: [10.1016/j.pt.2009.05.010](https://doi.org/10.1016/j.pt.2009.05.010)
- Nei M., Kumar S. 2000. *Molecular evolution and phylogenetics*. New York: Oxford University Press.
- Nurk S., Meleshko D., Korobeynikov A. et al. 2017. metaSPAdes: a new versatile metagenomic assembler. *Genome research* 27(5): 824-834. DOI: [10.1101/gr.213959.116](https://doi.org/10.1101/gr.213959.116)
- Ogedengbe J.D., Hanner R.H., Barta J.R. 2011. DNA barcoding identifies *Eimeria* species and contributes to the phylogenetics of coccidian parasites (Eimeriorina, Apicomplexa, Alveolata). *International Journal for Parasitology* 41(8): 843-850. DOI: [10.1016/j.ijpara.2011.03.007](https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2011.03.007)
- Ogedengbe M.E., El-Sherry S., Ogedengbe J.D. et al. 2018. Phylogenies based on combined mitochondrial and nuclear sequences conflict with morphologically defined genera in the eimeriid coccidian (Apicomplexa). *International Journal for Parasitology* 48: 59-69. DOI: [10.1016/j.ijpara.2017.07.008](https://doi.org/10.1016/j.ijpara.2017.07.008)
- Rosenthal B.M., Dunams-Morela D., Ostoros G. et al. 2016. Coccidian parasites of fish encompass profound phylogenetic diversity and gave rise to each of the major parasitic groups in terrestrial vertebrates. *Infection, Genetics and Evolution* 40: 219-227. DOI: [10.1016/j.meegid.2016.02.018](https://doi.org/10.1016/j.meegid.2016.02.018)
- Rueckert S., Betts E.L., Tsaousis A.D. 2019. The Symbiotic spectrum: where do the Gregarines fit? *Trends in Parasitology* 35(9): 687-694. DOI: [10.1016/j.pt.2019.06.013](https://doi.org/10.1016/j.pt.2019.06.013)
- Rueckert S., Simdyanov T.G., Aleoshin V.V. et al. 2011. Identification of a divergent environmental DNA sequence clade using the phylogeny of gregarine parasites (Apicomplexa) from crustacean hosts. *PLoS ONE* 6(3): e18163. DOI: [10.1371/journal.pone.0018163](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018163)
- Sakaguchi S.O., Shimamura S., Shimizu Y. et al. 2017. Comparison of morphological and DNA-based techniques for stomach content analyses in juvenile chum salmon *Oncorhynchus keta*: A case study on diet richness of juvenile fishes. *Fisheries Science* 83: 47-56. DOI: [10.1007/s12562-016-1040-6](https://doi.org/10.1007/s12562-016-1040-6)
- Siddall M.E., Kvist S., Phillips A. et al. 2012. DNA Barcoding of Parasitic Nematodes: Is it Kosher? *Journal of Parasitology* 98(3): 692-694. DOI: [10.1645/GE-2994.1](https://doi.org/10.1645/GE-2994.1)
- Singer D., Duckert C., Heděnc P. et al. 2020. High-throughput sequencing of litter and moss eDNA reveals a positive correlation between the diversity of Apicomplexa and their invertebrate hosts across alpine habitats. *Soil Biology and Biochemistry* 147: 107837. DOI: [10.1016/j.soilbio.2020.107837](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107837)
- Siński E., Behnke J.M. 2004. Apicomplexan parasites: environmental contamination and transmission. *Polish Journal of Microbiology* 53: 67-73.
- Steinhagen D., Korting W. 1988. Experimental transmission of *Goussia carpelli* (Leger; Stankovitch, 1921, Protista: Apicomplexa) to common carp, *Cyprinus carpio* L. *Bulletin of the European Association of Fish Pathologists* 8: 112-112.
- Tamura K., Nei M. 1993. Estimation of the number of nucleotide substitutions in the control region of mitochondrial DNA in humans and chimpanzees. *Molecular Biology and Evolution* 10: 512-526. DOI: [10.1093/oxfordjournals.molbev.a040023](https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.molbev.a040023)
- Villsen K., Corse E., Archambaud-Suard G. et al. 2022. Diet metabarcoding reveals extensive dietary overlap between two benthic stream fishes (*Zingel asper* and *Cottus gobio*) and provides insights into their coexistence. *Diversity* 14(5): 412. DOI: [10.3390/d14050412](https://doi.org/10.3390/d14050412)
- Votýpka J., Modrý D., Oborník M. et al. 2016. Apicomplexa. *Handbook of the Protists*, 1-58. DOI: [10.1007/978-3-319-32669-6_20-1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-32669-6_20-1)
- Xavier R., Severino R., Pérez-Losada M. et al. 2018. Phylogenetic analysis of apicomplexan parasites infecting commercially valuable species from the North-East Atlantic reveals high levels of diversity and insights into the evolution of the group. *Parasites & Vectors* 11(63): 1-12. DOI: [10.1186/s13071-018-2645-7](https://doi.org/10.1186/s13071-018-2645-7)

Yoon T.-H., Kang H.-E., Lee S.R. et al. 2017. Metabarcoding analysis of the stomach contents of the Antarctic Toothfish (*Dissostichus mawsoni*) collected in the Antarctic Ocean. *PeerJ* 5: e3977. DOI: [10.7717/peerj.3977](https://doi.org/10.7717/peerj.3977)

Богданов Б.Э. 2017. Обзор широколобок рода *Limnocottus* (Pisces; Cottidae): номенклатура, фенетические отношения и диагностические признаки. *Байкальский Зоологический Журнал* 2(21): 46-55.

Богданов Б.Э. 2023. Коттоидные рыбы (Perciformes: Cottidae) Байкала и Байкальского региона: обновлённый аннотированный список с описанием новых таксонов. *Limnology and Freshwater Biology* 6(3): 63-95. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-3-63](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-3-63)

Деникина Н.Н., Кулакова Н.В., Букин Ю.С. и др. 2023. Первое обнаружение ДНК *Caryophyllaeus laticeps* (Pallas, 1781) у верховки *Leucaspilus delineatus* (Heckel, 1843). *Limnology and Freshwater Biology* 6(1): 6-10. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-1-1](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-1-1)

Деникина Н.Н., Кулакова Н.В., Букин Ю.С. и др. 2023. Филогенетический анализ кокцидий (Apicomplexa: Eimeriina) у обыкновенной верховки *Leucaspilus delineatus* (Heckel, 1843). *Limnology and Freshwater Biology* 6(4): 104-118. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-4-104](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-4-104)

Заика В.Е. 1965. Паразитофауна рыб озера Байкал. Москва: Наука.

Пронина С.В. 1990. Первые сведения о кокцидии *Eimeria* sp. у байкальского омуля *Coregonus autumnalis migratorius*. В: IX Всесоюз. совещ. по паразитам и болезням рыб. Ленинград, С. 104-105.

Соколов С.Г., Мошу А.А. 2014. *Goussia obstinata* sp. n. (Sporozoa: Eimeriidae) – новый вид кокцидий из кишечника ротана *Percottus glenii* Dybowski, 1877 (Perciformes: Odontobutidae). *Паразитология* 48(5): 382-392.

Шульман С.С., Заика В.Е. 1964. Кокцидии рыб озера Байкал. *Известия Сибирского отделения АН СССР: Серия биологических и медицинских наук* 8: 126-130.

Intragroup variability of growth in perch, *Perca fluviatilis* L., 1758 (Percidae) in waterbodies in the watershed of the Middle Ishim

Krainyuk V.N.*

North Branch of the Fisheries Research and Production Center, LLP, Potanin str., 15/1, Astana, 101000, Kazakhstan

ABSTRACT. As a result of the research carried out in 2016-2021 on the lakes of the Shchuchinsk-Borovoe resort area and on the Ishim River, material was obtained on the intragroup variability in the growth of perch. The absence of sexual variability was noted, which is explained by the relative stability and positive influence of environmental factors. The revealed generational variability of growth showed both a noticeable decrease in its rates in Lake Shchuchie and a significant increase in Lakes Borovoe, Katarkol and Tekekol. These processes of linear growth dynamics are caused by the interaction of hydrological and trophic factors. In all samples, a division of the general population into two clusters (incremental morphs) with different growth characteristics was observed. They correspond to the traditionally identified “coastal” and “pelagic” morphs of perch from the largest bodies of water (e.g. the former Aral Sea), but their differences are revealed statistically and not visually. Perch populations differ in the proportion of these clusters, which largely determines the average length per generation in general samples. Based on the characteristics of the back calculation of linear growth for clusters, all samples can be divided into two types, which in miniature resemble species-specific evolutionary r- and K-strategies (but not identical to it).

Keywords: perch, growth, variability, generations, clustering, environmental factors

For citation: Krainyuk V.N. Intragroup variability of growth in perch, *Perca fluviatilis* L., 1758 (Percidae) in waterbodies in the watershed of the Middle Ishim // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - P. 1219-1227. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1219

1. Introduction

Environmental conditions play a critical role in determining the development, behaviour and evolution of biological systems. Of course, this environment is not always homogeneous, and differences in factors such as temperature, food availability and light, among others, can lead to heterogeneous conditions and heterogeneous effects on organisms. These mechanisms can have a significant impact on the dynamics of performance, response norms and evolutionary processes in biological systems (Swartz, 1969; Mayr, 1970; Gilpin, 1987; Campeas et al., 2009; Shinohara et al., 2022; da Silva Lima et al., 2022).

From an evolutionary perspective, environmental heterogeneity can serve as a catalyst for the development of new adaptations and traits. Organisms that can adapt to different environments have a greater chance of surviving and passing on their genetic characteristics to offspring.

However, it should be noted that environmental

heterogeneity can also pose challenges for organisms. Some conditions can be extreme and require organisms to exert significant effort to survive. This can lead to stress, deterioration and reduced reproductive capacity (de Vries, 1971; Fry, 1971; Nikolsky, 1974; Richards et al., 2009). The adaptation of organisms to different conditions and the diversity of populations help to reduce risks and maintain the viability of species.

One of the most important adaptive mechanisms is the growth of an organism, defined as a change in its weight and linear dimensions over time (Mina and Klevezal, 1976; Jobling, 2002). The nature and rate of growth are adaptive functions. The body reacts to environmental changes and responds at the level of metabolic reactions. At the same time, most researchers agree that growth is one of the most variable properties of the body (Mina and Klevezal, 1976; Dgebuadze, 2001; Kuznetsova, 2003).

This article is devoted to assessing intragroup variability in the growth of perch *Perca fluviatilis*

*Corresponding author.

E-mail address: krainyuk@fishrpc.kz (V.N. Krainyuk)

Received: August 05, 2024; **Accepted:** September 10, 2024;

Available online: October 31, 2024

© Author(s) 2024. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



Linnaeus, 1758, which is one of the most abundant species among the ichthyofauna of the waterbodies of the watershed of the Ishim River.

The dynamics of various growth indicators within populations in groups of different gender and generation were assessed. An attempt was made to determine the belonging of individuals to various ecological morphs, distinguished by growth rates, and to assess the differences between these groups.

2. Materials and methods

The data were collected during 2016-2021 from the Shchuchinsk-Borovoe lakes group (Lakes Bolshoe Chebachie (2016-2021); Borovoe (2016-2018); Shchuchie (2016-2019); and Tekekol (2016-2021), in Akmola oblast, Kazakhstan) and on the River Ishim (2018-2020) in the vicinity of Astrakhanka village (Akmola oblast, Kazakhstan) (Fig. 1). The morphometric parameters of the waterbodies were assessed using standard methods (Kitaev, 2007).

An operculum was used (Le Cren, 1947) when measuring along the fish's vertical ray (Krainyuk et al., 2020) to determine age and back-calculate length. The back calculation of length was carried out using the simple Dahl-Lea proportions method, according to R.I.C.C. Francis (1990). A total of 1159 specimens were examined.

To determine the variables of the von Bertalanffy equation (hereinafter referred to as VBGE), the Ford-Walford equation indices α and β were previously calculated based on the formula (Milovanov, 2019):

$$L_{i+1} = \alpha + \beta L_i$$

where L_i is the length of the individual in the initial year of life and L_{i+1} is the length of the fish in the next year of life.

This equation is solved by the least squares method.

The asymptotic length of VBGE is determined by the formula:

$$L_{\infty} = \alpha / (1 - \beta)$$

The growth constant VBGE is found by the formula:

$$k = \ln \beta$$

The initial age at which the length would be 0 is found for each age and then averaged:

$$t_0 = 1 + ((\ln(L_i/L_{\infty}))/k)$$

Based on the indicators obtained, the Pauly-Munro growth-efficiency index is determined (growth performance index) (Pauly and Munro, 1984):

$$\Phi' = \lg k + 2 \cdot \lg L_{\infty}$$

The "growth potential realization coefficient" (Krainyuk, 2023) was calculated through the ratio of the arithmetic mean of the last calculated value (l_{\max}) to the asymptotic length VBGE:

$$R = l_{\max} / L_{\infty} \cdot 100\%$$

This coefficient (R) allows us to correlate the elongation of the theoretical size-age series and back calculated length. This indicator is close to that used (Kleanthidis and Stergiou, 2006), but in this case the calculated maximum length is used, not the observed one.

To identify incremental (Latin: incrementum – speed, tempo) morphs, the k-means clustering method was used. It was accepted that the data sets are a priori divided into two clusters, which corresponds to the presence of coastal and pelagic forms in perch (Shatunovsky and Ruban, 2013).

Clusters were identified from back-calculated growth data sets with separate endpoints for ranges of 1-4, 1-5, 1-6 years of life. The final cluster number of a particular individual was assigned based on the last, most extensive, aggregate in which it participated. The level of cluster mismatch was calculated when comparing pairwise adjacent sets. The maximum threshold percentage of mismatches should not exceed 15%, otherwise these data should be treated with caution. Individuals under four full years of age were excluded from the analysis.

Statistical processing of the material was carried out according to standard methods (Plokhinsky, 1970; Zhivotovsky, 1991) using MS Excel 2003 (Korosov and



Fig.1. Map of location of investigated waterbodies

Gorbach, 2007) and IBM SSPS Statistics v. 22 (Bühl and Zöfel, 2005). The significance level was accepted as significant at $\alpha \leq 0.001$ for all types of variability (sex, generation, cluster).

3. Results

Of the six reservoirs studied, five are lakes and one is a river section (Table 1). The lakes vary in area (up to 1000 ha and more) and the average depth of three lakes is up to 3 m, two (Shchuchie and Bolshoe Chebachie) being deeper (at over 7 m). However, they also have differences that have a significant impact on the biota of the waterbodies. The floor of Lake Bolshoe Chebachie has a certain share of shallow waters and is subject to significant interannual fluctuations in water content, unlike Lake Shchuchie with its pit type.

The hydrochemical regime of the bodies of water is quite different: fresh, with mineralization up to 0.5 g/dm³; brackish, with mineralization up to 1.0 g/dm³; and brackish, with mineralization above 1 g/dm³. The water of the lakes is of the hydrocarbonate class; while in the river it is of the chloride class, mainly of the sodium group, and in two cases (Lakes Borovoe and Shchuchie – they are also less mineralized) calcium.

Sexual variability in the linear growth of perch in the studied waters is not evident (Table 2). The existing trends towards differences were not even at the level of $\alpha \leq 0.01$. A similar situation was also noted in previous articles (Krainyuk et al., 2020; Krainyuk, 2022).

Differences in growth between generations within the same waterbody were clearly expressed in only eight cases ($\alpha \leq 0.001$). To this, we can add four more cases where the reliability of differentiation was

close to $\alpha = [0.001; 0.01]$. For aggregates from the Lake Bolshoe Chebachie and River Ishim, no significant differences in growth between generations were noted at all.

Figures 2-5 show the growth dynamics curves by generation. The linear regression trend vector (continuous line) is for illustrative purposes only.

In Lake Shchuchie (Fig. 2), different generations show differentiation of growth in the mid-age period (5-7 years). At the same time, the trends in the dynamics of growth indicators are clearly negative, although at five years of age, younger generations show some improvement in performance.

The other three samples are characterized by increasing growth rates at certain stages. Thus, perch from Lake Tekekol (Fig. 3) demonstrate a significant increase in the average calculated indicators at two and three years over 11 generations. Naturally, the increase in indicators was not straightforward: significant deviations were also noted.

The increase in growth rates in individuals from Lake Katarkol (Fig. 4) during the 2nd and 3rd years of life was almost linear, and only the last two generations of all those studied had some deviations. Another age at which the differences were significant (nine years) showed high fluctuations with a general increase in average scores.

A significant increase in the average calculated linear dimensions of perch from Lake Borovoe was observed in the range of four years – from two to five years of life over 10 generations (Fig. 5).

All studied groups of perch show a stable, reliable division into clusters (incremental morphs) in the range from the first year of life to generations 5-8 (Table 3).

Table 1. Description of water bodies

Water body:	Lake Katarkol	Lake Borovoe	Lake Shchuchie	Lake Tekekol	Lake Bolshoe Chebachie	river Ishim
Full square, ha	462	1000	1490	115	1860	-
Open water square, ha	443	1000	1490	109	1833	-
Length, km	3.4	4.5	6.5	1.5	7.4	-
Width, km	2.0	3.6	3.5	1.1	5.0	-
Perimeter, km	9.7	14.6	18.8	5.3	43.0	-
Average depth, m	2.9	3.0	10.0	2.8	7.9	2.0
Maximal depth, m	5.7	5.3	22.0	6.1	30.0	7.0
Degree of coastline development	0.13	0.13	0.14	0.14	0.28	-
Salinity, mg/dm ³	970	247	493	852	1109	1331
Na ⁺ + K ⁺ , mg/dm ³	155	13	55	124	169	245
Ca ²⁺ , mg/dm ³	40	40	50	30	58	120
Mg ²⁺ , mg/dm ³	66	7	16	68	80	43
Cl ⁻ , mg/dm ³	92	11	35	60	156	344
SO ₄ ²⁻ , mg/dm ³	134	23	67	134	280	255
HCO ₃ ⁻ , mg/dm ³	415	146	232	366	305	317
pH	8.63	8.17	7.87	8.60	8.59	7.93
General hardness, mEq/dm ³	7.4	2.6	3.8	7.1	9.5	9.5

Table 2. Growth sex variability at perch from investigated water bodies

Water body	Sex	Back calculated length, cm														Number
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
Lake Katarkol	female	5.6	8.9	11.9	14.3	16.5	18.5	20.6	22.6	24.4	26.7	28.7	31.1	32.2	-	139
	male	5.6	8.9	11.7	14,2	16,4	18,6	20,6	22,6	24,5	27,2	29,2	30,0	31,6	-	107
	ANOVA, F	0	0,5	0,9	0.9	0.1	0,2	0	0	0	1.2	0.5	-	-	-	
Lake Borovoe	female	5.7	9.3	12.0	14.2	16.1	17.8	19.9	22.0	24.3	26.4	28.6	30.0	32.5	34.1	88
	male	5.9	9.5	12.2	14.4	16.2	18.1	-	-	-	-	-	-	-	-	48
	ANOVA, F	1.4	1.4	1.0	1.2	0.1	0.2	-	-	-	-	-	-	-	-	
Lake Shchuchie	female	5.6	8.9	11.8	14.5	16.6	18.4	20.5	22.0	23.6	25.9	-	-	-	-	57
	male	5,0	8.9	11.8	14.2	16.3	17.9	19.6	20.8	-	-	-	-	-	-	47
	ANOVA, F	0.2	0.1	0	1.6	4.5	5.7	7.4	3.0	-	-	-	-	-	-	
Lake Tekekol	female	5.9	9.0	11.4	13.6	16.0	18.1	20.0	21.7	23.3	24.8	-	-	-	-	88
	male	5.8	8.8	11.3	13.5	15.9	17.9	19.7	21.2	22.8	23.8	-	-	-	-	62
	ANOVA, F	1.1	1.5	0.4	1.2	0.6	0.3	1.9	5.9	3.4	7.7	-	-	-	-	
Lake Bolshoe Chebachie	female	6.0	9.1	11.9	14.5	16.5	18.6	20.7	22.6	24.3	25.9	27.3	28.3	30.5	31.7	189
	male	6.1	9.3	12.0	14.5	16.7	18.8	20.7	22.4	24.1	25.8	26.9	-	-	-	182
	ANOVA, F	1.1	4.1	1.5	0.1	1.5	3.0	0.1	1.9	2.0	0	0.7	-	-	-	
River Ishim	female	5.9	9.9	13.0	15.5	17.6	19.7	21.6	23.0	25.1	26.3	-	-	-	-	106
	male	5.8	9.8	12.8	15.2	17.3	19.1	22.5	23.6	25.3	-	-	-	-	-	46
	ANOVA, F	0.2	0	1.2	3.2	1.5	1.8	2.1	0.9	0.2	-	-	-	-	-	

At the older ages, the differences between the morphs are smoothed out, mainly due to the statistical effect of their small number in the sample. It is worth noting a fairly strict division into morphs, shown by the low level of discrepancy in belonging to them between the adjacent set of generations – from 0 to 10.7%.

The ratio of clusters in the total sample is most often approximately equal (Table 3), with the exception of Lake Borovoe, where fast-growing ones predominate, and Lake Shchuchie, where individuals with slower linear growth dominate. This ratio has a fairly strong influence on the performance of the sample as a whole.

The indicators of the von Bertalanffy equation should be considered as special attributes of the population (sample) to some extent reflecting the averaged integral indicators of the interaction of the metabolism of individuals, environmental factors and more complex ecological and other processes.

The asymptotic length from the von Bertalanffy equation (Table 4) is quite illogical in a number of cases (if we still assume some kind of limit of this variable). However, it is worth remembering that they represent a specific attribute of the population and are not necessarily an achievable value. This is understandable when calculating the growth potential realization rate R, which varies between 39.2-78.7%. It is also worth noting the twofold increase in L_{∞} for cluster 2, compared to cluster 1, in the sample of perches from Lake Borovoe. An almost 1.5-fold excess is also typical for the sample from Lake Katarkol. In other populations, the difference is not so significant. The catabolic coefficient k behaves in exactly the opposite way. In gen-

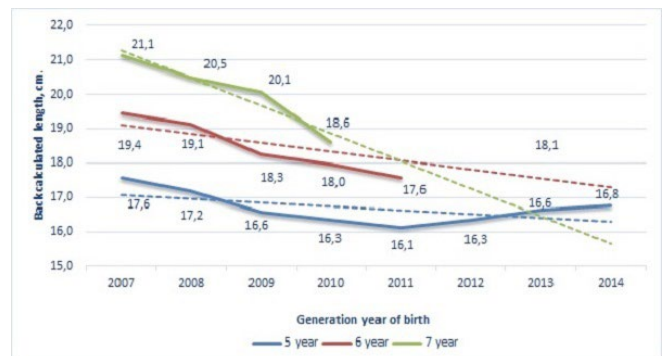


Fig.2. Variability of average back calculated length at perch from Lake Shchuchie

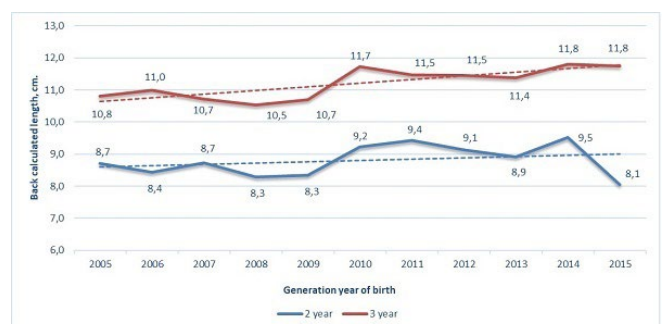


Fig.3. Variability of average back calculated length at perch from Lake Tekekol

Table 3. Back calculated length of individuals from distinguishing clusters

Water body	Cluster	Back calculated length, cm*														Clusters ratio
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
Lake Katarkol	1	5.7	9.3	12.4	15.0	17.0	19.2	21.2	23.0	24.9	27.1	28.9	-	-	-	1:1
	2	5.3	8.2	11.0	13.6	15.9	18.0	20.0	22.2	24.0	26.5	29.0	30.7	31.9	-	
	ANOVA, F	15.5	110.7	191.7	211.9	153.7	97.2	54.2	18.8	7.6	1.8	0	-	-	-	
Lake Borovoe	1	6.0	9.8	12.7	14.8	16.5	18.2	20.5	22.4	24.3	26.1	-	-	-	1:0.7	
	2	5.3	8.4	11.1	13.6	15.6	17.5	19.7	21.9	24.3	26.5	28.6	30.0	32.5		34.1
	ANOVA, F	23.3	100.5	157.5	77.6	36.8	10.0	2.4	0.7	0	4.3	-	-	-		-
Lake Shchuchie	1	6.1	10.0	12.8	15.1	17.1	18.8	20.5	22.1	23.7	25.9	-	-	-	1:1.8	
	2	5.4	8.3	11.3	13.9	16.1	17.9	20.1	21.6	23.1	-	-	-	-		
	ANOVA, F	19.6	90.7	94.8	65.5	63.9	25.9	1.5	1.4	0.3	-	-	-	-		-
Lake Tekekol	1	6.4	9.4	11.8	14.1	16.4	18.4	20.1	21.4	23.2	24.6	26.0	27.1	-	1:1	
	2	5.3	8.3	10.7	13.0	15.4	17.6	19.6	21.3	22.9	24.3	-	-	-		
	ANOVA, F	67.8	68.3	60.7	86.6	38.1	12.7	5.3	0.2	2.0	0.4	-	-	-		-
Lake Bolshoe Chebachie	1	6.3	9.8	12.7	15.2	17.2	19.2	21.0	22.7	24.4	25.9	27.1	28.3	30.5	31.7	1:1
	2	5.7	8.7	11.3	13.8	16.0	18.2	20.4	22.3	24.0	25.8	-	-	-	-	
	ANOVA, F	46.0	162.0	382.0	463.7	231.7	113.0	39.2	9.5	4.0	0	-	-	-	-	
River Ishim	1	6.4	10.7	13.6	15.9	18.1	19.9	21.9	23.3	25.3	26.3	-	-	-	1:1.1	
	2	5.3	9.0	12.1	14.9	17.0	19.1	21.0	22.8	24.4	-	-	-	-		
	ANOVA, F	50.4	137.5	97.5	52.4	35.1	15.1	19.1	2.9	13.9	-	-	-	-		-

* – significant differences between clusters are highlighted in bold ($\alpha \leq 0.001$)

eral, only the sample from Lake Shchuchie stands out somewhat from the overall picture of the relationship between VBGE constants.

The Poly-Munro growth efficiency coefficient Φ' for most populations is at an average level. It is slightly increased only for Lakes Katarkol and Borovoe.

4. Discussion

Intra-group growth variability is undoubtedly of interest in terms of studying the mechanisms of the dynamics of linear and weight indicators during the life cycle, as well as for assessing the influence and strength of factors influencing this process. This has very practical applications, including predicting the quantitative characteristics of commercial stocks.

Within-group variation in size can be considered at several levels. Differences are noted between generations, ages, sexes or ecological forms. Their manifestation should be related to the heterogeneity and variability of the habitat of a group of organisms.

Sex differences in growth rates in some cases may be related to the uniqueness of reproductive strategies of species and/or ethological characteristics (Henderson et al., 2003; Marshall et al., 2009; Pompei et al., 2012; Sandip et al., 2012). According to G.V. Nikolsky (1965), sexual variability in growth may be due to negative environmental conditions.

The data obtained by our research once again showed that perch populations in the region do not have sexual variability in growth. At present, there are no prerequisites for the formation of such dimorphism.



Fig.4. Variability of average back calculated length at perch from Lake Katarkol

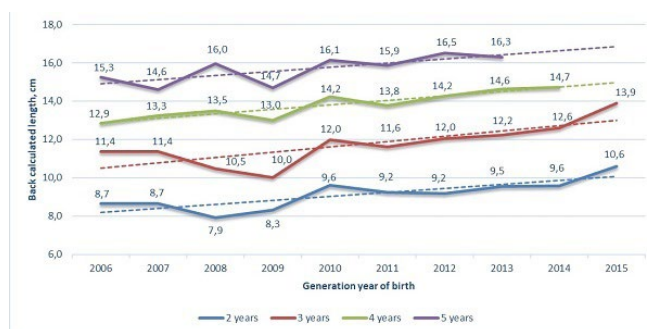


Fig.5. Variability of average back calculated length at perch from Lake Borovoe

Table 4. Bertalanffy equation indices for general samples and clusters

Water body	Clusters	L_{∞}	k	t_0	Φ'	R	n
Lake Katarkol	total sample:	58.0	0.058	-0.74	2.29	55.0	246
	1	49.0	0.076	-0.57	2.26	59.0	95
	2	69.3	0.045	-0.79	2.33	46.1	94
Lake Borovoe	total sample:	75.9	0.040	-0.94	2.36	44.9	136
	1	42.3	0.089	-0.66	2.20	61.7	65
	2	86.9	0.033	-0.87	2.40	39.2	48
Lake Shchuchie	total sample:	45.1	0.079	-0.64	2.21	57.4	104
	1	38.0	0.106	-0.55	2.19	68.1	36
	2	37.4	0.101	-0.56	2.15	61.8	64
Lake Tekekol	total sample:	40.9	0.085	-0.84	2.15	66.3	150
	1	39.2	0.090	-0.99	2.14	69.1	54
	2	41.9	0.081	-0.67	2.16	58.0	52
Lake Bolshoe Chebachie	total sample:	49.8	0.067	-0.93	2.22	63.6	371
	1	45.1	0.081	-0.76	2.22	70.3	172
	2	50.5	0.066	-0.80	2.23	51.1	174
River Ishim	total sample:	35.6	0.128	-0.38	2.21	73.9	152
	1	33.4	0.147	-0.40	2.21	78.7	60
	2	35.4	0.126	-0.27	2.20	69.0	63

This may indirectly indicate a relatively positive characteristic of their habitat. However, this does not mean that, under certain conditions, sexual dimorphism in growth rates will not appear somewhere in the future.

Generational variability represents the dynamics of growth processes over time. Every year one generation replaces another. For convenience, we associate them with years of life. This is quite logical, given the cyclical nature of phenological phases.

Differences in the growth of generations are based on different mechanisms of differentiation of generations, which are based on their numbers and the degree of trophic competition, and in some cases, direct predation. A high population size of one of the age classes leads to a decrease in growth rates within it (Post and McQueen, 1994; Boisclaire and Rasmussen, 1996; Hjelm et al., 2000; Holmgren and Appelberg, 2001; Bobyrev, 2013; Rask et al., 2014; Roloson et al., 2016) due to tension in trophic competition. This also cannot but affect adjacent age classes that are similar in type of nutrition.

By comparing the growth of alternating generations, one can see certain trends in their variability and associate them with certain operating factors. The increase in linear sizes of perches from Lakes Tekekol, Katarkol and Borovoe should be associated with an increase in water content in the second half of the first decade of this century.

An increase in the level of the waterbodies leads to an increase in feeding areas. New areas are being flooded, in which, due to their shallow water, there is an increased development of the food supply, i.e. zooplankton and zoobenthos. It is worth noting that it is younger generations that increase growth rates, mainly consuming invertebrates.

The situation is different in the case of Lake Shchuchie. The level is also rising here, and there are also flooded shallows. But, the main part of the lake bed is a natural pit with significant depth. Also, at the bottom of the reservoir there is a thick layer of sapropel. Accordingly, there are not so many realistic possibilities for the food supply to be increased.

At the same time, a decrease is already observed in facultatively piscivorous generations. Accordingly, its causes apparently lie in the food supply, and are not determined by the hydrological parameters of the water body. The food supply of these generations is largely composed of juveniles of their own species and species similar in ecological preferences in all water bodies of the region (Krainyuk and Assylbekova, 2013), which has a certain impact on their growth.

Intrapopulation differentiation based on growth rates in fish has been known a long time (Nikolsky, 1965). For perch, the slow-growing form is usually designated as “coastal” and the fast-growing form as “pelagic” (Berg, 1949). A similar division is found not only in the European perch, but also in its Mountain-Asian variant, the Balkhash perch *Perca schrenkii* Kessler, 1874 (Mitrofanov et al., 1989). “Pelagic” and “coastal” morphs have significant differences in life expectancy, fertility and other indicators (Shatunovsky and Ruban, 2013).

The basic factor in the appearance of differences and the formation of these morphs is nutrition, the influence of which can be masked by a number of other reasons (ethological, environmental, etc.) and can manifest itself differently depending on any influence of external or internal nature (Berg, 1949; Nikolsky, 1965; Mitrofanov et al., 1989; Fontaine et al., 1997; Craig, 2000; Dgebuadze, 2001; Svanbäck and Eklöv,

2002; Krainyuk and Assylbekova, 2013; Kestemont et al., 2015; Nakayama et al., 2017).

The presence of such incremental morphs indicates the existence of heterogeneity of the habitat and the distribution into new ecological niches within each generation anew. The larger the waterbody, the more contrasting the habitat and, as a consequence, the likelihood of the genesis of these forms and the degree of their differences is more likely and strong. For perch, for example, these morphs were once noted in the Aral Sea (Nikolsky, 1940), for Balkhash perch – earlier in Lake Balkhash (Mitrofanov et al., 1989) and is still in the delta of the Yli River delta (Tsoy and Assylbekova, 2012). In smaller water bodies, their differentiation is difficult, including due to the high level of homing (Shaikin, 1989). However, here too one can observe a picture of intra-group division in these reservoirs (Svanbäck and Eklöv, 2002; Krainyuk, 2022), although not so pronounced.

Perch is a carnivorous species. Initially, in the larval and juvenile stages, it is characterized as a zooplanktivore (Glushakova, 1981; Skrzypczak et al., 1998; Kratochvíl et al., 2008). The inclusion of zoobenthos in the diet occurs starting from the summer of the first year of life or later periods in the life of the perch (Tyutenkov, 1956; Glushakova, 1981; Lappalainen et al., 2001; Amundsen et al., 2003; Adámek et al., 2004; Krainyuk and Assylbekova, 2013). The onset of predation usually occurs at a body length of 10 to 25 cm, depending on feeding conditions. (McCormack, 1970; Collete et al., 1977; Mitrofanov et al., 1989; Amundsen et al., 2003; Ceccuzzi et al., 2011).

Within one generation, the transition to age-appropriate food items occurs unevenly, which ensures differentiation of the group according to growth rates. In addition, within a single population there is a division according to biotopic preferences (Bobyrev, 2013), largely related to the type of nutrition and foraging behavior in age (size) groups. Trophic factors and trophic behavior are quite logically the main ones when dividing a group into incremental morphs. They further determine the choice of habitat stations along a chain of other environmental factors.

When analyzing back-calculated growth, two types of population can also be distinguished. The first type includes cases of a longer age series and a higher growth rate in older generations in cluster 2 (Lakes Katarkol and Borovoe). They also have higher L_{∞} and Φ' exponents of the von Bertalanffy equation. They begin their life cycle from a “lower start”, but by 7-8 years their linear dimensions are higher than those of other types of populations.

The second type consists of groups in which one cluster throughout its life has a higher growth rate and its life cycle is longer (Lake Shchuchie, Bolshoe Chebachie, Tekekol and the Ishim River). In the first years, their growth rate is better than that of populations of the first type but already at the end of their life cycle, their growth rate decreases.

These divisions to some extent resemble the r- and K-strategies in miniature of an extra-taxonomic

group with a scanty number (compared to taxonomic units), acting on scanty time periods, but not identical to it. We noted something similar, but at the population level, for the tench *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758) from the reservoirs of the Irtysh-Karaganda canal (now named after K. Satpayev) (Krainyuk et al., 2021).

5. Conclusion

As noted by Yu.Yu. Dgebuadze (2001), not much attention is paid to intrapopulation growth variability and its analytical apparatus is quite insufficient. At the same time, if you use a number of conventional statistical techniques, you can reach quite interesting conclusions regarding ecological and microevolutionary processes.

The absence of sexual variability in height in the studied samples is quite logical, since there are no prerequisites for its appearance in the form of extreme changes in the environment. The presence of differences between generations is determined by a combination of hydrological and trophic factors.

The emergence of ecological forms that differ in growth rates occurs from the heterogeneity of environmental factors and the distribution of food resources, as well as age-related (size) behavioral reactions. However, specific reaction norms can vary within fairly wide limits. There is no single pattern in the formation of these incremental morphs, as can be seen from the two types of populations indicated.

Differences in relatively small waterbodies will not be so striking, but when using statistical-analysis methods they show high reliability of the differences. Most likely, this phenomenon is typical only for species where some environmental factors contribute to the gradient of the intrapopulation structure.

In general, studies aimed at studying intrapopulation differentiation in growth rates make it possible to assess the state of populations and determine mechanisms for their management, taking into account diversity within groups.

Acknowledgements

This research has is funded by the Ministry of Agriculture of the Republic of Kazakhstan (Grant No. BR23591095)

The author is grateful to Head of the Center for Resource Research of the Volga-Caspian Branch of the Federal State Budgetary Institution “VNIRO” (“CaspNIRKh”) PhD V.V. Barabanov for reviewing manuscript and valuable comments.

The author also thanks editor and anonymous reviewer for their comments, which improved quality of the article.

Conflict of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

- Adámek Z., Musil J., Sukop I. 2004. Diet composition and selectivity in O+ perch (*Perca fluviatilis* L.) and its competition with adult fish and carp (*Cyprinus carpio* L.) stock in pond culture. *Agriculturae Conspectus Scientificus* 69: 21-27.
- Amundsen P.-A., Bøhn T., Popova O.A. et al. 2003. Ontogenetic niche shifts and resource partitioning in a subarctic piscivore fish guild. *Hydrobiologia* 497: 109-119. DOI: [10.1023/A:1025465705717](https://doi.org/10.1023/A:1025465705717)
- Berg L.S. 1949. Fresh water fish of the USSR and neighboring countries. Vol. 3. Moscow, Leningrad: Academy of Science of USSR. (in Russian)
- Bobyrev A.E. 2013. On the problem of ecological groups formation in European Perch *Perca fluviatilis* populations. *Journal of Ichthyol* 53: 713-719.
- Boisclaire D., Rasmussen J.B. 1996. Empirical analysis of the influence of environmental variables associated with lake eutrophication of perch growth, consumption, and activity rates. *Annales Zoologici Fennici* 33: 507-515.
- Bühl A., Zöfel P. 2005. SSPS: The craft of information processing. Sankt-Peterburg: DiaSoftUP. (in Russian)
- Campeas A., Brun-Bellut J., Baras E. et al. 2009. Growth heterogeneity in rearing sea bass (*Dicentrarchus labrax*): test of hypothesis with an iterative energetic model. *Animal* 3: 1299-1307. DOI: [10.1017/S1751731109004595](https://doi.org/10.1017/S1751731109004595)
- Ceccuzzi P., Terova G., Brambilla F. et al. 2011. Growth, diet, and reproduction of Eurasian perch *Perca fluviatilis* L. in Lake Varese, northwestern Italy. *Fisheries Science* 77: 533-545. DOI: [10.1007/s12562-011-0353-8](https://doi.org/10.1007/s12562-011-0353-8)
- Collette B.B., Ali M.A., Hokanson K.E.F. et al. 1977. Biology of the Percids. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 1890-1899.
- Craig J.F. 2000. Percids fishes. Systematics, Ecology and Exploitation. Oxford: Blackwell Science Ltd.
- da Silva Lima C.S., Maciel E.B., Clark F.J.K. et al. 2022. Does environmental heterogeneity explain β diversity of estuarine fish assemblages? Example from a tropical estuary under the influence of a semiarid climate, Brazil. *PLoS ONE* 17: e0273765. DOI: [10.1371/journal.pone.0273765](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0273765)
- de Vries A.L. 1971. Freezing Resistance in Fishes. In: Hoar W. S., Randall D. J. (Eds.) *Fish physiology*. Volume 6: Environmental Relations and Behavior. New York: Academic Press.
- Dgebuadze Yu.Yu. 2001. Ecological aspects of fish growth variability. Moscow: Nauka. (in Russian)
- Fontaine P., Gardeur J.N., Kestemont P. et al. 1997. Influence of feeding level on growth, intraspecific weight variability and sexual growth dimorphism of Eurasian perch *Perca fluviatilis* L. reared in a recirculation system. *Aquaculture* 157: 1-9. DOI: [10.1016/S0044-8486\(97\)00092-6](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(97)00092-6)
- Francis R.I.C.C. 1990. Back-calculation of fish length: a critical review. *Journal of Fish Biology* 36: 883-902.
- Fry F.E.J. 1971. The effect of environmental factors on the physiology of fish. In: Hoar W.S., Randall D.J. (Eds.) *Fish physiology*. Vol. 6: Environmental Relations and Behavior. New York, pp. 1-98
- Gilpin M.E. 1987. Spatial structure and population vulnerability. In: Soulé M. (Ed.) *Viable populations for conservation*, Cambridge. pp. 125-140. DOI: [10.1017/CBO9780511623400.008](https://doi.org/10.1017/CBO9780511623400.008)
- Glushakova V.I. 1981. On the nutrition of juveniles of the main commercial fish species of the Bukhtarma Reservoir at the early stages of development. In: *Biological foundations of fisheries in the republics of Middle Asia and Kazakhstan*. Frunze, pp. 252-254. (in Russian)
- Henderson B.A., Collins N., Morgan G.E. et al. 2003. Sexual size dimorphism of walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 1345-1352. DOI: [10.1139/f03-115](https://doi.org/10.1139/f03-115)
- Hjelm J., Persson L., Christensen B. 2000. Growth, morphological variation and ontogenetic niche shifts in perch (*Perca fluviatilis*) in relation to resource availability. *Oecologia* 122: 190-199. DOI: [10.1007/PL00008846](https://doi.org/10.1007/PL00008846)
- Holmgren K., Appelberg M. 2001. Effects of environmental factors on size-related growth efficiency of perch, *Perca fluviatilis*. *Ecology of Freshwater Fish* 10: 247-256. DOI: [10.1034/j.1600-0633.2001.100407.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2001.100407.x)
- Jobling M. 2002. Environmental factors and rates of development and growth. In: Hart P.J.B., Reynolds J. D. (Eds.) *Handbook of fish biology and fisheries/ Volume 1*. Malden, Oxford, Carlton, pp. 97-122. DOI: [10.1002/9780470693803.ch5](https://doi.org/10.1002/9780470693803.ch5)
- Kestemont P., Dabrowski K., Summerfelt R.C. 2015. *Biology and Culture of Percid Fishes: Principles and Practices*. -New York, London: Springer.
- Kitaev S.P. 2007. Basics of limnology for hydrobiologists and ichthyologists. Petrozavodsk: Karelian Scientific Center of Russian Academy of Science. (in Russian)
- Kleanthidis P.K., Stergiou K.I. 2006. Growth parameters and length-length relationships of Greek freshwater. In: Palomares, M.L.D., Stergiou, K.I., Pauly, D. (eds.), *Fishes in Databases and Ecosystems*. Fisheries Centre Research Reports 14: 69-77.
- Korosov A.V., Gorbach V.V. 2007. Computer processing of biological data. Petrozavodsk: Petrozavodsk State University. (in Russian)
- Krainyuk V.N., Assylbekova S.Zh., Shutkarayev A.V. 2020. Linear growth of perch *Perca fluviatilis* L., 1758 (Percidae) in Nura and Sarysu rivers. *Vestnik of Astrakhan State Technical University. Series: Fishing Industry* 3: 83-95. DOI: [10.24143/2073-5529-2020-3-83-95](https://doi.org/10.24143/2073-5529-2020-3-83-95) (in Russian)
- Krainyuk V.N., Assylbekova S.Zh., Shutkarayev A.V. 2021. The growth of tench *Tinca tinca* (L., 1758) (Cyprinidae) from K. Satpayev's channel reservoirs. *Vestnik of Astrakhan State Technical University. Series: Fishing Industry* 4: 46-56. DOI: [10.24143/2073-5529-2021-4-46-56](https://doi.org/10.24143/2073-5529-2021-4-46-56)
- Krainyuk V.N., Assylbekova S.Zh. 2013. Trophic relation and nutritional state of perch *Perca fluviatilis* L., 1758 (Percidae) from K. Satpaev's channel reservoirs. *Vestnik of Astrakhan State Technical University. Series: Fishing Industry* 2: 75-84. (in Russian)
- Krainyuk V.N. 2022. Intrapopulation differentiation of growth of perch *Perca fluviatilis* (Percidae) in the lakes of the Korgalzhyn Nature Reserve. In: *Compilation of materials from the international scientific and practical conference "Development of the fishing industry: Current problems and ways to solve them"*. Ust-Kamenogorsk, pp. 246-254. (in Russian)
- Krainyuk V.N. 2023. Some patterns of growth of the rudd *Scardinius erythrophthalmus* (L., 1758) (Cyprinidae) in the eastern part of the species' area of habitat. In: *Compilation of materials from the international scientific and practical conference "Fisheries scientific research: Experience, problems and prospects"*. Balkhash, pp. 165-171. (in Russian)
- Kratochvíl M., Peterka J., Kubečka J. et al. 2008. Diet of larvae and juvenile perch, *Perca fluviatilis* performing diel vertical migrations in a deep reservoir. *Folia Zoologica* 57: 313-323.
- Kuznetsova E.N. 2003. Fish growth and life cycle strategies. Dr. Sc. Dissertation. VNIRO. Moscow, Russia. (in Russian)
- Lappalainen A., Rask M., Koponen H. et al. 2001. Relative abundance, diet and growth of perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) at Tvaerminne, northern Baltic Sea, in 1975 and 1997: Responses to eutrophication? *Boreal Environmental Research* 6: 107-118.
- Le Cren E.D. 1947. The determination of the age and growth of the perch (*Perca fluviatilis*) from the opercular bone. *Journal of Animal Ecology* 16: 188-204.

- Marshall M.D., Maceina M.J., Holley M.P. 2009. Age and growth variability between sexes of three Catfish species in Lake Wilson, Alabama. *North American Journal of Fisheries Management* 29: 1283-1286. DOI: [10.1577/M08-258.1](https://doi.org/10.1577/M08-258.1)
- Mayr E. 1970. Population, species and evolution. Cambridge, Massachusetts: Belknap Press of Harvard University Press.
- McCormack J.C. 1970. Observations on the Food of Perch (*Perca fluviatilis* L.) in Windermere. *Journal of Animal Ecology* 39: 255-267.
- Milovanov A.I. 2019. Industrial ichthyology. Kerch: Kerch State Marine Technological University. (in Russian)
- Mina M.V., Klevezal G.A. 1976. Animals' growth. Moscow: Nauka. (in Russian)
- Mitrofanov V.P., Dukravetz G.M., Sidorova A.F. 1989. Fishes of Kazakhstan. Volume 4. Alma-Ata: Nauka. (in Russian)
- Nakayama S., Rapp T., Arlinghaus R. 2017. Fast-slow life history is correlated with individual differences in movements and prey selection in an aquatic predator in the wild. *Journal of Animal Ecology* 86: 192-201. DOI: [10.1111/1365-2656.12603](https://doi.org/10.1111/1365-2656.12603)
- Nikolsky G.V. 1940. Fishes of Aral Sea. Moscow: Moscow Society of Natural Scientists. (in Russian)
- Nikolsky G.V. 1965. Theory of fish population. Moscow: Nauka. (in Russian)
- Nikolsky G.V. 1974. Fishes' ecology. Moscow: High school. (in Russian)
- Pauly D., Munro J.L. 1984. Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. *Fishbyte* 2: 21.
- Plokhinsky N.A. 1970. Biometry. Moscow: Moscow State University.
- Pompei L., Franchi E., Giannetto D. et al. 2012. Growth and reproductive properties of Tench, *Tinca tinca* Linnaeus, 1758 in Trasimeno Lake (Umbria, Italy). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystem* 406: 1-7. DOI: [10.1051/kmae/2012024](https://doi.org/10.1051/kmae/2012024)
- Post J.R., McQueen D.J. 1994. Variability in first-year growth of yellow perch (*Perca flavescens*): predictions from a simple model, observations, and an experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 2501-2512.
- Rask M., Sairanen S., Vesala S. et al. 2014. Population dynamics and growth of perch in a small, humic lake over a 20-year period - importance of abiotic and biotic factors. *Boreal Environmental Research. Supplement A* 19: 112-123.
- Richards J.G., Farrell A.P., Brauner C.J. 2009. Hypoxia. *Fish physiology*. Volume 27. Amsterdam: Academic Press.
- Roloson S.D., Gould R.L., Barton D.R. et al. 2016. Factors influencing growth variability in three Northern Alberta populations of Yellow Perch (*Perca flavescens*). *Journal of Fisheries science* 10: 43-52.
- Sandip B., Toshiharu I., Takeshi M. et al. 2012. Differences between male and female growth and sexual maturation in tilapia (*Oreochromis mossambicus*). *Kathmandu University Journal of Science, Engineering and Technology* 8: 57-65.
- Shaikin A.V. 1989. Identification of intrapopulation groups in fish using body color analysis. *Zhurnal Obshchei biologii (Journal of General Biology)* 50: 491-503. (in Russian)
- Shatunovskiy M.I., Ruban G.I. 2013. Intraspecific variation of reproductive strategies in perch (*Perca fluviatilis*). *Biology Bulletin* 40: 70-77. DOI: [10.1134/S1062359013010135](https://doi.org/10.1134/S1062359013010135)
- Shinohara N., Hongo Y., Momoko I. et al. 2022. Similar fish species composition despite larger environmental heterogeneity during severe hypoxia in coastal ecosystem. *Ecology and Evolution* 12: e8884. DOI: [10.1002/ece3.8884](https://doi.org/10.1002/ece3.8884)
- Skrzypczak A., Mamcarz A., Kujawa R. et al. 1998. Feeding habits of larval Eurasian perch, *Perca fluviatilis* (Percidae) Italian *Journal of Zoology. Supplement* 1 65: 243-245. DOI: [10.1080/11250009809386825](https://doi.org/10.1080/11250009809386825)
- Svanbäck R., Eklöv P. 2002. Effects of habitat and food resources on morphology and ontogenetic growth trajectories in perch. *Oecologia* 131: 61-70. DOI: [10.1007/s00442-001-0861-9](https://doi.org/10.1007/s00442-001-0861-9)
- Swartz S.S. 1969. Evolutionary ecology of animals. Sverdlovsk: Academy of Science of USSR. (in Russian)
- Tsoy V.N., Assylbekova S.Zh. 2012. Linear growth of Balkhash perch *Perca schrenki* Kessler in the water of Balkhash-Ili basin. *Vestnik of Astrakhan State Technical University. Series: fishing Industry* 2: 89-92. (in Russian)
- Tyutenkov S.K. 1956. Nutrition and feeding relationships of fish in the lake Kurgaldzhin. In: *Compilation of articles on ichthyology and hydrobiology*. Issue 1. Alma-Ata, pp. 155-171. (in Russian)
- Zhivotovskiy L.A. 1991. Population biometry. Moscow: Nauka. (in Russian)

Long-term dynamics of spectral water transparency in the surface layer of Lake Teletskoye in summer

Akulova O.B.*^{ORCID}, Bukaty V.I.

Institute for Water and Environmental Problems, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, 1, Molodezhnaya St., Barnaul, 656038, Russia

ABSTRACT. The article presents the long-term experimental data on spectral water transparency in the surface layer of Lake Teletskoye (21 sampling stations) obtained in summer of 2017–2022. During the study period, values of the light attenuation index calculated at the natural logarithmic base at four wavelengths (430, 450, 550 and 670 nm) ranged within 0.2–4.0 m⁻¹. The index of light absorption by yellow substance varied from 0.1 to 3.2 m⁻¹. Relative transparency measured with the use of a white Secchi disk made up 0.8–11.7 m at its average of 6.3 m. Over a 6-year study period, the content of chlorophyll-*a* in the surface layer was 0.1–4.1 mg/m³ that corresponded to the oligotrophic type of lakes. The concentration of yellow substance in the lake, optically determined through measuring light absorption by yellow substance at a wavelength of $\lambda = 450$ nm, ranged from 0.9 to 15.0 g/m³. Calculations of the spectral contribution of the main optically active components of lake water to light attenuation in the surface layer of Lake Teletskoye in various sampling sites indicated that yellow substance and suspension had the greatest optical effect on the total attenuation. It is shown that the optic structure of the study reservoir (dynamics of major primary hydro-optical properties) depends on spatial-temporal variability of concentrations of different optically active components influenced by the in-water processes closely related with those occurred in the lake catchment.

Keywords: spectral transparency of water, light attenuation index, index of light absorption by yellow substance, physical model, yellow substance, chlorophyll-*a*, suspension, pure water, Lake Teletskoye

For citation: Akulova O.B., Bukaty V.I. Long-term dynamics of spectral water transparency in the surface layer of Lake Teletskoye in summer // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - P. 1228-1242. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1228

1. Introduction

Water transparency was long thought to be just a qualitative visually defined characteristics. Traditionally, relative transparency of various natural waters (oceans, seas, lakes, reservoirs, rivers, etc.) is determined by a semi-instrumental method, i.e. maximum visibility depth of a standard Secchi disk (SD) in the water column until its complete disappearance from view (measured in meters). Close to waters of oceans and seas, water transparency of Lake Baikal is one of the highest among freshwater water bodies due to few dissolved and suspended substances. For instance, SD in Baikal water is visible to a depth of 40 m (Sherstyankin, 1993), while in Lake Teletskoye – up to 15.5 m (Selegy et al., 2001). This method, widely used by hydrobiologists because of its simplicity and practicality, is still considered subjective. It has significant measurement

errors (20% or more) and limitations in application during a winter under-ice period. Being universal and more precise, electronic spectrophotometric methods and devices (spectrophotometers, turbidimeters, transparency meters, etc.) can measure spectral water transparency at any depth day and night with the provision of its data records.

According to (Erlov, 1980; Kopelevich and Shifrin, 1981; Shifrin, 1983; Kopelevich, 1983; Mankovsky et al., 2009; Dera, 1992; Mobley, 1994; Mankovsky, 2011; Levin, 2014), spectral transparency of water (measured in reverse meters) refers to the primary (or internal, intrinsic) hydro-optical features. It is a physical quantity characterizing optical properties of natural waters. Spectral water transparency defines the conditions for light propagation in water and contains the information about suspended organic-mineral particles and organic matter dissolved there.

*Corresponding author.

E-mail address: akulova8282@mail.ru (O.B. Akulova)

Received: June 03, 2024; **Accepted:** September 17, 2024;

Available online: October 31, 2024

© Author(s) 2024. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



The relevance of our study is dictated by the need to expand and improve the understanding of spectral transparency of Lake Teletskoye waters greatly depending on its periodically varying main optically active components, i.e. yellow substance (YS), suspension (S), chlorophyll (Chl) and pure water (PW). Currently, special attention is worldwide paid to studying the spectral contribution of each optically active components of natural waters to the total light attenuation and dynamics of their concentrations in time and space.

The purpose of our study is to experimentally estimate the longstanding variations in spectral water transparency in the 5–7 cm surface layer of Lake Teletskoye in summer of 2017–2022 and the influence of its main optically active components on the total light attenuation.

2. Material and methods

Object of study

Lake Teletskoye (coordinates: 51°21'46" – 51°48'36"N, 87°14'40" – 87°50'54"E) is a deep-water reservoir of tectonic origin located at an altitude of 434 m asl in the northeastern part of the Altai Mountains (south of Western Siberia). Its water area is 227.3 km², drainage basin area – 20400 km², length – 77.8 km, average width – 2.9 km, maximum depth – 323.0 m, and volume – 41.1 km³ (Selegey and Selegey, 1978). The lake consists of two parts, i.e. the 50 km southern elongated along the meridian and the northern latitudinal one of 28 km long. As compared to the deep-water (pelagic) zone, the shallow (littoral) part of the lake is distinguished by a considerable hydrodynamic impact caused by intensive wind-wave processes (maximum wave height up to 2.5 m) and significant (up to 6 m) annual fluctuations in water levels. The lake's coastline is weakly rugged. There are few bays here, but the largest are Kamginsky and Kyginsky with an area of

6.5 km² and 3.1 km², respectively. Kamginsky Bay is the shallowest and well-protected from waves. In terms of thermal regime and soil type, it is the most favorable among all bays of Lake Teletskoye. By its hydrochemical regime, the lake is a weakly mineralized, oxygen-rich mountain water body with low temperatures and a little content of organic and biogenic substances in the water (Selegey et al., 2001).

In recent years, the anthropogenic load on the lake (especially in its northern part) has increased due to intensive development of tourism in the Altai Mountains. Ecosystems of cold-water oligotrophic lakes are the most vulnerable to external impacts. Poor development of aquatic organisms in such reservoirs is responsible for the low potential of biological self-purification of coming from the catchment suspended, dissolved and slightly soluble substances able to affect water quality and intensity of intra-reservoir processes significantly.

Research methods

Studies of the main hydro-optical characteristics (indicators of light attenuation by water, light absorption by yellow substance and relative transparency measured using a white Secchi disk) in the water area of Lake Teletskoye were carried out by IWEP SB RAS in summer of 2017–2022 (July 7–11, 2017; June 19–23, 2018; July 1–5, 2019; June 24–29, 2020; July 29–August 1, 2021; August 1–5, 2022).

Every year, 21 samples were taken from the surface layer of Lake Teletskoye using a bathometer installed a board of a research vessel (Fig. 1). During the 6-year period of the lake study, a total of 126 water samplings were implemented and 1008 separate measurements of spectral water transparency (transmission factor) at four wavelengths (430, 450, 550 and 670 nm) on the stationary single-beam spectrophotometer PE-5400UF before and after sample filtration were examined in the laboratory.

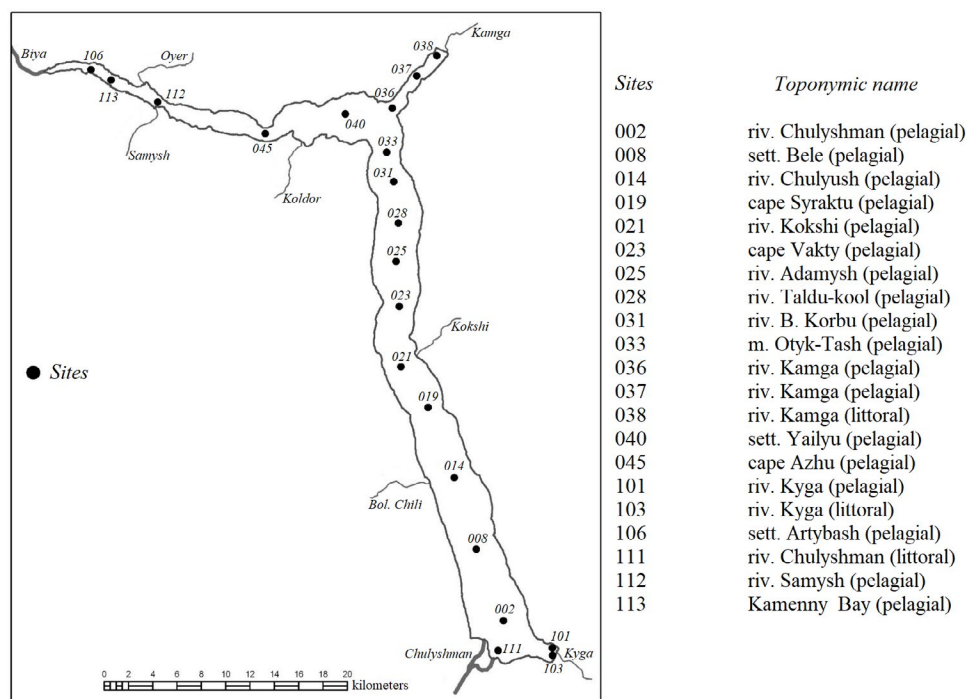


Fig. 1. Sampling sites in the water area of Lake Teletskoye

The spectral light attenuation index $c(\lambda)$ was calculated using the formula derived from the Bouguer's law

$$c(\lambda) = \left(\frac{1}{L}\right) \cdot \ln\left(\frac{1}{T(\lambda)}\right), \quad (1)$$

where L is the length of a measuring glass cuvette of 50 mm long, $T(\lambda) = I(\lambda)/I_0(\lambda)$ – the spectral transparency of water in relative units; $I(\lambda)$, $I_0(\lambda)$ – the intensity of transmitted and incident light on the cuvette, respectively, λ – the wavelength of light. The indicator of light absorption by yellow substance $a_{ys}(\lambda)$ was determined after measuring spectral transparency of the water purified from suspension by filtration through «Vladipor» membranes of MFAS-OS-1 type with a pore diameter of 0.22 μm . The maximum absolute error in measuring $c(\lambda)$ and $a_{ys}(\lambda)$ within the studied spectral range made up 0.1 m^{-1} .

The spectral dependence of light absorption by YS was approximated by the exponential law

$$a_{ys}(\lambda) \sim e^{-\mu \cdot \lambda}, \quad (2)$$

where μ – the coefficient of spectral variability, characterizing the qualitative composition of dissolved organic matter (DOM). Following (Mankovsky, 2015), we measured $a_{ys}(450)$ (at $\lambda = 450$ nm) and estimated the content of YS in water samples by the formula

$$C_{ys} = a_{ys}(450) / a_{sp,ys}(450). \quad (3)$$

Here, C_{ys} is the concentration of YS, in g/m^3 , $a_{sp,ys}(450)$ is the specific indicator of light absorption by YS (m^2/g). Taking into account the approach proposed in (Mankovsky, 2015), we calculated C_{ys} using the value $a_{sp,ys}(450)$ from (Nyquist, 1979).

In addition, to compare our data on spectral water transparency with the results of similar optical studies previously performed in aquatic ecosystems by other researchers, we measured relative transparency by SD .

The concentrations of chlorophyll C_{chl} were determined by a standard spectrophotometric method according to (GOST, 2003).

The relative spectral contribution of major optically active components of lake water (S, YS, Chl-*a* and PW) to $c(\lambda)$ in the surface layer of the studied reservoir was calculated using the modified semi-empirical light attenuation model (Akulova, 2015) first proposed by O.V. Kopelevich (Kopelevich, 1983) and having the form

$$c(\lambda) = a_{chl}(\lambda) + a_{ys}(\lambda) + b_{mol}(\lambda) + b_s(\lambda) + a_{pw}, \quad (4)$$

where $a_{chl}(\lambda)$ and $a_{ys}(\lambda)$ are indicators of spectral absorption by Chl-*a* and YS, respectively, $b_{mol}(\lambda)$ – spectral molecular scattering by PW, $b_s(\lambda)$ – spectral scattering by S, $a_{pw}(\lambda)$ – spectral absorption by PW. As can be seen from this expression, spectral attenuation of light is described by a three-parameter model. Since the parameter $a_{ys}(\lambda)$ is identified experimentally, the spectral index for PW scattering $b_s(\lambda)$ can be derived from the formula

$$b_s(\lambda) = c(\lambda) - [a_{chl}(\lambda) + a_{ys}(\lambda) + b_{mol}(\lambda) + a_{pw}(\lambda)]. \quad (5)$$

The trophic status was assessed using the Carlson Trophic State Index (Carlson, 1977) and the

international trophic classification of water bodies (Environment Canada, 2004). We also applied the spectral index of light attenuation $c(\lambda)$. The oligotrophic type of reservoirs corresponds to a range of values $c(\lambda)$ from 0 to 2 m^{-1} , mesotrophic – from 2 to 3 m^{-1} , eutrophic – from 3 to 23 m^{-1} , and hypereutrophic – from 23 m^{-1} or more (Sutorikhin et al., 2017).

3. Results and discussion

Summer field works (2017–2022) in Lake Teletskoye allowed to estimate the primary hydro-optical characteristics, i.e. indicators of light attenuation $c(\lambda)$, light absorption by yellow substance $a_{ys}(\lambda)$, relative transparency according to SD at heterogeneous spatial distribution. Values of $c(\lambda)$ at four wavelengths ($\lambda = 430, 450, 550$ and 670 nm) in water samples taken in the surface layer of the reservoir varied from 0.2 to 4.0 m^{-1} . In summer of 2017 and 2021, this indicator changed slightly (1.0–1.6 m^{-1}). Reduced spectral transparency was noted in 2022 (0.2 m^{-1}). At the confluence of rivers Chulyshman, Chulyush and Kyga, including Cape Syraktu, $c(\lambda)$ exceeded 3.0 m^{-1} . Its peak was registered in the littoral zone of the Kyga River in 2018–2020. This is due to intensive removal of suspension (mainly mineral) by river waters and shoreline destruction. Here, in shallow waters, induced by wind-and-waves currents lifted bottom sediments and mixed them throughout the water column. In the pelagic zone, from Cape Vakty (site 023) to Cape Azhu (site 045), including Kamenny Bay (site 113), $c(\lambda)$ did not exceed 2.1 m^{-1} . This is in good agreement with YS content (close to its average in summer).

Over a 6-year period of optical investigations, indicators of light absorption by yellow substance $a_{ys}(\lambda)$ at wavelengths $\lambda = 430, 450, 550$ and 670 nm in the surface layer showed minor fluctuations (0.1–3.2 m^{-1}). Maximum values (above 2.0 m^{-1}) were recorded in 2018–2020 on rivers Chulyshman, Chulyush and Kyga, including Cape Syraktu. As an example, Fig. 2 and 3 represent the dynamics of $c(430)$ and $a_{ys}(450)$, respectively.

During the study period, SD -measured relative transparency widely ranged as 0.8–11.7 m with its average of 6.3 m. Transparency of 11.0 m was observed in 2019 in the pelagic zone of the Adamysh and Taldukool (sites 025 and 028, respectively). The highest SD value (11.7 m) was marked at the village of Yailyu in 2018.

It is known from (Mankovsky et al., 1996; Kukushkin, 2011; Voskresenskaya et al., 2011; Korchemkina and Latushkin, 2016; Churilova et al., 2018; 2022; Matyushenko et al., 2001; Betancur-Turizo et al., 2018; Shi et al., 2017; Slade and Boss, 2015; Korosov et al., 2017; Woźniak and Stramski, 2004; Reinart et al., 2004) that spectral transparency of water largely depends on the content of suspension (organic, mineral). Therefore, to explain inter-annual variations of $c(\lambda)$, the data on chlorophyll-*a* concentrations C_{chl-a} are required.

In the course of our 6-year study, the content of Chl-*a* the main photosynthetic pigment of phytoplankton

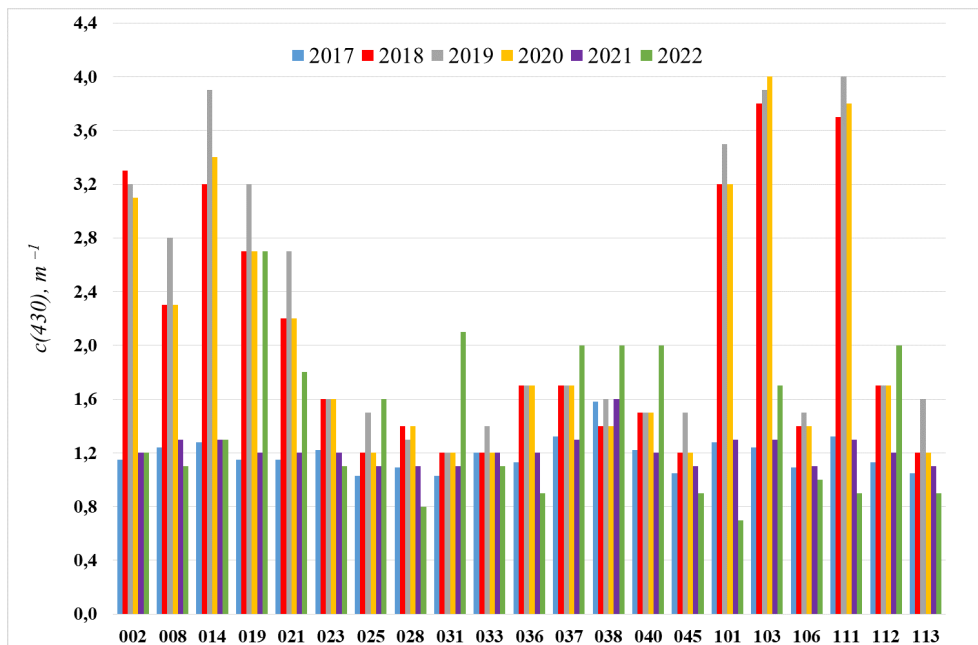


Fig.2. Long-term dynamics of light attenuation at a wavelength of $\lambda = 430$ nm in different sites of Lake Teletskoye

algae, varied as $0.1\text{--}4.1$ mg/m³ (average: 2.1 mg/m³), thereby corresponding to the oligotrophic type of lakes (Fig. 4). Its maximum was recorded in 2021 in all sampling sites of the lake ($1.1\text{--}4.1$ mg/m³), while its minimum – in 2019 ($0.1\text{--}1.8$ mg/m³). In general, the lake is characterized by poor development of algae phytoplankton because of low concentrations of nutrients and instability of the water column most of the year. In Lake Teletskoye waters, the specialists of the Chemical Analytical Center of IWEP SB RAS headed by Dr. Sc. Papina detected a low content ($0.7\text{--}1.9$ mg/dm³ that is typical for oligotrophic lakes) of biogenic elements of the nitrogen group dominated by nitrate ions as a mineral nitrogen form. The concentrations of phosphate ions in the lake were insignificant (within micrograms), while silicon was one or two orders of magnitude higher than the content of other biogenic elements and averaged $2.2\text{--}2.9$ mg/dm³.

In 2017–2022, concentrations of yellow substance C_{ys} in the surface layer of the lake varied greatly, i.e. from 0.9 to 15.0 g/m³ (average: 8.0 g/m³) (Fig. 5). For the last two years of our investigations, it decreased ($0.9\text{--}7.1$ g/m³) and reached the indicators of 2017 ($2.9\text{--}5.1$ g/m³).

Calculations of the spectral contribution of optically active components of the lake water in the surface layer of Lake Teletskoye in various sampling sites are evidence of the greatest optical influence of YS and S on the total attenuation.

In 2017, the maximum contribution (89.2%) to light attenuation by YS at $\lambda = 430$ nm was noted in the littoral zone of the river Kamga (site 038). At a wavelength of 550 nm, this indicator varied from 60.0% to 83.3% in sites 111 and 038 of the Chulyshman River littoral. Suspension made its maximum contribution (17.1%) at $\lambda = 430$ nm in site 103 of the Kyga River.

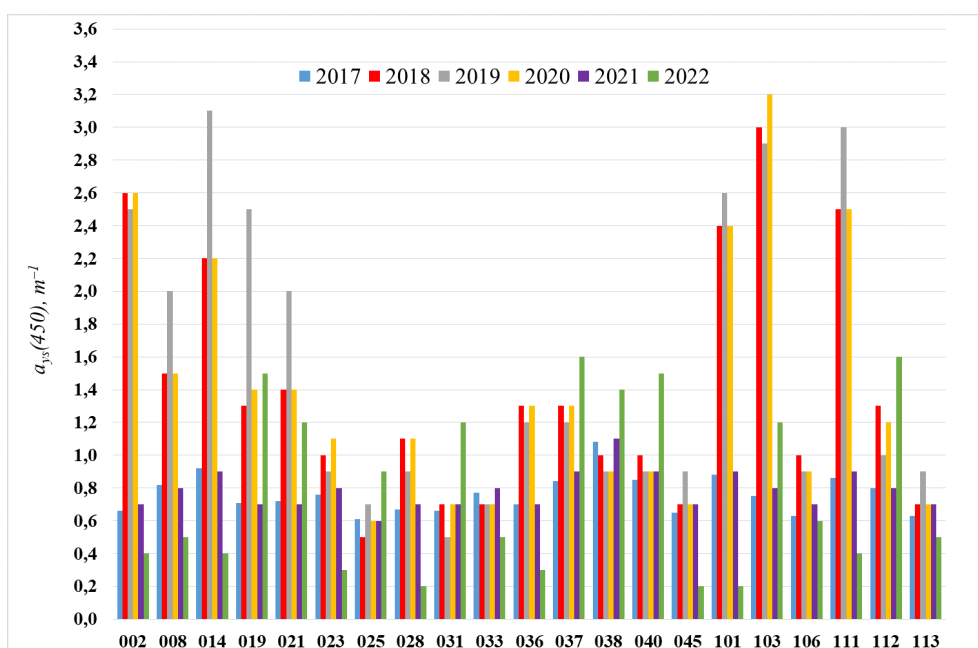


Fig.3. Long-term dynamics of light absorption by YS at a wavelength of $\lambda = 450$ nm in different sites of Lake Teletskoye

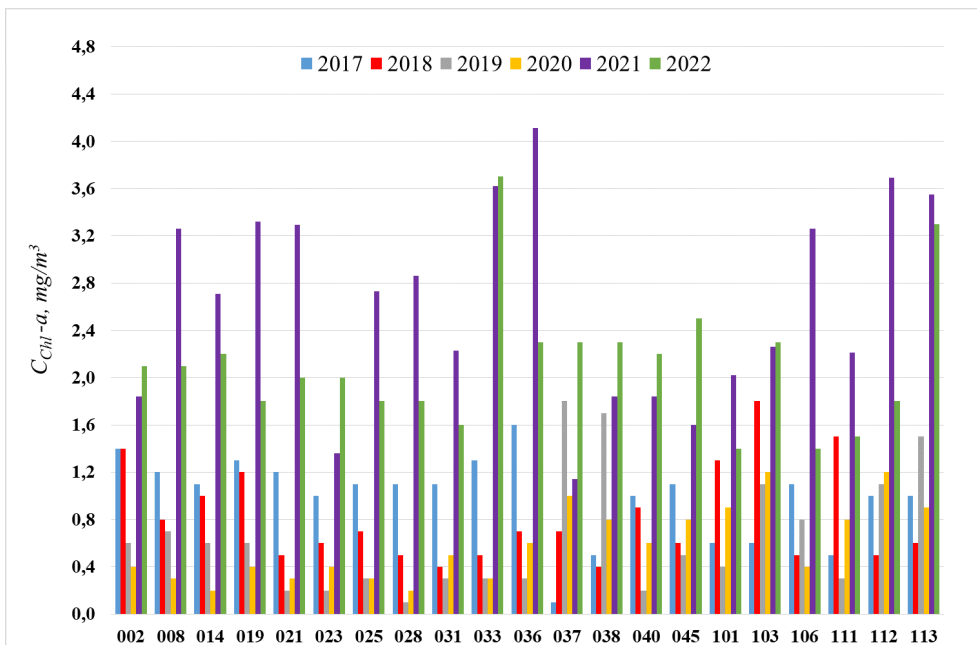


Fig.4. Long-term dynamics of chlorophyll-a concentrations in different sites of Lake Teletskoye

It increased to 28.1% at $\lambda=550$ nm in site 111. The contribution of PW was insignificant at $\lambda=430$ nm in all sampling stations (less than 0.4%). However, it drastically increased in the long-wave region (up to 18.8%) at $\lambda=550$ nm. The contribution of chlorophyll at $\lambda=430$ nm was 0.6% – 11.3% (sites 037 and 036 of the pelagic zone of the Kamga River), whereas at $\lambda=550$ nm – from 0.1% (site 037) to 2.6% (site 002 – the pelagic zone of the Chulyshman River).

In 2018, the largest contribution of YS to $c(\lambda)$ at $\lambda=430$ nm occurred in the pelagic zone of rivers Kamga (site 036) and Chulyshman (site 002), i.e. 94.1 and 90.9%, respectively. At a wavelength of 550 nm, its contribution varied from 40.0% (site 025 – the pelagic zone of the Adamysh River) to 91.3% (site 103 – the littoral of the Kyga River). Suspension made the maximum contribution (33.4%) at $\lambda=430$ nm in site 119 of the pelagic zone of Cape Syraktu, which increased to 47.8% in site 025 of the pelagic zone of the Adamysh

River at $\lambda=550$ nm. Contribution of PW was inessential (0.4%) at $\lambda=430$ nm. However, it greatly increased up to 14.1% in the long-wave region at $\lambda=550$ nm. The contribution of Chl-a at $\lambda=430$ nm ranged as 1.8% (site 021 – the pelagic zone of the Kokshi River) and 4.8% (site 040 – the pelagic zone of Yailyu village), at $\lambda=550$ nm – from 0.3% to 1.2% (sites (021 and 040 of the pelagic zone of Yailyu village).

In 2019, the largest contribution of YS at $\lambda=430$ nm was noted in the pelagic zone of rivers Chulyush, Kyga and Kokshi (87.1, 85.7 and 85.1%, respectively). At a wavelength of 550 nm, the contribution of YS changed from 50.0% (the pelagic zone of the B. Korbu River and Kamenny Bay, respectively) to 95.4% (the pelagic zone of the Chulyush River). Suspension made its maximum contribution (31.5%) to light attenuation at $\lambda=430$ nm in site 025 of the pelagic part of the Adamysh River, increasing to 41.9% at $\lambda=550$ nm in site 113 of the pelagic zone of

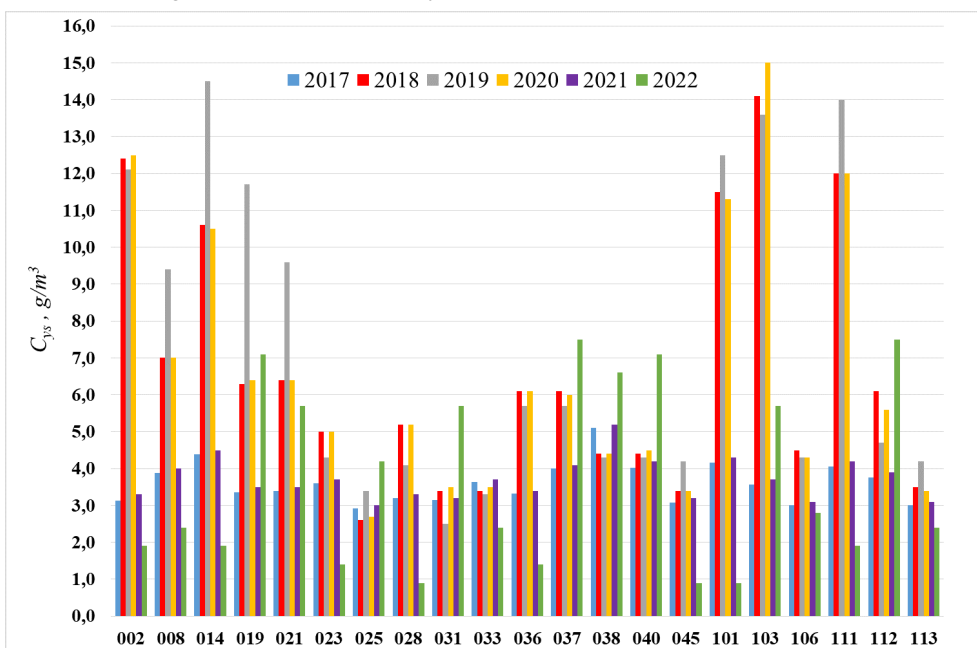


Fig.5. Long-term dynamics of YS concentrations in different sites of Lake Teletskoye

Kamenny Bay. The contribution of PW to light attenuation was insignificant (up to 14.1%) at $\lambda = 430$ nm (less than 0.4%), but at $\lambda = 550$ nm it increased sharply in the green region of the spectrum. The contribution of chlorophyll at $\lambda = 430$ nm ranged from 0.6 to 8.5% and at $\lambda = 550$ nm – from 0.1% to 1.8%.

In 2020, the largest contribution of YS at $\lambda = 430$ nm was recorded in the pelagic part of rivers Kamga and Chulyshman (94.1 and 93.5%, respectively). At a wavelength of 550 nm, YS contribution varied from 40.0% (the pelagic area of the Adamysh River) to 91.3% (the littoral of the Kyga River). Suspension made its maximum contribution (32.1%) at $\lambda = 430$ nm in site 019 (the pelagic zone of Cape Syraktu), which increased to 46.4% (site 014 – the pelagic part of Chulyush River) at $\lambda = 550$ nm. At $\lambda = 430$ nm, PW demonstrated minor contribution in all sites (less than 0.1%), but it abruptly increased in the green region of the spectrum (up to 14.1%). The contribution of chlorophyll at $\lambda = 430$ nm ranged from 0.5 to 6.0%, while at $\lambda = 550$ nm – from 0.1% to 1.4%.

In 2021, the largest contribution of YS at $\lambda = 430$ nm was detected in the pelagic and littoral parts of the Kamga River (85.8 and 75.0%, respectively). At a wavelength of 550 nm, the contribution of YS varied from 29.6% (the pelagic part of Kamenny Bay) to 67.0% (the pelagic part of the Kamga River). Suspension made the greatest contribution (21.4%) at $\lambda = 430$ nm in site 103 (the littoral of the Kyga River) and was growing up to 43.8% at $\lambda = 550$ nm in site 113 of the pelagic part of Kamenny Bay. The contribution of chlorophyll at $\lambda = 430$ nm ranged as 6.8–27.3% and at $\lambda = 550$ nm – from 1.4% to 7.8%. PW made an insignificant contribution to light attenuation at $\lambda = 430$ nm (less than 0.1%), but sharply increased up to 18.8% in the green region of the spectrum at $\lambda = 550$ nm.

In 2022, the largest contribution of YS at $\lambda = 430$ nm was noted in the pelagic part of rivers Kamga and Saimysh (90.0%). At a wavelength of 550 nm, this indicator varied from 33.3% (the pelagic part of the Kamga River) to 88.8% (the pelagic part of Yailyu village). Suspension showed its maximum contribution (40.3%) at $\lambda = 430$ nm in site 014 of the pelagic zone of the Chulyush River) and increased to 46.1% at $\lambda = 550$ nm in site 002 of the pelagic part of the Chulyshman River. A share of PW was negligible (less than 0.1%) at $\lambda = 430$ nm, but abruptly increased up to 28.2% at $\lambda = 550$ nm. The contribution of chlorophyll at $\lambda = 430$ nm ranged from 3.2 to 29.3% and at $\lambda = 550$ nm – from 0.8% to 10.5%. The least indicators (about 0.1%) of molecular light scattering by PW were observed in the study spectral range.

Thus, YS and S turned out to be the most significant optically active components affecting the total light attenuation in Lake Teletskoye waters.

The analyzed literature data confirm our pioneer calculations of spectral contributions of the main optically active components of Lake Teletskoye waters to the spectral index of light attenuation $c(\lambda)$ (2017–2022).

The trophic status of the lake is determined by limnoclimate, a type of a catchment area and its altitude. Prolonged periods of mixing of water masses and short periods of stratification, oxygenated water supply

by mountain streams, low water temperature throughout almost the whole year – all this contributes to oxygen saturation of the entire water column. Note that at the bottom saturation may be even higher than at the surface.

Our findings suggest that the trophic status of Lake Teletskoye can be characterized mainly as oligotrophic with the elements of mesotrophy in sites of the large rivers' confluence.

From general and specific indicators (i.e. trophosaprobity, mineralization and hardness of water, the hydrogen index and the presence of harmful substances (GOST, 1977), including quantitative characteristics of aquatic organisms (abundance, biomass and species number) it follows that waters of Lake Teletskoye belong to the class of “clean waters”, as well as “very clean” and “quite clean” according to the unified ecological classification of the surface waters of the land (Oksiyuk et al., 1993).

4. Conclusions

During Lake Teletskoye investigations (2017–2022), we collected new field data on spatiotemporal variability of light attenuation, light absorption by YS, SD-measured relative transparency, Chl and YS concentrations for various sampling sites. The modified semi-empirical model was applied to describe the spectral contribution of the main optically active components of natural waters to light attenuation with due regard for light absorption by terrigenous and biogenic particles. Summer studies of Lake Teletskoye demonstrated insignificant changes in the long-term dynamics of hydro-optical characteristics thus indicating good oligotrophic ecosystem conservation and high water quality of Lake Teletskoye under growing economic loads on the reservoir and its drainage basin. The obtained results suggest that hydro-optical characteristics can be widely used in studying large lakes, reservoirs and rivers to monitor the heterogeneity of water pollution level, qualitative assessment of the content of suspended and dissolved substances and, consequently, the ecological state of different-type waters.

Acknowledgement

We express our gratitude to E.Yu. Mitrofanova, a senior researcher of the Laboratory of Hydrobiology and K.V. Marusin, a researcher of the Laboratory of Hydrology and Geoinformatics for providing the data on relative transparency measurements and water sampling.

The work was carried out within the State Task of the Institute for Water and Environmental Problems, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences (registration number of the project AAAA-A17-117041210241-4) with assistance of the Fleet Support Program.

Conflict of interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

- Akulova O.B. 2015. Development of methods and a measuring computer system for assessing ecologically significant hydro-optical characteristics of freshwater reservoirs (by the example of lakes in Altai Krai). Theses of dissertation. Cand. Sc. (Technology) Barnaul, Russia. (in Russian)
- Betancur-Turizo S.P., González-Silvera A.G., Santamaría-Del-Ángel E. et al. 2018. Variability in the light absorption coefficient by phytoplankton, non-algal particles and colored dissolved organic matter in the Northern Gulf of California. *Open Journal of Marine Science* 1: 20-37.
- Carlson R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 2: 361-369.
- Churilova T.Ya., Efimova T.V., Moiseeva N.A. et al. 2022. Spectral light absorption coefficient of particles and colored dissolved organic matter in the Sea of Azov. *Fundamental and Applied Hydrophysics* 15 (3): 73-83.
- Churilova T.Ya., Moiseeva N.A., Latushkin A.A. et al. 2018. Preliminary results of bio-optical investigations at Lake Baikal. *Limnology and Freshwater Biology* 1: 58-61. DOI: [10.31951/2658-3518-2018-A-1-58](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2018-A-1-58)
- Dera J. 1992. *Marine Physics*. Warszawa. Amsterdam: Elsevier.
- Environment Canada: national guidelines and standards office. 2004. Water policy and coordination directorate. Canadian guidance framework for the management of phosphorus in freshwater system. Ottawa: National guidelines and standards office water policy and coordination directorate environment Canada.
- Erlov N.G. 1980. *Sea optics*. Leningrad: Gidrometeoizdat. (in Russian)
- GOST 17.1.1.04-77. 1977. Indicators of the state and rules of taxation of fishery water bodies. Moscow: Izd-vo standartov. (in Russian)
- GOST 17.1.4.02-90. 2003. Technique of spectrophotometric determination of chlorophyll a. Moscow: Izd-vo standartov. (in Russian)
- Kopelevich O.B., Shifrin K.S. 1981. Modern ideas of optical properties of sea water. *Ocean and atmospheric optics*. Moscow: Nauka. (in Russian)
- Kopelevich O.V. 1983. Low-parametrical model of optical properties of sea water. *Ocean optics*. 1. Physical optics of ocean. In: Monin A.S. (Ed.). Moscow: Nauka. (in Russian)
- Korchemkina E.N., Latushkin A.A. 2016. Determination of dissolved organic matter and suspended matter concentrations by spectral index of directional light attenuation. *Ekologicheskaya bezopasnost' pribrezhnoj i shel'fovoj zony morya* [Ecological safety of coastal and offshore zones] 3: 44-48. (in Russian)
- Korosov A.A., Pozdnyakov D.V., Shuchman R. et al. 2017. Bio-optical retrieval algorithm for the optically shallow waters of Lake Michigan. I. Model description and sensitivity/robustness assessment. *Transactions of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences* 3: 79-92.
- Kukushkin A.S. 2011. Long-term measurements of transparency in deep water and shelf areas of the Black Sea. *Fizicheskie problemy ekologii* [Physical environmental problems] 18: 219-231. (in Russian)
- Levin I.M. 2014. Low-parametric optical models of primary optical properties of seawater. *Fundamental'naya i prikladnaya gidrofizika* [Fundamental and Applied Hydrophysics] 3: 3-22. (In Russian)
- Mankovsky V.I., Solovyev M.V., Mankovskaya E.V. 2009. Hydrooptical characteristics of the Black Sea. *Spravochnik*. Sevastopol: MGI NAN Ukrainy. (in Russian)
- Mankovsky V.I., Vladimirov V.L., Afonin E.I. et al. 1996. Long-term variability of water transparency in the Black Sea and factors that led to its strong decline in the late 80s and early 90s. Preprint. Sevastopol: Marine Hydrophysical Institute. (in Russian)
- Mankovsky V.I. 2011. Spectral contribution of the seawater components in the attenuation coefficient of directed light in the surface Mediterranean waters. *Morskoy gidrofizicheskij zhurnal* [Marine Hydrophysical Journal] 5: 14-29. (in Russian)
- Mankovsky V.I. 2015. Yellow substance in surface waters of the eastern part of the Tropical Atlantic. *Morskoy gidrofizicheskij zhurnal* [Marine Hydrophysical Journal] 3: 53-61. (in Russian)
- Matyushenko V.A., Lukin L.R., Khomenko G.D. et al. 2001. Indicator of light attenuation and its relationship with hydrological characteristics and content of suspended matter in the waters of the Barents Sea. Experience of systemic oceanological research in the Arctic. (Pod red. A.L. Lisitsyna, M.E. Vinogradova, E.A. Romankevicha) Moscow: Nauchny mir. (in Russian)
- Mobley C.D. 1994. *Light and water: radiative transfer in natural waters*. San Diego: Academic Press.
- Nyquist G. 1979. Investigation of some optical properties of sea water with special reference to lignin sulfonates and humic substances. PhD Thesis. Dept. (Analytical and Marine Chemistry) Göteborg, Sweden.
- Oksiyuk O.P., Zhukinskiy V.N., Braginskiy L.P. et al. 1993. Integrated environmental classification of land surface water quality. *Gidrobiologicheskij zhurnal* [Hydrobiological Journal] 4: 62-76. (in Russian)
- Reinart A., Paavel B., Pierson D. et al. 2004. Inherent and apparent optical properties of Lake Peipsi, Estonia. *Boreal Environment Research* 9: 429-445.
- Selegety V.V., Dekhandskhyutter B., Klerks Ya. et al. 2001. Physical and geological environment of Lake Teletskoye. Monograph. Tervuren. Belgium: Royal Museum for Central Africa. (in Russian and English)
- Selegety V.V., Selegety T.S. 1978. *Lake Teletskoye*. Leningrad: Gidrometeoizdat. (in Russian)
- Sherstyankin P.P. 1993. Optical structures and ocean-type fronts on Lake Baikal. Abstract of dissertation. Doc. Sc. (Phys.-Mat.) Moscow, Russia. (in Russian)
- Shifrin K.S. 1983. *Introduction to ocean optics*. Leningrad: Gidrometeoizdat. (in Russian)
- Shi L., Mao Z., Wu J. et al. 2017. Variations in spectral absorption properties of phytoplankton, non-algal particles and chromophoric dissolved organic matter in Lake Qiandaohu. *Water* 5: 352. DOI: [10.3390/w9050352](https://doi.org/10.3390/w9050352)
- Slade W.H., Boss E. 2015. Spectral attenuation and backscattering as indicators of average particle size. *Applied Optics* 24: 7264-7277.
- Sutorikhin I.A., Akulova O.B., Bukaty V.I. et al. 2017. Determination of the trophic status of freshwater lakes of the Altai Krai in the period 2013-2016 by hydrooptic characteristics. *Izvestiya Altajskogo Gosudarstvennogo Universiteta* [Izvestiya of Altai State University] 1 (93): 58-61. DOI: [10.14258/izvasu\(2017\)1-10](https://doi.org/10.14258/izvasu(2017)1-10) (in Russian)
- Voskresenskaya E.N., Kukushkin A.S., Mikhaylova N.V. 2011. Features of variability of distributions of transparency and content of suspended matter in the northwestern part of the Black Sea in the spring due to large-scale 248 processes in the ocean-atmosphere system. *Meteorologiya i gidrologiya* [Meteorology and hydrology] 1: 64-77. (in Russian)
- Woźniak S.B., Stramski D. 2004. Modeling the optical properties of mineral particles suspended in seawater and their influence on ocean reflectance and chlorophyll estimation from remote sensing algorithms. *Applied Optics* 17: 3489-3503.

Многолетняя динамика спектральной прозрачности воды в поверхностном слое озера Телецкое в летний период

Акулова О.Б.*^{ORCID}, Букатый В.И.

Институт водных и экологических проблем, Сибирского отделения Российской академии наук, ул. Молодёжная, д. 1, Барнаул, 656038, Россия

АННОТАЦИЯ. В работе представлены результаты многолетних экспериментальных данных по спектральной прозрачности воды в поверхностном слое Телецкого озера (21 точка отбора проб), полученные летом в период 2017–2022 гг. Значения показателя ослабления света, рассчитаны при натуральном основании логарифма на четырёх длинах волн (430, 450, 550 и 670 нм) за исследуемый период находились в достаточно узком диапазоне от 0,2 до 4,0 м⁻¹, показателя поглощения света жёлтым веществом – от 0,1 до 3,2 м⁻¹. Величины относительной прозрачности, измеренной с помощью белого диска Секки, находились в пределах 0,8–11,7 м со средним значением 6,3 м. Содержание хлорофилла-а в поверхностном слое водоёма изменялось за 6-летний период в диапазоне 0,1–4,1 мг/м³, что соответствует олиготрофному типу озёр. Концентрация жёлтого вещества в озере, определяемая оптическим методом по измеренному показателю поглощения света жёлтым веществом на длине волны $\lambda = 450$ нм, варьировала в пределах 0,9–15,0 г/м³. В результате расчётов спектрального вклада основных оптически активных компонентов озёрной воды в спектральный показатель ослабления света для поверхностного слоя Телецкого озера в различных точках отбора проб получено, что наибольшее оптическое влияние на суммарное ослабление оказывают жёлтое вещество и взвесь. Показано, что оптическая структура исследуемого водоёма – динамика основных первичных гидрооптических характеристик зависит от изменчивости концентраций различных оптически активных компонентов как во времени, так и в пространстве под влиянием внутриводоёмных процессов, протекающих в тесной связи с водосбором озера.

Ключевые слова: спектральная прозрачность воды, показатель ослабления света, показатель поглощения света жёлтым веществом, физическая модель, жёлтое вещество, хлорофилл-а, взвесь, чистая вода, Телецкое озеро

Для цитирования: Акулова О.Б., Букатый В.И. Многолетняя динамика спектральной прозрачности воды в поверхностном слое озера Телецкое в летний период // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - С. 1228-1242. DOI: [10.31951/2658-3518-2024-A-5-1228](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2024-A-5-1228)

1. Введение

Долгое время прозрачность воды была лишь качественной характеристикой, наблюдения за которой проводились лишь визуально. Традиционно относительную прозрачность природных вод разного типа (океанов, морей, озёр, водохранилищ, рек и др.) определяют полуинструментальным методом – по предельной глубине видимости белого стандартного диска Секки в водной толще, до полного его исчезновения из виду (измеряется в метрах). Например, прозрачность воды озера Байкал является одной из самых высоких среди пресноводных водоёмов, так как содержит мало растворённых и взвешенных веществ и близка к прозрачности вод

океанов и морей. Так, в байкальской воде белый диск Секки виден до глубины 40 м (Шерстянkin, 1993), а максимальная прозрачность воды в Телецком озере – 15,5 м (Селегей и др., 2001). Этот метод, широко применяемый среди учёных-гидробиологов в силу своей простоты и практичности, всё-таки считается субъективным и обладает значительной погрешностью измерений (20% и более) и существенным ограничением его использования в зимних подлёдных условиях. А вот использование электронных спектрофотометрических методов и приборов (спектрофотометров, турбидиметров, прозрачномеров и др.), которые позволяют определить спектральную прозрачность воды на любой глубине как днём, так и ночью, а результаты запи-

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: akulova8282@mail.ru (О.Б. Акулова)

Поступила: 03 июня 2024; **Принята:** 17 сентября 2024;
Опубликована online: 31 октября 2024

© Автор(ы) 2024. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



сать на самопишущих приборах, являются практически универсальными, а главное – более точными.

Как известно (Ерлов, 1980; Копелевич и Шифрин, 1981; Шифрин, 1983; Копелевич, 1983; Маньковский и др., 2009; Dera, 1992; Mobley, 1994; Маньковский, 2011; Левин, 2014), спектральная прозрачность воды (измеряется в обратных метрах), относится к первичным (или внутренним, собственным) гидрооптическим характеристикам, которая представляет собой физическую величину, характеризующая оптические свойства природных вод. Спектральная прозрачность воды определяет условия распространения света в воде, а также содержит информацию о взвешенных органико-минеральных частицах и растворённом в воде органическом веществе.

Актуальность исследования продиктована необходимостью расширять и углублять представления о спектральной прозрачности воды Телецкого озера, поскольку она существенно зависит от периодических изменений её основных оптически активных компонентов – жёлтого вещества, взвеси, хлорофилла и чистой воды. Кроме того, в настоящее время во всём мире уделяется особое внимание исследованию спектрального вклада оптически активных компонентов природной воды (каждой по отдельности) в суммарное ослабление света, а также динамике их концентрации как во времени, так и в пространстве.

Целью работы являются экспериментальные исследования по оценке многолетней изменчивости спектральной прозрачности воды в поверхностном слое (толщиной 5–7 см) Телецкого озера в летний период 2017–2022 гг. и влиянию основных оптически активных компонентов озёрной воды на суммарное ослабление света.

2. Материалы и методы

Объект исследования

Телецкое озеро (координаты: между 51°21'46" и 51°48'36" с.ш., между 87°14'40" и 87°50'54" в.д.) – глубоководный водоём тектонического происхождения, расположенный на высоте 434 м над уровнем моря в северо-восточной части Горного Алтая (юг Западной Сибири). Основные характеристики водоёма следующие: площадь зеркала – 227,3 км², площадь водосборного бассейна – 20400 км², длина – 77,8 км, средняя ширина – 2,9 км, максимальная глубина – 323,0 м, объём – 41,1 км³ (Селегей и Селегей, 1978). Озеро состоит из двух частей – южной, вытянутой по меридиану, длиной более 50 км, и северной, имеющей широтное направление, длиной 28 км. По сравнению с глубоководной (пелагиальной) зоной мелководная (литоральная) зона озера имеет ряд особенностей, одно из которых – значительное гидродинамическое воздействие, связанное с интенсивными ветро-волновыми процессами (максимальная высота волны до 2,5 м) и со значительными (до 6 м) ежегодными колебаниями уровня воды. Изрезанность береговой линии озера выражена слабо, бухт и заливов мало, самые

большие – Камгинский и Кыгинский с площадью 6,5 км² и 3,1 км², соответственно. Камгинский залив самый мелководный, защищенный от волнений и наиболее благоприятный по термическому режиму и характеру грунтов из всех заливов Телецкого озера. По гидрохимическому режиму озеро – слабоминерализованный, богатый кислородом горный водоём с низкими температурами, с незначительным содержанием органических и биогенных веществ в воде (Селегей и др., 2001). За последние годы в связи с активным развитием туризма в Горном Алтае, возросла антропогенная нагрузка на озеро, особенно в его северной части. Экосистемы холодноводных олиготрофных озёр наиболее уязвимы к внешнему воздействию. Невысокий уровень развития гидробионтов в подобных водоёмах определяет низкий потенциал биологического самоочищения для поступающих с водосбора взвешенных, растворённых и слабо растворимых в воде веществ, которые могут существенно изменить качество воды и интенсивность внутриводоёмных процессов.

Методы исследования

Исследования основных гидрооптических характеристик (показателя ослабления света водой, показателя поглощения света жёлтым веществом и относительной прозрачности, измеренной с помощью белого диска Секки) по акватории Телецкого озера выполнили летом в период 2017–2022 гг., организованный Институтом водных и экологических проблем СО РАН. Даты экспедиций следующие: 7–11 июля 2017 г., 19–23 июня 2018 г., 1–5 июля 2019 г., 24–29 июня 2020 г., 29 июля – 1 августа 2021 г., 1–5 августа 2022 г.

Ежегодно с поверхностного слоя Телецкого озера батометром с борта научно-исследовательского судна отбирали по 21 пробе (Рис. 1), всего за период исследования отобрали 126 водных проб. В лаборатории провели 1008 отдельных измерений спектральной прозрачности (коэффициента пропускания) воды на четырёх длинах волн (430, 450, 550 и 670 нм) на стационарном спектрофотометре ПЭ-5400УФ до и после фильтрации проб за 6-летний период исследования озера.

Спектральный показатель ослабления света $c(\lambda)$ рассчитали по формуле, вытекающей из закона Бугера

$$c(\lambda) = \left(\frac{1}{L} \right) \cdot \ln \left(\frac{1}{T(\lambda)} \right), \quad (1)$$

где L – длина измерительной кюветы (использовали стеклянные кюветы с рабочей длиной 50 мм), $T(\lambda) = I(\lambda) / I_0(\lambda)$ – спектральная прозрачность воды в относительных единицах, $I(\lambda)$, $I_0(\lambda)$ – интенсивности прошедшего и падающего на кювету света, соответственно, λ – длина волны света. Показатель поглощения света жёлтым веществом $a_{ys}(\lambda)$ определили после измерения спектральной прозрачности воды, очищенной от взвеси фильтрованием с использованием мембран «Владипор» типа МФАС-ОС-1 с диаметром пор 0,22 мкм. Максимальная абсолютная погрешность измерений $c(\lambda)$ и $a_{ys}(\lambda)$ для изучаемого спектрального диапазона составила 0,1 м⁻¹.

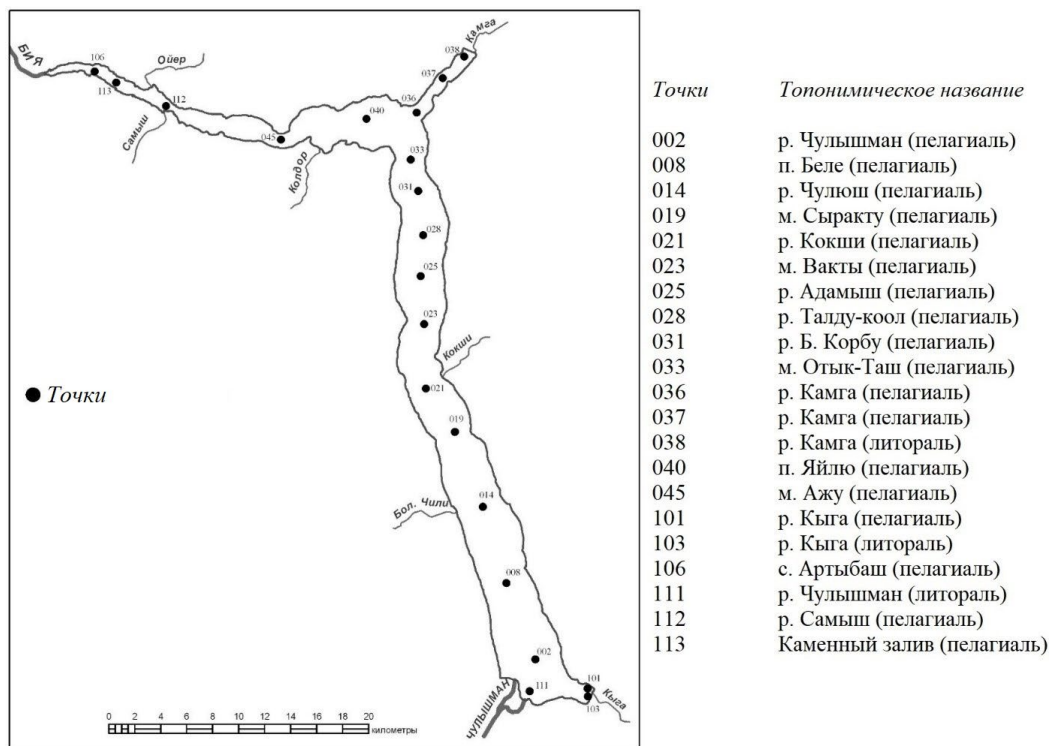


Рис.1. Картограмма точек отбора проб по акватории Телецкого озера

Спектральная зависимость показателя поглощения света жёлтым веществом аппроксимируется экспоненциальным законом

$$a_{ys}(\lambda) \sim e^{-\mu \cdot \lambda}, \quad (2)$$

где μ – коэффициент спектральной изменчивости, характеризующий качественный состав растворённого органического вещества (РОВ). Следуя работе (Маньковский, 2015), измерив $a_{ys}(450)$ (при $\lambda = 450$ нм) определили концентрацию жёлтого вещества в пробах воды по формуле

$$C_{ys} = a_{ys}(450) / a_{sp,ys}(450). \quad (3)$$

Здесь C_{ys} – концентрация жёлтого вещества, в г/м³, $a_{sp,ys}(450)$ – удельный показатель поглощения света жёлтым веществом, в м²/г. С учётом предложенного в (Маньковский, 2015) подхода рассчитаны значения C_{ys} с использованием величины $a_{sp,ys}(450)$, взятой из работы (Nyquist, 1979).

С тем, чтобы иметь возможность сравнить полученные нами данные по спектральной прозрачности воды с результатами подобных оптических исследований, выполненных ранее другими авторами для водных экосистем, провели также измерения относительной прозрачности SD с помощью белого диска Секки.

Дополнительно определили концентрации хлорофилла C_{chl} стандартным спектрофотометрическим методом согласно (ГОСТ, 2003).

Относительный спектральный вклад основных оптически активных компонентов озёрной воды (взвеси, жёлтого вещества, хлорофилла-а и чистой воды) в $c(\lambda)$ в поверхностном слое исследуемого водоёма рассчитали с использованием модифицированной полуэмпирической модели ослабления света (Акулова, 2015), которая впервые предложена О.В. Копелевичем (Копелевич, 1983) и имеет вид

$$c(\lambda) = a_{chl}(\lambda) + a_{ys}(\lambda) + b_{mol}(\lambda) + b_s(\lambda) + a_{pw}, \quad (4)$$

где $a_{chl}(\lambda)$ и $a_{ys}(\lambda)$ – спектральные показатели поглощения хлорофиллом-а и жёлтым веществом, соответственно, $b_{mol}(\lambda)$ – спектральный показатель молекулярного рассеяния чистой водой, $b_s(\lambda)$ – спектральный показатель рассеяния взвесью, $a_{pw}(\lambda)$ – спектральный показатель поглощения чистой водой. Как видно из данного выражения спектральное ослабление света описано с помощью трёхпараметрической модели. Так как в эксперименте определили параметр $a_{ys}(\lambda)$, то спектральный показатель рассеяния взвесью $b_s(\lambda)$ можно найти по формуле

$$b_s(\lambda) = c(\lambda) - [a_{chl}(\lambda) + a_{ys}(\lambda) + b_{mol}(\lambda) + a_{pw}(\lambda)]. \quad (5)$$

Трофический статус оценили с применением трофического индекса Карлсона TSI (*Trophic State Index*) (Carlson, 1977) и международной трофической классификации водоёмов (Environment Canada, 2004). Также использовали значения спектрального показателя ослабления света $c(\lambda)$, где олиготрофному типу водоёмов будет соответствовать диапазон значений $c(\lambda)$ от 0 до 2 м⁻¹, мезотрофному – от 2 до 3 м⁻¹, эвтрофному – от 3 до 23 м⁻¹, гиперэвтрофному – от 23 м⁻¹ и более (Суторихин и др., 2017).

3. Результаты и обсуждение

В результате проведённых летних экспедиций 2017–2022 гг. по акватории Телецкого озера были получены значения первичных гидрооптических характеристик – показателей ослабления света $c(\lambda)$, показателей поглощения света жёлтым веществом $a_{ys}(\lambda)$, относительной прозрачности по белому диску Секки SD , пространственное распределение которых было неоднородным. Величины $c(\lambda)$ на четырёх длинах волн ($\lambda = 430, 450, 550$ и 670 нм)

в пробах воды, отобранных в поверхностном слое водоёма, находились в диапазоне от 0,2 до 4,0 м⁻¹. В 2017 г. и 2021 г. летние значения $c(\lambda)$ изменялись незначительно (1,0–1,6 м⁻¹). Пониженная спектральная прозрачность зафиксирована в 2022 г. (0,2 м⁻¹). Значения свыше 3,0 м⁻¹ наблюдались в точках впадения рек Чулышман, Чулюш и Кыга, а также мыса Сыракуту, максимальные величины зарегистрированы в литоральной зоне реки Кыга в 2018–2020 гг. Это связано с интенсивным выносом взвешенного вещества (преимущественно минерального) речными водами и процессами разрушения береговой линии озера. Здесь на мелководье ветро-волновые течения поднимают донные осадки и перемешивают их по всей водной толще. В пелагиальной зоне, начиная с мыса Вакты (точка 023) до мыса Ажу (точка 045), а также в Каменном заливе (точка 113) значения $c(\lambda)$ не превышают 2,1 м⁻¹. Это хорошо согласуется с содержанием жёлтого вещества, которое было близким к его среднему содержанию в летний период.

За 6-летний период оптических исследований на озере амплитуда колебаний значений показателей поглощения света жёлтым веществом $a_{ys}(\lambda)$ на длинах волн $\lambda = 430, 450, 550$ и 670 нм в поверхностном слое изменялась также в небольших пределах от 0,1 до 3,2 м⁻¹, максимальные величины (более 2,0 м⁻¹) зафиксированы в период 2018–2020 г. в точках рек Чулышман, Чулюш и Кыга, а также мыса Сыракуту. В качестве примера, на Рис. 2 и 3 представлена динамика $c(430)$ и $a_{ys}(450)$, соответственно.

Величины относительной прозрачности, измеренной с помощью белого диска Секки SD за исследуемый период, находились в широком диапазоне 0,8–11,7 м со средним значением 6,3 м. Прозрачность 11,0 м наблюдалась в 2019 г. в пелагиале рек Адамыш и Талду-коол (в точках 025 и 028, соответственно). Максимальная величина SD (11,7 м) зарегистрирована в посёлке Яйлю в 2018 г.

Известно (Маньковский и др., 1996; Кукушкин, 2011; Воскресенская и др., 2011; Корчемкина и Латушкин, 2016; Churilova et al., 2018; 2022; Матюшенко и др., 2001; Betancur-Turizo et al., 2018; Shi et al., 2017; Slade and Boss, 2015; Korosov et al., 2017; Woźniak and Stramski, 2004; Reinart et al., 2004), что спектральная прозрачность воды существенно зависит от содержания в ней взвешенного вещества (органического, минерального), то для объяснения межгодовых изменений характерных значений $c(\lambda)$ необходимо использовать сведения о концентрации хлорофилла-а (C_{chl-a}).

Содержание основного фотосинтетического пигмента водорослей фитопланктона – хлорофилла-а изменялось за 6-летний период в пределах 0,1–4,1 мг/м³ со средним из полученных значений – 2,1 мг/м³ (Рис. 4), что соответствует олиготрофному типу озёр. Максимальные величины C_{chl-a} зарегистрированы в 2021 г. на всех точках озера (1,1–4,1 мг/м³), минимальные – в 2019 г. (0,1–1,8 мг/м³). В целом развитие водорослей фитопланктона озера невысокое, на что влияют низкие концентрации биогенных элементов, а также нестабильность водного столба на протяжении большей части года. Сотрудниками химико-аналитического центра ИВЭП СО РАН под руководством Т.С. Папиной установлено, что содержание биогенных элементов группы азота в водах Телецкого озера невысоко и доминирующей формой минерального азота являются нитрат-ионы, содержание которых изменяется в пределах 0,7–1,9 мг/дм³, типичными для олиготрофных озёр. Содержание фосфат-ионов в озере незначительно и находится на уровне микрограммов, кремния – на один-два порядка превосходит содержание остальных биогенных элементов и составляет в среднем 2,2–2,9 мг/дм³.

Результаты по концентрации жёлтого вещества C_{ys} в поверхностном слое озера за 6-летний период (2017–2022 гг.) варьировали в широком диа-

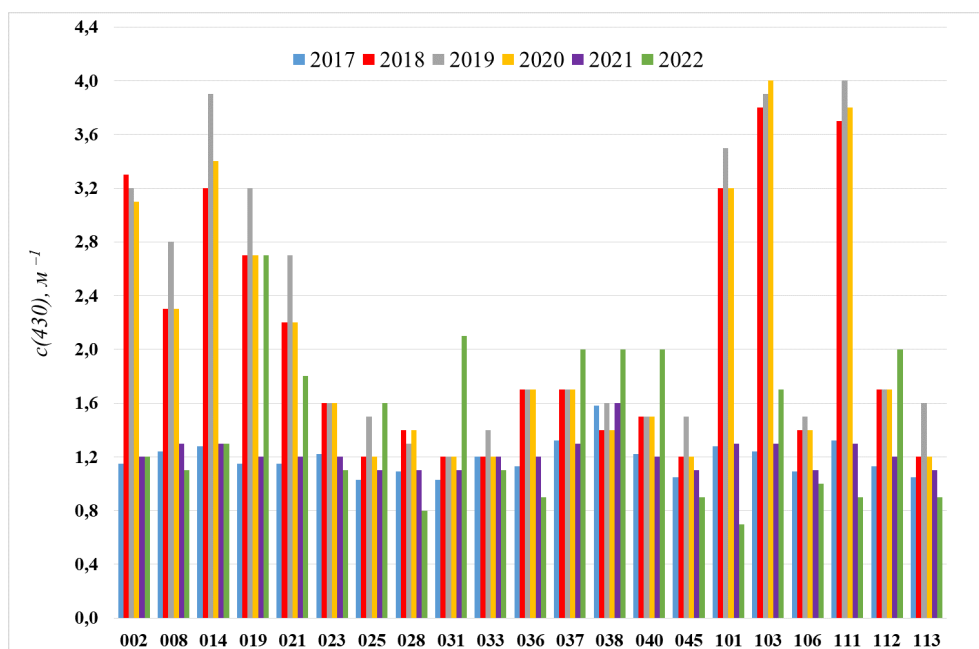


Рис.2. Многолетняя динамика показателя ослабления света на длине волн $\lambda = 430$ нм в различных точках Телецкого озера

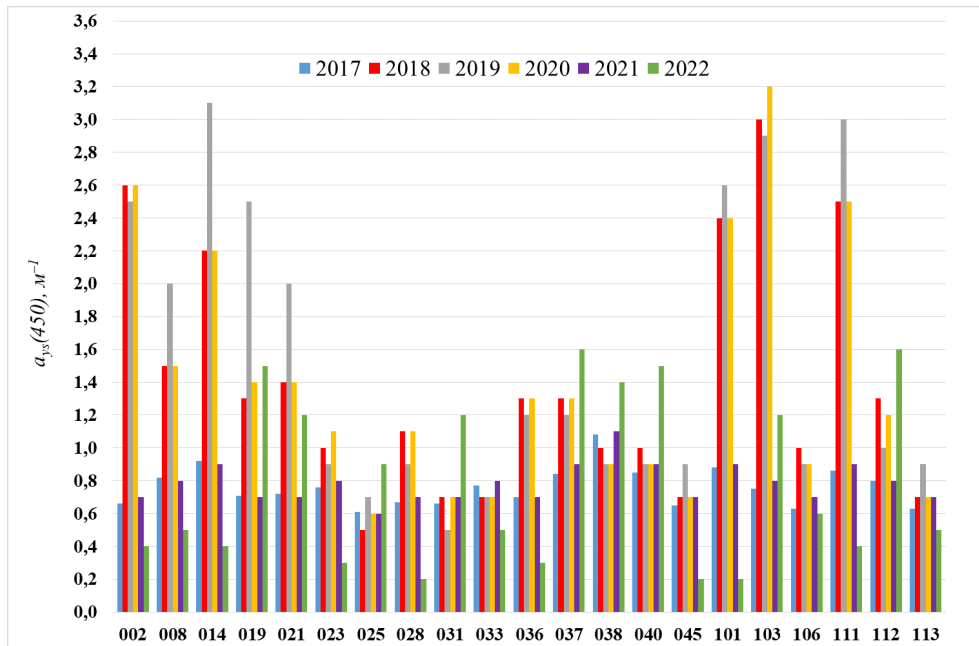


Рис.3. Многолетняя динамика показателя поглощения света жёлтым веществом на длине волны $\lambda = 450$ нм в различных точках Телецкого озера

пазоне $0,9\text{--}15,0$ г/м³ со средним значением $8,0$ г/м³ (Рис. 5). За последние два года исследований значения C_{chl-a} снизились ($0,9\text{--}7,1$ г/м³) до величин 2017 г. ($2,9\text{--}5,1$ г/м³).

В результате расчётов спектрального вклада оптически активных компонентов озёрной воды в спектральный показатель ослабления света $s(\lambda)$ для поверхностного слоя озера Телецкое в различных точках отбора проб получено, что наибольшее оптическое влияние на суммарное ослабление оказывают жёлтое вещество и взвесь.

В **2017 г.** максимальный вклад в показатель ослабления света вносит жёлтое вещество (ЖВ). Наибольший вклад ЖВ при $\lambda = 430$ нм приходится на литораль р. Камга (точка 038), где он составил 89,2%. На длине волны 550 нм вклад жёлтого вещества варьировал в пределах от 60,0% (точка 111 – литораль р. Чулышман) до 83,3% (точка 038).

Взвесь (ВВ) даёт максимальный вклад в показатель ослабления при $\lambda = 430$ нм в точке 103 (литораль р. Кыга) и составляет 17,1%. Вклад взвеси возрастает до 28,1% (точка 111) при $\lambda = 550$ нм. Чистая вода (ЧВ) вносит несущественный вклад в ослабление света при $\lambda = 430$ нм на всех точках и составляет не более 0,4%, но резко увеличивается в длинноволновой области: до 18,8% при $\lambda = 550$ нм. Вклад хлорофилла (ХЛ) при $\lambda = 430$ нм находился в диапазоне от 0,6% (точка 037 – пелагиаль р. Камга) до 11,3% (точка 036 – пелагиаль р. Камга), при $\lambda = 550$ нм – от 0,1% (точка 037) до 2,6% (точка 002 – пелагиаль р. Чулышман).

В **2018 г.** наибольший вклад ЖВ при $\lambda = 430$ нм приходится на пелагиаль рек Камга (точка 036) и Чулышман (точка 002), где он составляет 94,1 и 90,9%, соответственно. При длине волны 550 нм вклад жёлтого вещества варьирует в пределах от

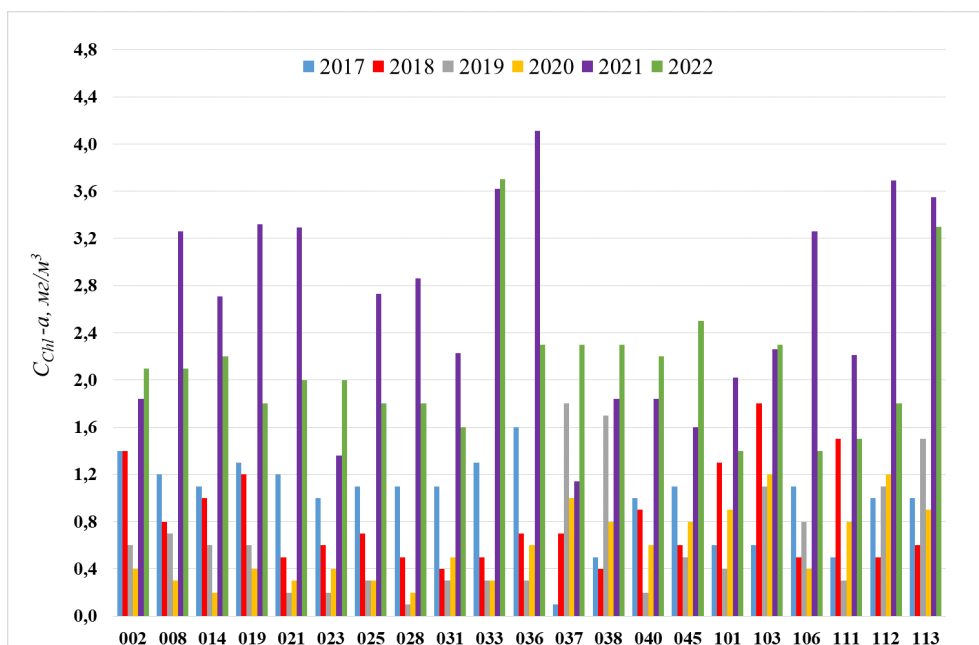


Рис.4. Многолетняя динамика концентраций хлорофилла-а в различных точках Телецкого озера

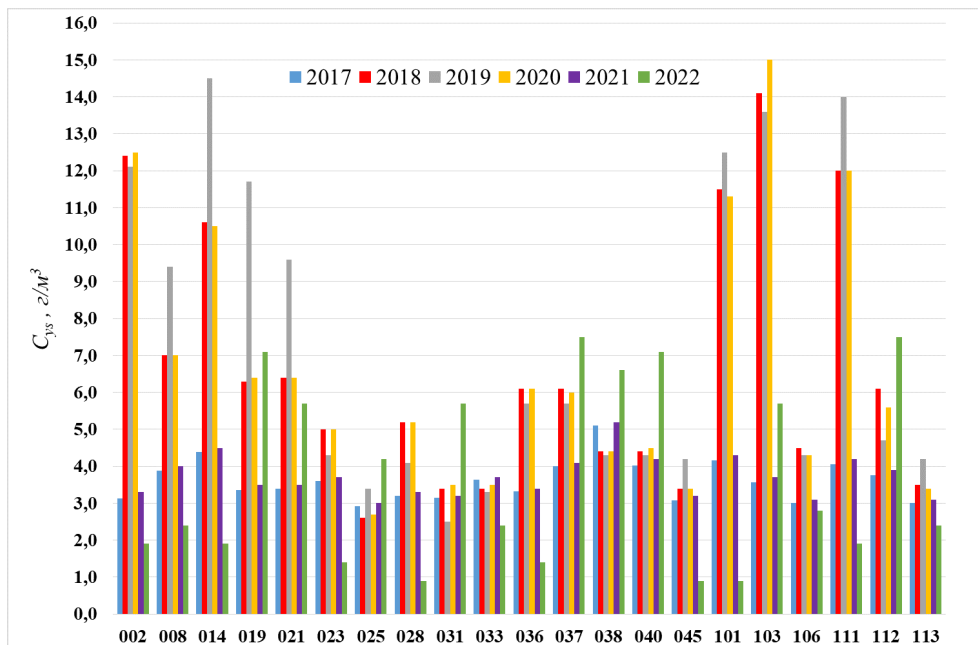


Рис.5. Многолетняя динамика концентрации жёлтого вещества в различных точках Телецкого озера

40,0% (точка 025 – пелагиаль р. Адамыш) до 91,3% (точка 103 – литораль р. Кыга). Взвесь даёт максимальный вклад в $c(\lambda)$ при $\lambda = 430$ нм в точке 119 (пелагиаль м. Сыраку) и составляет 33,4%. Вклад взвеси возрастает до 47,8% (точка 025, пелагиаль р. Адамыш) при $\lambda = 550$ нм. Чистая вода вносит несущественный вклад в $c(\lambda)$ при $\lambda = 430$ нм и составляет не более 0,4%, но этот вклад резко увеличивается в длинноволновой области – до 14,1% при $\lambda = 550$ нм. Вклад ХЛ при $\lambda = 430$ нм находился в диапазоне от 1,8% (точка 021 – пелагиаль р. Кокши) до 4,8% (точка 040 – пелагиаль п. Яйлю), при $\lambda = 550$ нм – от 0,3% (точка 021) до 1,2% (точка 040 – пелагиаль п. Яйлю).

В 2019 г. наибольший вклад ЖВ при $\lambda = 430$ нм приходится на пелагиаль рек Чулюш, Кыга и Кокши, где он составляет 87,1, 85,7 и 85,1%, соответственно. На длине волны 550 нм вклад жёлтого вещества варьирует в пределах от 50,0% (пелагиаль р. Б. Корбу и район Каменного залива, соответственно) до 95,4% (пелагиаль р. Чулюш). Взвесь даёт максимальный вклад в показатель ослабления света при $\lambda = 430$ нм в точке 025 (пелагиаль р. Адамыш) и составляет 31,5%. Вклад ВВ возрастает до 41,9% (точка 113 – пелагиаль Каменного залива) при $\lambda = 550$ нм. Чистая вода вносит несущественный вклад в ослабление света при $\lambda = 430$ нм и составляет не более 0,4%, но резко увеличивается в зелёной области спектра – до 14,1% при $\lambda = 550$ нм. Вклад хлорофилла при $\lambda = 430$ нм находился в диапазоне от 0,6 до 8,5%, при $\lambda = 550$ нм – от 0,1% до 1,8%.

В 2020 г. наибольший вклад ЖВ при $\lambda = 430$ нм приходится на пелагиальную часть рек Камга и Чулышман, где он составляет 94,1 и 93,5%, соответственно. На длине волны 550 нм вклад ЖВ варьирует в пределах от 40,0% (пелагиальная часть р. Адамыш) до 91,3% (литоральная часть р. Кыга). Взвесь даёт максимальный вклад в $c(\lambda)$ при $\lambda = 430$ нм в точке 019 (пелагиальная часть

м. Сыраку) и составляет 32,1%. Вклад ВВ возрастает до 46,4% (точка 014 – пелагиальная часть р. Чулюш) при $\lambda = 550$ нм. Чистая вода вносит несущественный вклад в ослабление света при $\lambda = 430$ нм на всех точках и составляет не более 0,1%, но резко увеличивается в зелёной области спектра – до 14,1%. Вклад хлорофилла при $\lambda = 430$ нм находился в диапазоне от 0,5 до 6,0%, при $\lambda = 550$ нм – от 0,1% до 1,4%.

В 2021 г. наибольший вклад ЖВ при $\lambda = 430$ нм приходится на пелагиальную и литоральную части реки Камга, где он составляет 85,8 и 75,0%, соответственно. При длине волны 550 нм вклад ЖВ варьирует в пределах от 29,6% (пелагиальная часть Каменного залива) до 67,0% (пелагиальная часть р. Камга). Взвесь даёт максимальный вклад в $c(\lambda)$ при $\lambda = 430$ нм в точке 103 (литоральная часть р. Кыга) и составляет 21,4%. Вклад ВВ возрастает до 43,8% (точка 113 – пелагиальная часть Каменного залива) при $\lambda = 550$ нм. Вклад хлорофилла при $\lambda = 430$ нм находился в диапазоне от 6,8 до 27,3%, при $\lambda = 550$ нм – от 1,4% до 7,8%. Чистая вода вносит несущественный вклад в ослабление света при $\lambda = 430$ нм и составляет не более 0,1%, но резко увеличивается в зелёной области спектра (при $\lambda = 550$ нм) – до 18,8%.

2022 г. наибольший вклад ЖВ при $\lambda = 430$ нм приходится на пелагиальную часть рек Камга и Саймыш, где он составляет 90,0%. При длине волны 550 нм вклад ЖВ варьирует в пределах от 33,3% (пелагиальная часть р. Камга) до 88,8% (пелагиальная часть п. Яйлю). Взвесь даёт максимальный вклад в показатель ослабления света при $\lambda = 430$ нм в точке 014 (пелагиальная часть р. Чулюш) и составляет 40,3%. Вклад ВВ возрастает до 46,1% (точка 002 – пелагиальная часть р. Чулышман) при $\lambda = 550$ нм. Чистая вода вносит несущественный вклад в ослабление света при $\lambda = 430$ нм и составляет не более 0,1%, но резко увеличивается при $\lambda = 550$ нм – до 28,2%. Вклад хлорофилла при $\lambda = 430$ нм нахо-

дился в диапазоне от 3,2 до 29,3%, при $\lambda = 550$ нм – от 0,8% до 10,5%. Молекулярное рассеяние света чистой водой в исследуемом спектральном интервале не вносит ощутимый вклад и составляет около 0,1%.

Таким образом, для вод Телецкого озера жёлтое вещество и взвесь оказались наиболее значимыми оптически активными компонентами, влияющие на суммарный показатель ослабления света.

Нужно отметить, что расчёты по спектральным вкладам основных оптически активных компонентов озёрной воды в спектральный показатель ослабления света $s(\lambda)$ для Телецкого озера за исследуемый период (2017–2022 гг.) были выполнены впервые, это подтверждает и анализ литературных данных.

Трофический статус Телецкого озера определяется лимноклиматом, характером водосборного бассейна и положением его над уровнем моря. Продолжительные периоды перемешивания водных масс и короткие периоды стратификации, поступление с горными речными притоками насыщенной кислородом воды, низкая температура воды на протяжении практически всего года, всё это способствует насыщению кислородом всей водной толщи, при этом у дна оно бывает даже выше, чем у поверхности.

В результате исследований трофический статус Телецкого озера можно охарактеризовать, в основном, как олиготрофный с элементами мезотрофии на участках впадения крупных рек.

По совокупности общих и специфических показателей, а именно, трофосапробности, минерализации и жёсткости воды, водородного показателя и наличию вредных веществ (ГОСТ, 1977), по количественным характеристикам гидробионтов (численности, биомассе и числу видов) вода Телецкого озера относится к классу «чистые воды», а по унифицированной экологической классификации поверхностных вод суши (Оксиук и др., 1993) – ещё и к разряду «очень чистые» и «вполне чистые».

4. Заключение

Таким образом, за период исследования 2017–2022 гг. Телецкого озера были собраны новые натурные данные по пространственно-временной изменчивости спектрального показателя ослабления света, спектрального показателя поглощения света жёлтым веществом, относительной прозрачности по белому диску Секки, концентраций хлорофиллов и жёлтого вещества для различных точек отбора проб. Применена модифицированная полуэмпирическая модель для описания спектрального вклада основных оптически активных компонентов природной воды в спектральный показатель ослабления света, учитывающая поглощение света терригенными и биогенными частицами. Исследования Телецкого озера летом показали отсутствие значительных изменений в многолетней динамике гидрооптических характеристик, что свидетельствует о сохранении олиготрофности экосистемы и высо-

кого качества воды Телецкого озера в условиях увеличения хозяйственной деятельности на водоёме и его водосборном бассейне. Данные результаты подтверждают возможность использования гидрооптических характеристик при исследовании крупных озёр, водохранилищ и рек для наблюдения за неоднородностью уровня загрязнения воды, качественной оценки содержания взвешенных и растворённых веществ и, следовательно, для контроля экологического состояния вод различного типа.

Благодарности

Благодарим старшего научного сотрудника лаборатории гидробиологии Е.Ю. Митрофанову и научного сотрудника гидрологии и геоинформатики К.В. Марусина за предоставленные данные измерений относительной прозрачности и отбор проб воды на озере в период исследования.

Работа выполнена в рамках государственного задания ИВЭП СО РАН (№ гос. регистрации проекта АААА-А17-117041210241-4) при содействии Программы поддержки флота.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

- Betancur-Turizo S.P., González-Silvera A.G., Santamaría-Del-Ángel E. et al. 2018. Variability in the light absorption coefficient by phytoplankton, non-algal particles and colored dissolved organic matter in the Northern Gulf of California. *Open Journal of Marine Science* 1: 20-37.
- Carlson R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 2: 361-369.
- Churilova T.Ya., Efimova T.V., Moiseeva N.A. et al. 2022. Spectral light absorption coefficient of particles and colored dissolved organic matter in the Sea of Azov. *Fundamental and Applied Hydrophysics* 15 (3): 73-83.
- Churilova T.Ya., Moiseeva N.A., Latushkin A.A. et al. 2018. Preliminary results of bio-optical investigations at Lake Baikal. *Limnology and Freshwater Biology* 1: 58-61. DOI: [10.31951/2658-3518-2018-A-1-58](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2018-A-1-58)
- Dera J. 1992. *Marine Physics*. Warszawa. Amsterdam: Elsevier.
- Environment Canada: national guidelines and standards office. 2004. Water policy and coordination directorate. Canadian guidance framework for the management of phosphorus in freshwater system. Ottawa: National guidelines and standards office water policy and coordination directorate environment Canada.
- Korosov A.A., Pozdnyakov D.V., Shuchman R. et al. 2017. Bio-optical retrieval algorithm for the optically shallow waters of Lake Michigan. I. Model description and sensitivity/robustness assessment. *Transactions of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences* 3: 79-92.
- Mobley C.D. 1994. *Light and water: radiative transfer in natural waters*. San Diego: Academic Press.
- Nyquist G. 1979. Investigation of some optical properties of sea water with special reference to lignin sulfonates and humic substances. PhD Thesis. Dept. (Analytical and Marine Chemistry) Göteborg, Sweden.

Reinart A., Paavel B., Pierson D. et al. 2004. Inherent and apparent optical properties of Lake Peipsi, Estonia. *Boreal Environment Research* 9: 429-445.

Shi L., Mao Z., Wu J. et al. 2017. Variations in spectral absorption properties of phytoplankton, non-algal particles and chromophoric dissolved organic matter in Lake Qiandaohu. *Water* 5: 352. DOI: [10.3390/w9050352](https://doi.org/10.3390/w9050352)

Slade W.H., Boss E. 2015. Spectral attenuation and backscattering as indicators of average particle size. *Applied Optics* 24: 7264-7277.

Woźniak S.B., Stramski D. 2004. Modeling the optical properties of mineral particles suspended in seawater and their influence on ocean reflectance and chlorophyll estimation from remote sensing algorithms. *Applied Optics* 17: 3489-3503.

Акулова О.Б. 2015. Разработка методов и измерительно-вычислительного комплекса для оценки экологически значимых гидрооптических характеристик пресноводных водоёмов (на примере озёр Алтайского края). Диссертация канд. техн. наук. Барнаул, Россия.

Воскресенская Е.Н., Кукушкин А.С., Михайлова Н.В. 2011. Особенности изменчивости распределений прозрачности и содержания взвешенного вещества в северо-западной части Чёрного моря в весенний период в связи с крупномасштабными 248 процессами в системе океан – атмосфера. *Метеорология и гидрология* 1: 64-77.

ГОСТ 17.1.1.04-77. 1977. Показатели состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов. Москва: Изд-во стандартов.

ГОСТ 17.1.4.02–90. 2003. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла *a*. Москва: Изд-во стандартов.

Ерлов Н.Г. 1980. Оптика моря. Ленинград: Гидрометеиздат.

Копелевич О.В., Шифрин К.С. 1981. Современные представления об оптических свойствах морской воды. Оптика океана и атмосферы. Москва: Наука.

Копелевич О.В. 1983. Малопараметрическая модель оптических свойств морской воды. Оптика океана. 1. Физическая оптика океана. (Под ред. А.С. Монины). Москва: Наука.

Корчемкина Е.Н., Латушкин А.А. 2016. Определение концентраций растворённого органического вещества и взвеси по спектральному показателю ослабления направленного света. Экологическая безопасность прибрежной и шельфовой зон моря 3: 44-48.

Кукушкин А.С. 2011. Многолетние измерения прозрачности в глубоководных и шельфовых районах Чёрного моря. Физические проблемы экологии 18: 219-231.

Левин И.М. 2014. Малопараметрические модели первичных оптических характеристик морской воды. *Фундаментальная и прикладная гидрофизика* 3: 3-22.

Маньковский В.И., Владимиров В.Л., Афонин Е.И. и др. 1996. Многолетняя изменчивость прозрачности воды в Черном море и факторы, обусловившие ее сильное снижение в конце 80-х и начале 90-х годов. Препринт. Севастополь: Морской гидрофизический институт.

Маньковский В.И., Соловьев М.В., Маньковская Е.В. 2009. Гидрооптические характеристики Черного моря. Справочник. Севастополь: МГИ НАН Украины.

Маньковский В.И. 2011. Спектральный вклад компонентов морской воды в показатель ослабления направленного света в поверхностных водах Средиземного моря. *Морской гидрофизический журнал* 5: 14-29.

Маньковский В.И. 2015. Жёлтое вещество в поверхностных водах восточной части Тропической Атлантики. *Морской гидрофизический журнал* 3: 53-61.

Матюшенко В.А., Лукин Л.Р., Хоменко Г.Д. и др. 2001. Показатель ослабления света и его связи с гидрологическими характеристиками и содержанием взвешенного вещества в водах Баренцева моря. Опыт системных океанологических исследований в Арктике. (Под ред. А.Л. Лисицына, М.Е. Виноградова, Е.А. Романкевича). Москва: Научный мир.

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

Селегей В.В., Дехандсхюттер Б., Клеркс Я. и др. 2001. Физико-географическая и геологическая характеристика Телецкого озера. Монография. Тервюрен. Бельгия: Королевский Музей Центральной Африки.

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

Суторихин И.А., Акулова О.Б., Букатый В.И. и др. 2017. Определение трофического статуса пресноводных озёр Алтайского края в период 2013-2016 гг. по гидрооптическим характеристикам. *Известия Алтайского Государственного Университета* 1 (93): 58-61. DOI: [10.14258/izvasu\(2017\)1-10](https://doi.org/10.14258/izvasu(2017)1-10)

Шерстянкин П.П. 1993. Оптические структуры и фронты океанического типа на Байкале. Афтореф. дисс. д-ра физ.-мат. наук. Москва, Россия.

Шифрин К.С. 1983. Введение в оптику океана. Ленинград: Гидрометеиздат.

Role of the invasive amphipod *Gmelinoides fasciatus* (Crustacea: Amphipoda) of littoral macrozoobenthos of the Zaonezhye area of Lake Onego

Sidorova A.I.

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

ABSTRACT. The results of research of bottom biocenoses of the Zaonezhye area (Zaonezhsky Peninsula in the northeastern part) of Lake Onego in 2023 are presented. Insignificant differences in the spatial distribution of quantitative characteristics of macrozoobenthos were revealed. Quantitative indicators such as abundance and biomass of macrozoobenthos ranged from 1.56-4,01 thousand ind/m² and 0.35-3.19 g/m², respectively. It is shown that the invasive species *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing 1899) (Crustacea: Amphipoda) has naturalized in the littoral. Amphipoda *G. fasciatus* plays a dominant role in the abundance of the bottom community in Keften-Guba and in the vicinity of Padmozero village. It was noted that the native species *Gammarus lacustris* Sars 1863 was not recorded anywhere. Quite rapid dispersal of the Baikal species *G. fasciatus* on the littoral of the reservoir suggests that in the coming years these amphipods may colonize the Lizhenskaya Guba (Bay) of the lake, where there are habitats not subject to its invasion, according to the literature.

Keywords: macrozoobenthos, *Gmelinoides fasciatus*, littoral zone, Onego Lake, invasive species

For citation: Sidorova A.I. Role of the invasive amphipod *Gmelinoides fasciatus* (Crustacea: Amphipoda) of littoral macrozoobenthos of the Zaonezhye area of Lake Onego // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - P. 1243-1252. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1243

1. Introduction

Intentional and unintentional introductions of alien species have increased dramatically worldwide over the past century. Although studies related to human activities that facilitate species exchange have increased substantially, we know little about the rate of alien species accumulation in different regions (Seebens et al., 2017). The process of invasion of alien species into aquatic ecosystems of Northwest Russia has recently been proceeding quite intensively (Kurashov et al., 2018; Barbashova et al., 2021). Amphipods are among the most active invasive species, dispersing in modern conditions outside their natural habitats, which leads to significant changes in the recipient ecosystems (Jazdzewski and Konopacka, 2002; Arbačiauskas, 2002; Berezina, 2007; Grabowski et al., 2007).

The Baikal amphipod *G. fasciatus* has been registered in Lake Onego since 2001 (Berezina and Panov, 2003). High ecological plasticity of the crustaceans, availability and feeding value for many fishes benthophages allowed using them as objects for deliberate introduction in reservoirs and lakes. In the 1960-

1970s, aquatic invertebrates, including *G. fasciatus*, were introduced to increase the fish food base (Ioffe, 1960; Bekman, 1962; Ioffe, 1968). The species has successfully taken root in 28 water bodies of the country (Zadoenko et al., 1985).

To date, materials have been published on the distribution of *G. fasciatus* on the southwestern part of the littoral of Lake Onego (Berezina and Panov, 2003), the northern part (Kukharev et al., 2008) and the littoral of Megostrov and Sosnovets islands and the eastern part of the reservoir (Sidorova and Belicheva, 2017). However, the role of the invasive species on the littoral of the Zaonezhye area (Zaonezhsky Peninsula in the northeastern part) of Lake Onego has not been previously investigated. For the first time, we obtained materials on the distribution of the species in the littoral zone in Guba Svyatukha and in the vicinity of Padmozero village.

The purpose of the study is to clarify the distribution and role of the invasive amphipod *G. fasciatus* in macrozoobenthos on the littoral of the Zaonezhye area of Lake Onego.

*Corresponding author.

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

Received: June 27, 2024; **Accepted:** October 01, 2024;

Available online: October 31, 2024

© Author(s) 2024. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



2. Materials and methods

Lake Onego is located in the European North of Russia and it is the second largest freshwater lake in Europe (Filatov, 2010). Macrozoobenthos samples were collected on the littoral of Zaonezhye synchronously at all stations on the same day, July 2, 2023 (Fig. 1). The monitoring station in Keften-Guba is represented by a sandy quiet littoral with macrophyte thickets, mainly common reed *Phragmites australis* (Cavanilles). The area of overgrowth at the station was about 10 m². The biotope of Svyatukha Bay is represented by a stony littoral with thickets of common reed. The biotope of the littoral near Padmozero village is sandy with common reed.

Samples were collected and processed in accordance with freshwater benthos collection guidelines (Vinberg and Lavrentieva, 1962). A tubular metal Panov-Pavlov sampler with a 0.07 m² capture area and 0.65 m height was used for benthos sampling (Panov and Pavlov, 1986). The cylinder was lowered to the bottom and rotationally buried 5-7 cm into the ground so that the upper edge of the cylinder was above the water surface. The volume of water confined by the cylinder was agitated and thoroughly fished with a net for several minutes. The contents of the net were periodically transferred to a container with water. Then the rocks on the bottom and plants were examined. Animals from the rocks were also transferred to the sample. Collections were made at depths of up to 0.4 m from 3 points approximately 5 meters apart. A total of 18 macrozoobenthos samples were collected at all stations.

Macrozoobenthos organisms were identified using a LOMO Mikmed-6 microscope (LOMO, Russia), according to the identifier (Alekseev and Tsalolikhin, 2016). In the laboratory, the crude weight of *G. fasciatus* individuals fixed in formalin was determined by weighing after drying on filter paper with an accuracy of 0.0001 g., using laboratory analytical scales VL-124V (GOSMETR, Russia). Statistical processing of the data was performed according to the methodological guidelines (Ivanter and Korosov, 2010).

3. Results and discussion

The results of the study showed that the macrozoobenthos of the littoral zone is quite diverse and it is represented by the main groups of benthic invertebrates. Seven groups of different taxonomic rank were identified. These groups widely distribute in the littoral zone of Lake Onego as in most water bodies of the North-West (Table 1). The most common and abundant groups were Amphipoda (100% occurrence), Chironomidae (100% occurrence), Oligochaeta (100% occurrence) and Ceratopogonidae (100% occurrence). Ephemeroptera (33% occurrence) and Hydracarina (33% occurrence) were rarely observed. Bivalvia molluscs were found in more than half of the samples (67% occurrence).

The amphipod *G. fasciatus* was firstly observed in Keften-Guba of Lake Onego in 2006-2009 (Savosin, 2010). The native amphipod *Gammarus lacustris* Sars was not found by us in the studied habitats. The invasive amphipod *G. fasciatus* in Lake Onego is currently a mass species in the littoral of the lake on rocky and thicket biocenoses. In the present only coastal areas in Lizhenskaya Guba are not subject to its invasion (Kukharev et al., 2008). In addition, according to our results, only in one habitat around Cape Chazhnavolok the native amphipod *Gammarus lacustris* Sars 1863 and *G. fasciatus* occurred simultaneously. In this benthic biocenosis, the biomass of the native species is 38%, while *G. fasciatus* is 19% from the total biomass (Sidorova, in press).

According to Berezina (2004), when an invasive alien species enters new conditions where there is no natural limitation of its dispersal and where there are no predators, parasites and competitors, an ideal situation for population (or biomass) growth is created. At the first, it happens imperceptibly and slowly, and then it becomes rapid, which can lead to a population explosion. In the absence of constraints from environmental conditions, such growth can continue for an indefinite period of time. As a rule, limitation is occurred by one or another environmental factor or factors occurs at

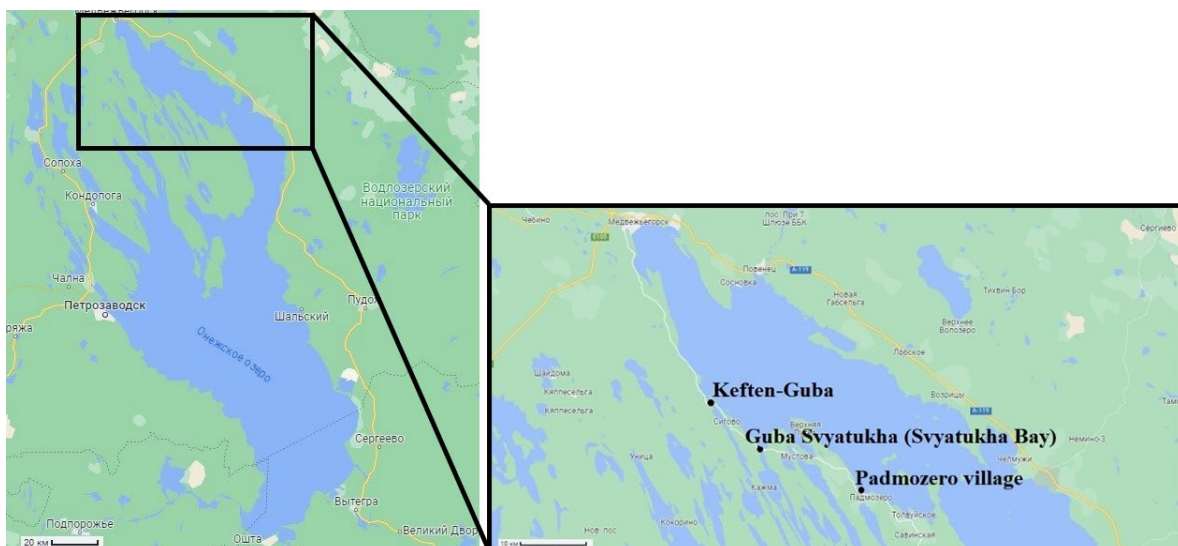


Fig.1. Location map of macrozoobenthos sampling stations on the littoral of Lake Onego in 2023.

Table 1. Taxonomic structure and average quantitative characteristics of macrozoobenthos communities on the littoral of Lake Onego in 2023.

Station	Numbers, thousand ind/m ²								
	N total	Amph.	Olig.	Chir.	Biv.	Hydrac.	Cerat.	Eph.	n
Keften-Guba	3.27	1.76	1.10	0.25	0.08	0.01	0.01	0.04	6
Guba Svyatukha	1.56	0.04	1.09	0.38	-	-	0.04	-	6
Padmozero village	4.01	1.84	1.02	0.50	0.03	-	0.62	-	6
	Biomass, g/m ²								
	B total	Amph.	Olig.	Chir.	Biv.	Hydrac.	Cerat.	Eph.	n
Keften-Guba	1.34	0.82	0.36	0.03	0.08	0.03	0.01	0.01	6
Guba Svyatukha	0.35	0.02	0.27	0.04	-	-	0.02	-	6
Padmozero village	3.19	1.77	0.67	0.23	0.01	-	0.51	-	6
f, %		100	100	100	67	33	100	33	

Note: n – number of samples; N total - total abundance, thousand ind/m²; B total - total biomass, g/m²; f - frequency of occurrence, %; Amph – Amphipoda; Olig. – Oligochaeta; Chir.- Chironomidae L.; Biv.- Bivalvia; Hydrac. – Hydracarina; Cerat. – Ceratopogonidae; Eph.- Ephemeroptera.

a certain stage in the build-up of a particular species' abundance. This leads to a slowdown in the growth of abundance (or biomass), which reaches an upper limit and then remains at about the same level. This type of population expansion into new habitats is typical of most amphipod species. According to Ryabinkin and Polyakova (2008), the characteristics of *G. fasciatus* are a short life cycle, high fecundity and a high ecological plasticity, which allowed the species to disperse rapidly throughout the water body and to participate in the ecosystem processes of material and energy transformation in Lake Onego.

According to our data, the abundance of macrozoobenthos in Keften-Guba and around Padmozero village was similar, at 3,27 and 4,01 ind/m² respectively. In Guba Svyatukha the total benthos abundance was 2 times lower. Total biomass of bottom organisms was highest near ty of Padmozero village (3.19 g/m²), mainly due to the contribution of Amphipoda.

In terms of abundance in Keften-Guba and near Padmozero village, amphipods were dominates in bottom cenosis (from 46 to 54% of the total abundance) (Fig. 2). Oligochaetes accounted for a significant proportion of abundance (25-34%). Other groups accounted for less than 16% of total abundance.

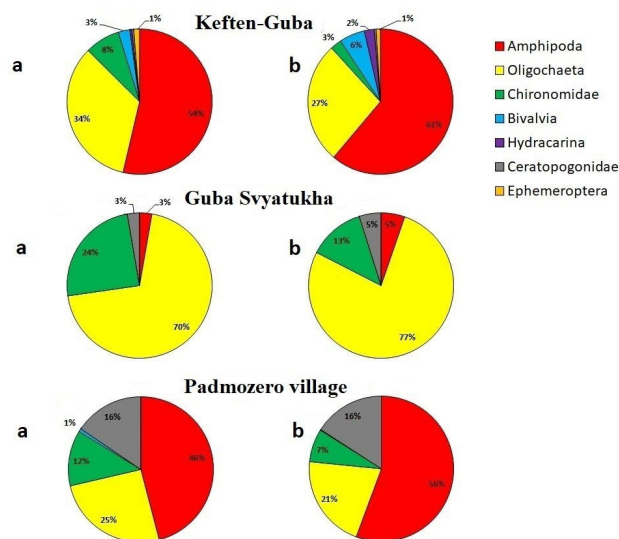
In Guba Svyatukha, oligochaetes reliably dominate (70% of total abundance), with other groups contributing insignificantly.

In the littoral zone of all studied habitats, amphipods are represented by only one species - the invasive *G. fasciatus*. The native species *G. lacustris*, which previously inhabited the littoral zone of Lake Onego, was not recorded anywhere.

In terms of biomass, *G. fasciatus* dominates in Keften-Guba and Padmozero village 61 and 56 %, respectively (Fig. 2). The rate of oligochaetes is also significant (21-27% of the total biomass). The remaining groups each contribute less than 16%. In Guba Svyatukha, oligochaetes are the dominant species in terms of biomass, representing 77% of the total biomass, while amphipods account for only 5% of the total biomass of bottom organisms.

Our results prove that *G. fasciatus* is widely distributed on the littoral in the Zaonezhye region. Furthermore, materials from the year 2012 indicate that baikalian amphipoda was recorded in the southern part of the reservoir near Voznesenye village (Fig. 3). Observations in the year 2014 showed that *G. fasciatus* was registered on the littoral of Sosnovets and Megostrov islands, where the amphipod plays a key role in terms of abundance. In addition, for the first time, the amphipoda was found in the eastern part of the lake (Cape Besov Nos, Andoma) (Sidorova and Belicheva, 2017). Previously, *G. fasciatus* was identified along the shoreline of Kizhi Island in 2012 (Baryshev et al., 2016). We have shown that in the year 2014 the share of invasive species in benthic abundance exceeded 50%. (Sidorova, in press).

In 2022, we conducted a detailed study of the littoral in the northern part of the water body. For the first time, an invasive species was registered in the littoral zone of Orov-guba in Povenets Bay, where no studies had been conducted before.

**Fig.2.** The ratio of macrozoobenthos groups by abundance (a) and biomass (b) at stations of Lake Onego in July 2023.

We have shown that *G. fasciatus* plays a significant role in abundance of the benthic community in almost all studied habitats of the reservoir. On the littoral of Povenets Bay up to the locks of the White Sea-Baltic Canal, the share of amphipods in the community abundance is more than 58%. To the north along the course of the White Sea-Baltic Canal between locks 2 and 3, the crustaceans were completely absent (Sidorova, in press). Future attention should be given to this phenomenon, namely, to the study of the possibility of the species to be included in the benthic biocenoses to the north between the canal locks and the littoral of Lakes Volozero, Matkozero, Telekino, Vygozero, Palokorgskoye and Matkozhnenskoye water bodies and the White Sea.

In addition, a detailed study of the littoral zone of the Lizhemsкая and Unitskaya Bays of Lake Onego is necessary in order to obtain up-to-date data on the distribution of the invasive species *G. fasciatus* and the habitat of the native species *G. lacustris*.

4. Conclusions

The 2023 surveys showed insignificant differences in the spatial distribution of quantitative characteristics of macrozoobenthos, which are related to the diversity of littoral habitats. Macrozoobenthos abundance and biomass varied within the range of 1,56-4,01 ind/m² and 0.35-3.19 g/m².

For the first time, the invasive species *G. fasciatus* was registered in the northeastern part of the reservoir on the littoral of Guba Svyatukha and in the vicinity of Padmozero village, where no studies have been conducted before. We have shown that *G. fasciatus* plays a dominant role in terms of communities abundance in two studied stations of the reservoir (in Keften-Guba and Padmozero village). In addition, the native species *G. lacustris* was not registered anywhere. Thus, the results of our study prove that the invasive species has successfully naturalized in the recipient water body - Lake Onego. The range map for this species has been refined to reflect its current distribution in the northeastern part of Lake Onego. It is shown that *G. fasciatus* is included in communities and becomes a frequently occurring and dominant species. Quite rapid dispersal of the Baikal species *G. fasciatus* on the littoral of the reservoir suggests that in the coming years these amphipods may colonize the Lizhemsкая Guba of the lake, where there are habitats not subject to its invasion, according to literature data (Kukharev et al., 2008; Polyakova, 2008).

Acknowledgements

The study was financially supported by the state assignment of the Northern Water Problems Institute of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences.

Conflict of interests

The authors declare that there is no conflict of interest.

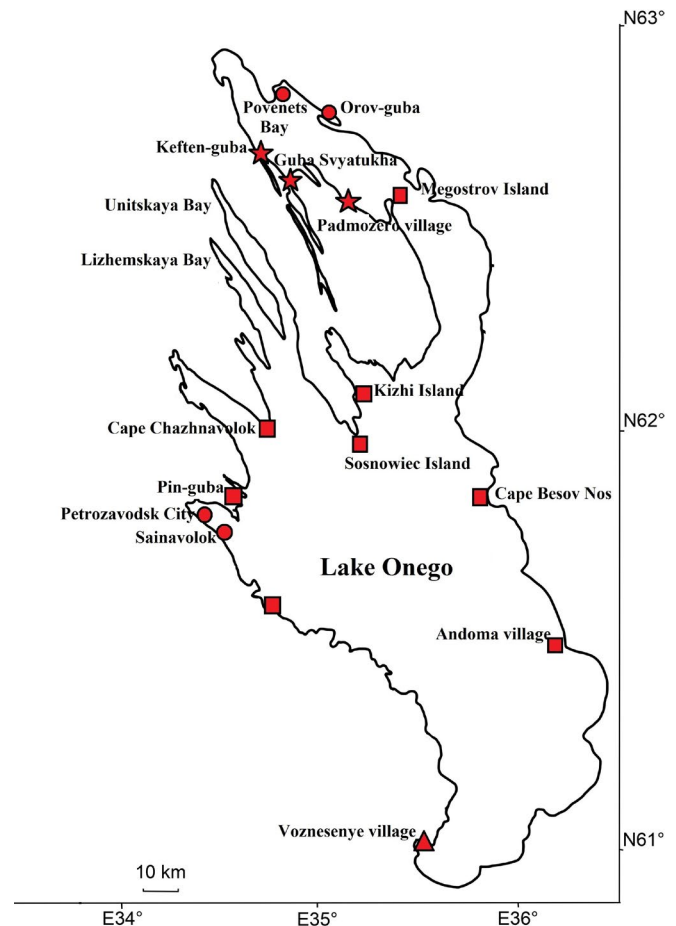


Fig.3. Map of identification of the amphipod *G. fasciatus* in Lake Onego. Star – data from 2023. Triangle – data from 2012 (Sidorova, in press). Square – data from 2014 (Sidorova and Belicheva, 2017). Circle – data from 2022 (Sidorova, in press).

References

- Alekseev V.A., Tsalolikhin S.Ya. 2016. Determinator of zooplankton and zoobenthos of fresh waters of European Russia. Vol. 2. Zoobenthos. Moscow- Saint-Petersburg: Scientific Publishing Association KMK. (in Russian)
- Arbačiauskas K. 2002. Ponto-Caspian amphipods and mysids in the inland waters of Lithuania: history of introduction, current distribution and relations with native malacostracans. In: Leppäkoski E., Gollasch S., Olenin S. (Eds.), *Invasive Aquatic Species of Europe – Distribution, Impacts and Management*. Dordrecht, pp. 104–115.
- Barbashova M.A., Trifonova M.S., Kurashov E.A. 2021. Features of the spatial distribution of invasive amphipod species in the littoral of Lake Ladoga. *Russian Journal of Biological Invasions* 12 (2): 136–147. DOI: [10.1134/S207511172102003X](https://doi.org/10.1134/S207511172102003X)
- Baryshev I.A., Dyadichko V.G., Savosin E.S. 2016. Aquatic macroinvertebrates of the littoral, marshy shore and puddles of Kizhi Island. *Proceedings of the Kivach State Nature Reserve*. 7. Petrozavodsk, pp. 85-88. (in Russian)
- Bekman M.Yu. 1962. Ecology and production of *Micruropus possolsii* Sow and *Gmelinoides fasciatus* Stebb. *Proceedings of the Limnological Institute of the Siberian Branch of the USSR Academy of Sciences* 2(1) (in Russian)
- Berezina N.A., Panov V.E. 2003. The introduction of the Baikal amphipod *Gmelinoides fasciatus* (Amphipoda, Crustacea) into Lake Onego. *Zoologicheskij zhurnal [Zoological Journal]* 82(6): 731-734. (in Russian)

- Berezina N.A. 2004. Causes, features and consequences of the spread of alien species of amphipods in aquatic ecosystems of Europe. In the book *Biological invasions in aquatic and terrestrial ecosystems*. Moscow: Partnership of scientific publications KMK, pp. 254-268. (in Russian)
- Berezina N.A. 2007. Invasions of alien amphipods (Amphipoda: Gammaridae) in aquatic ecosystems of North-Western Russia: pathways and consequences. *Hydrobiologia* 590: 15-19.
- Filatov N.N. 2010. Onego Lake. Atlas. Petrozavodsk: Karelian Scientific Center of RAS. (in Russian)
- Grabowski M., Jazdzewski K., Konopacka A. 2007. Alien Crustacea in Polish waters – Amphipoda. *Aquatic Invasions* 2(1): 25-38.
- Ioffe Ts.I. 1960. Methods of transportation of freshwater invertebrates. Methods of transportation of aquatic invertebrates and fish larvae for the purpose of their acclimatization. Moscow, pp. 25-34. (in Russian)
- Ioffe Ts.I. 1968. Review of works performed on acclimatization of forage invertebrates for fish in reservoirs. *Proceedings of State Research Institute of Lake and River Fisheries* 67: 7-29. (in Russian)
- Ivanter E.V., Korosov A.V. 2010. *Elementary biometrics*. Petrozavodsk. (in Russian)
- Jazdzewski K., Konopacka A. 2002. Invasive Ponto-Caspian species in Waters of the Vistula and Oder basins and the southern Baltic Sea. In: Leppäkoski E., Olenin S., Golasch S. (Eds.) *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management* Dordrecht, Boston, London, pp. 384–398.
- Kukharev V.I., Polyakova T.N., Ryabinkin A.V. 2008. Distribution of the Baikal amphipod *Gmelinoides fasciatus* (Amphipoda, Crustacea) in Lake Onego. *Zoological Journal* 87 (10): 1270-1273. (in Russian)
- Kurashov E.A., Barbashova M.A., Dudakova D.S. et al. 2018. Ecosystem of Lake Ladoga: current state and trends of its changes at the end of XX - beginning of XXI century. *Biosphere* 10 (2): pp. 65–121. DOI: [10.24855/BIOSFERA.V10I2.439](https://doi.org/10.24855/BIOSFERA.V10I2.439) (in Russian)
- Panov V.E., Pavlov A.M. 1986. Methodology for quantitative counting of aquatic invertebrates in reed and reed beds. *Journal of Hydrobiology* 22 (6): 87-88. (in Russian)
- Polyakova T.N. 2008. “Biological” pollution of aquatic ecosystems. Aquatic environment: an integrated approach to study, protection and utilization. Petrozavodsk: 26-31. (in Russian)
- Ryabinkin A.V., Polyakova T.N. 2008. Macrozoobenthos of the lake and its role in fish nutrition. In the book *Bioresources of Lake Onega*. Petrozavodsk: Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences: 67-91. (in Russian)
- Savosin E.S. 2010. Macrozoobenthos and its dynamics during commercial trout farming in Karelia. Abstract of the dissertation. Cand.Sc. (Biology) Petrozavodsk. (in Russian)
- Seebens H., Blackburn T.M., Dyer E.E. et al. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*. 8(1): 14435. DOI: [10.1038/ncomms14435](https://doi.org/10.1038/ncomms14435)
- Sidorova A., Belicheva L. 2017. Distribution and population structure of the invasive amphipod *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing) in Lake Onego. *Environment. Technology. Resources, Rezekne, Latvia Proceedings of the 11th International Scientific and Practical Conference*. I: 259-264.
- Vinberg G.G., Lavrentieva G.M. 1962. Methodical recommendations on collection and processing of materials for hydrobiological studies in freshwater reservoirs. Zoobenthos and its production. Leningrad, GosNIORX Publ. (in Russian)
- Zadoenko I.N., Leys O.A., Grigoriev V.F. 1985. Results and prospects of acclimatization of Baikal gammarids in the USSR reservoirs. Results and prospects of acclimatization of fodder invertebrates in fishery reservoirs. *State Research Institute of Lake and River Fisheries*, 232. Leningrad, pp. 3-34. (in Russian)

Роль инвазионной амфиподы *Gmelinoides fasciatus* (Crustacea: Amphipoda) в макрозообентосе литорали района Заонежье Онежского озера

Сидорова А.И.

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

АННОТАЦИЯ. Представлены результаты исследований донных биоценозов района Заонежья (Заонежский полуостров в северо-восточной части) Онежского озера в 2023 г. Выявлены незначительные различия в пространственном распределении количественных характеристик макрозообентоса. Численность и биомасса макрозообентоса, варьировали в пределах 1,56–4,01 тыс. экз./м² и 0,35–3,19 г/м², соответственно. Показано, что инвазионный вид *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing 1899) (Crustacea: Amphipoda) натурализовался на литорали в данном районе. Амфипода *G. fasciatus* играет доминирующую роль по численности в донном сообществе в Кефтьень-губе и в районе д. Падмозеро. Отмечено, что аборигенный вид *Gammarus lacustris* Sars 1863 нигде не был зарегистрирован. Довольно быстрое расселение байкальского вида *G. fasciatus* на литорали водоема дает основание предполагать, что в ближайшие годы эти амфиподы могут колонизировать Лижемскую губу озера, где находятся местообитания не подверженные, по литературным данным, его нашествию.

Ключевые слова: макрозообентос, *Gmelinoides fasciatus*, литоральная зона, Онежское озеро, инвазионный вид

Для цитирования: Сидорова А.И. Роль инвазионной амфиподы *Gmelinoides fasciatus* (Crustacea: Amphipoda) в макрозообентосе литорали района Заонежье Онежского озера // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - С. 1243-1252. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1243

1. Введение

За последние сто лет во всем мире резко возросло число случаев преднамеренной и непреднамеренной интродукции чужеродных видов. Несмотря на то, что существенно активизировались исследования, посвященные деятельности человека, которые способствуют обмену видами, мы мало знаем о темпах динамики накопления чужеродных видов в разных регионах (Seebens et al., 2017). Процесс проникновения чужеродных видов в водные экосистемы Северо-Запада России в последнее время протекает довольно интенсивно (Курашов и др., 2018; Barbashova et al., 2021). Амфиподы – одни из самых активных видов-вселенцев, расселяющихся в современных условиях за пределы своих естественных ареалов, что приводит к существенным изменениям в экосистемах-реципиентах (Jazdzewski and Kopraczka, 2002; Arbačiauskas, 2002; Berezina, 2007; Grabowski et al., 2007).

Байкальская амфипода *G. fasciatus* регистрируется в Онежском озере с 2001 года (Березина и Панов, 2003). Высокая экологическая пластичность рачков, доступность и кормовая ценность для многих рыб-бентофагов позволили использовать их в качестве объектов для преднамеренной интродукции в водохранилищах и озерах. В 1960-1970-х гг. проводили интродукцию водных беспозвоночных, в том числе и *G. fasciatus*, с целью увеличения кормовой базы рыб (Иоффе, 1960; Бекман, 1962; Иоффе, 1968). Вид успешно прижился в 28 водоемах страны (Задоевко и др., 1985).

На данный момент опубликованы материалы по распространению *G. fasciatus* на юго-западной части литорали Онежского озера (Березина и Панов, 2003), северной части (Кухарев и др., 2008) и литорали островов Мегостров, Сосновец и восточной части водоема (Sidorova and Belicheva, 2017). Однако, ранее не было проведено исследований роли инвазионного вида на литорали района Заонежья

*Автор для переписки.

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

Поступила: 27 июня 2024; **Принята:** 01 октября 2024;

Опубликована online: 31 октября 2024

© Автор(ы) 2024. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



(Заонежский полуостров в северо-восточной части) Онежского озера. Впервые, нами получены материалы о распространении вида в литоральной зоне в губе Святуха и в районе д. Падмозеро.

Целью исследования является уточнение распространения и роли инвазионной амфиподы *G. fasciatus* в макрозообентосе на литорали района Заонежья Онежского озера.

2. Материалы и методы исследования

Онежское озеро расположено в зоне Европейского севера России и является вторым по величине пресноводным озером Европы (Филатов, 2010). На литорали Заонежья синхронно на всех станциях в один день 2 июля 2023 года были отобраны пробы макрозообентоса (Рис. 1). Мониторинговая станция в Кефтьень-губе представлена песчаной затишной литоралью с зарослями макрофитов, главным образом, тростника обыкновенного *Phragmites australis* (Cavanilles). Площадь зарастания на станции составила около 10 м². В губе Святуха каменистый биотоп с зарослями тростника обыкновенного. На литорали Онежского озера в районе д. Падмозеро биотоп песчаный также с тростником обыкновенным.

Отбор и обработку проб осуществляли в соответствии с руководствами по сбору пресноводного бентоса (Винберг и Лаврентьева, 1984). Для отбора проб бентоса использовали трубчатый металлический пробоотборник Панова-Павлова площадью захвата 0,07 м² и высотой 0,65 м (Панов и Павлов, 1986). Цилиндр опускали на дно и вращательными движениями заглубляли в грунт на 5 - 7 см таким образом, чтобы верхний край цилиндра находился над поверхностью воды. Ограниченный цилиндром объём воды взмучивали, и тщательно, в течение нескольких минут, облавливали сачком. При этом содержимое сачка периодически переносили в емкость с водой. Затем осматривали камни, находящиеся на дне и растения. Животных с камнями также переносили в пробу. Сборы проводили на глубине до 0,4 м из 3 точек, находящихся друг от друга на

расстоянии примерно 5 метров. Всего было собрано на трех станциях в сумме 18 проб макрозообентоса, а именно, на каждой станции 6 проб.

Идентификация организмов макрозообентоса производилась с помощью микроскопа ЛОМО Микмед-6 (ЛОМО, Россия), в соответствии с определителем (Алексеев и Цалолихин, 2016). В лаборатории сырую массу фиксированных в формалине особей *G. fasciatus* определяли путем взвешивания после сушки на фильтровальной бумаге с точностью 0,0001 г., используя лабораторные аналитические весы ВЛ-124В (ГОСМЕТР, Россия). Статистическую обработку данных выполняли согласно методическим указаниям (Ивантер и Коросов, 2010).

3. Результаты и обсуждение

Результаты исследования показали, что макрозообентос литоральной зоны озера достаточно разнообразен и представлен основными группами донных беспозвоночных. В составе идентифицировано 7 групп различного таксономического ранга, основу которых составляют группы, широко распространенные как в литоральной зоне озера в целом, так и в большинстве водоемов Северо-Запада России (Таблица 1). Наиболее распространенными и многочисленными группами в течение периода исследования являлись амфиподы (100% встречаемости), личинки хирономид Chironomidae (100% встречаемости), малощетинковые черви Oligochaeta (100% встречаемости) и личинки амфибиотических насекомых – моркецов Ceratopogonidae (100% встречаемости). Редко отмечены личинки поденок Ephemeroptera (33% встречаемости) и водяные клещи Hydracarina (33% встречаемости). В более половины проб были обнаружены двустворчатые моллюски Bivalvia (67% встречаемости).

По литературным данным, в Кефтьень-губе Онежского озера в 2006-2009 гг. впервые отмечен бокоплав *G. fasciatus* (Савосин, 2010). Аборигенный бокоплав *Gammarus lacustris* Sars не был нами обнаружен на изученных местообитаниях. Массовым видом на литорали озера на каменистых и заросле-

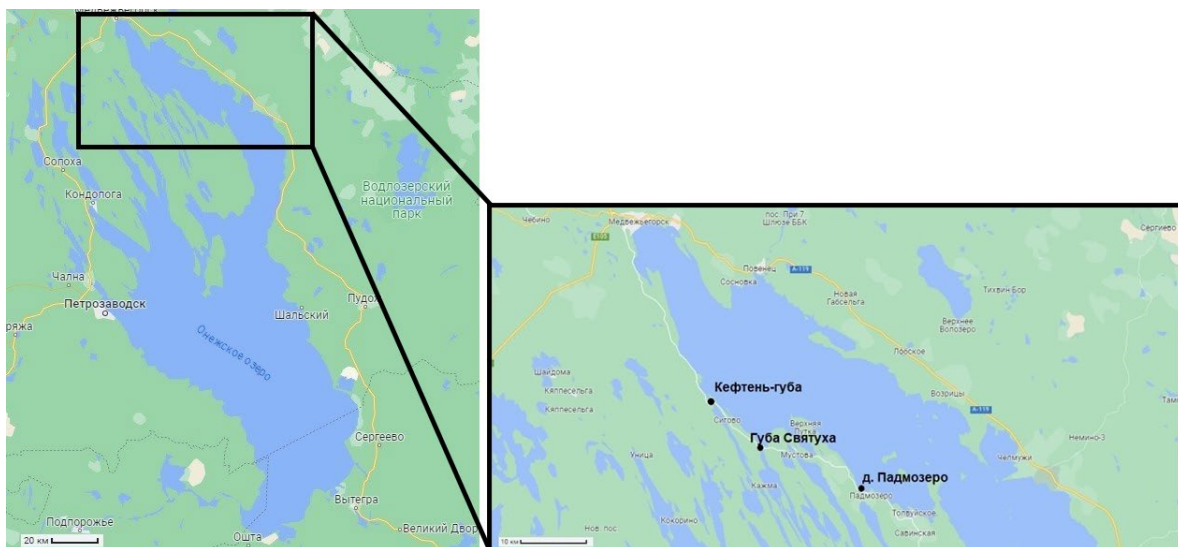


Рис.1. Карта расположения станций отбора проб макрозообентоса на литорали Онежского озера в 2023 г.

Таблица 1. Таксономическая структура и средние количественные характеристики сообществ макрозообентоса на литорали Онежского озера в 2023 г.

Станция	Численность, тыс.экз./м ²								
	N общ.	Amph.	Olig.	Chir.	Biv.	Hydrac.	Cerat.	Eph.	n
Кефтьень-губа	3,27	1,76	1,10	0,25	0,08	0,01	0,01	0,04	6
Губа Святуха	1,56	0,04	1,09	0,38	-	-	0,04	-	6
д. Падмозеро	4,01	1,84	1,02	0,50	0,03	-	0,62	-	6
	Биомасса, г/м ²								
	В общ.	Amph.	Olig.	Chir.	Biv.	Hydrac.	Cerat.	Eph.	n
Кефтьень-губа	1,34	0,82	0,36	0,03	0,08	0,03	0,01	0,01	6
Губа Святуха	0,35	0,02	0,27	0,04	-	-	0,02	-	6
д. Падмозеро	3,19	1,77	0,67	0,23	0,01	-	0,51	-	6
f, %		100	100	100	67	33	100	33	

Примечание: n – число проб; N общ. – численность общая, тыс.экз./м²; В общ. – биомасса общая, г/м²; f – частота встречаемости, %; Amph – Amphipoda; Olig. – Oligochaeta; Chir.- Chironomidae L.; Biv.- Bivalvia; Hydrac. – Hydracarina; Cerat. – Ceratopogonidae; Eph.- Ephemeroptera.

вых биоценозах в настоящее время является инвазионный бокоплав *G. fasciatus* в Онежском озере. Лишь прибрежные участки в Лижемской губе не подвержены его нашествию (Кухарев и др., 2008). Кроме того, по нашим результатам, лишь в одном местообитании в районе мыса Чажнаволок одновременно обитают аборигенный вид *Gammarus lacustris* Sars 1863 и инвазионный вид *G. fasciatus*. В донном биоценозе биомасса аборигенного вида выше (38%), чем доля по биомассе вселенца *G.fasciatus* (19%) (Сидорова, в печати).

По данным Н. А. Березиной (2004), при попадании вида вселенца в новые для него условия, где отсутствует естественное ограничение его расселения и нет хищников, паразитов и конкуренции, создается идеальная ситуация для роста численности (или биомассы). Сначала это происходит незаметно и медленно, затем становится быстрым, что может привести к популяционному взрыву. При отсутствии ограничений со стороны условий среды такой рост может продолжаться неограниченно долго. Как правило, в природе на определенном этапе наращивания численности видом возникает лимитирование теми или иными факторами среды. Это приводит к замедлению роста численности (или биомассы), достижению верхнего предела и дальнейшему поддержанию этих показателей примерно на одном уровне. Для большинства видов амфипод характерен именно такой вид наращивания численности в новых местообитаниях. По данным А.В. Рябинкина и Т.Н. Поляковой (2008) отличительные особенности *G. fasciatus* – короткий жизненный цикл, высокая плодовитость, широкая экологическая пластичность – позволили ему быстро расселиться по водоему и включиться в экосистемные процессы трансформации вещества и энергии Онежского озера.

По нашим данным, в Кефтьень-губе и в районе д. Падмозеро численность макрозообентоса была примерно одинаковой, и составила 3,27-4,01 тыс. экз./м², соответственно. В губе Святуха общая численность бентоса была ниже в 2 раза. Общая биомасса донных организмов была максимальной в

районе д. Падмозеро (3,19 г/м²), в основном за счет вклада Amphipoda.

По численности в Кефтьень-губе и у д. Падмозеро в донных ценозах преобладают группа бокоплавов Amphipoda (от 46 до 54% от общей численности) (Рис. 2). Существенную долю по численности составляют малощетинковые черви (25-34%, соответственно). Другие группы составляли менее 16% от общей численности.

В губе Святуха достоверно доминируют по численности олигохеты (70% от общей численности), вклад прочих групп незначительный.

По биомассе в Кефтьень-губе и в районе д. Падмозеро доминирует байкальская амфипода *G. fasciatus* 61 % и 56%, соответственно (См. Рис. 2). Также значительная доля малощетинковых червей дают вклад менее 16% каждая. В губе Святуха по биомассе достоверно доминируют олигохеты (77% от общей биомассы), амфиподы здесь составляют лишь 5 % от общей биомассы донных организмов.

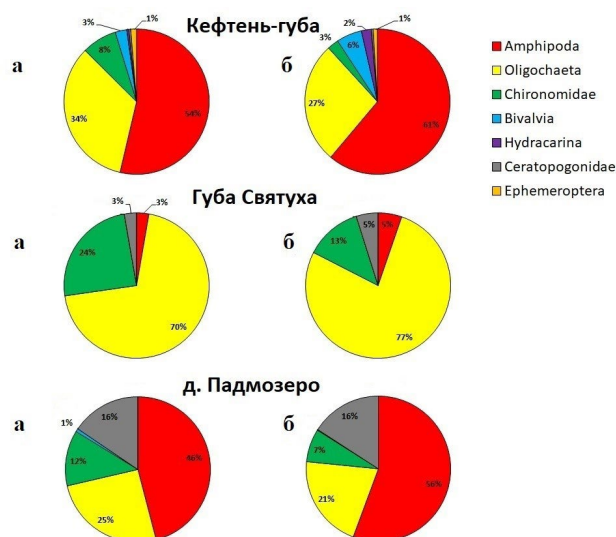


Рис.2. Соотношение групп макрозообентоса по численности (а) и биомассе (б) на станциях Онежского озера в июле 2023 г.

Полученные нами результаты доказывают, что *G. fasciatus* широко распространился по литорали водоема в районе Заонежья. Кроме того, материалы 2012 года указывают, что байкальская амфипода отмечена в южной части водоема в районе п. Вознесенье (Рис. 3). Наблюдения 2014 года показали, что *G. fasciatus* зарегистрирован на литорали островов Сосновец и Мегостров, здесь бокоплав играет ключевую роль по численности. Также, впервые, амфипода обнаружена в восточной части озера (Мыс Бесов нос, Андома) (Sidorova and Belicheva, 2017). Ранее *G. fasciatus* был отмечен на литорали острова Кижы в 2012 г. (Барышев и др., 2016). Нами показано, что в 2014 году доля инвазионного вида в численности бентоса составляет более 50% (Сидорова, в печати).

В 2022 году нами проведено детальное исследование литорали в северной части водоема. Впервые, инвазионный вид зарегистрирован в литоральной зоне Оров-губы Повенецкого залива, где ранее исследования не проводились.

Нами показано, что *G. fasciatus* играет существенную роль по численности донного сообщества практически во всех изученных местообитаниях водоема. На литорали Повенецкого залива до шлюзов Беломоро-Балтийского канала доля амфиподы в численности сообщества составляет более 58%. Севернее по ходу Беломоро-Балтийского канала между 2 и 3 шлюзами, рачки полностью отсутствовали (Сидорова, в печати). Этому явлению следует уделить внимание в будущем, а именно, изучению возможности вида включаться в донные биоценозы севернее между шлюзами канала и литорали оз. Волозеро, оз. Маткозеро, оз. Телекино, оз. Выгозеро, Палокоргское вдхр. и Маткожненское вдхр. и Белое море.

Кроме того, необходимо детальное изучение литоральной зоны Лижемской и Уницкой губ Онежского озера для цели получения современных данных о распространении инвазионного вида *G. fasciatus* и обитания аборигенного вида *G. lacustris*.

4. Выводы

Исследования 2023 г. показали незначительные различия в пространственном распределении количественных характеристик макрозообентоса, которые связаны с разнообразием литоральных местообитаний. Численность и биомасса макрозообентоса варьировали в пределах 1,56–4,01 тыс. экз./м² и 0,35–3,19 г/м².

Впервые, в северо-восточной части водоема на литорали губы Святуха и в районе д. Падмозеро, где ранее не проводились исследования, зарегистрирован инвазионный вид *G. fasciatus*. Нами показано, что *G. fasciatus* играет доминирующую роль по численности в сообществах на двух изученных станциях водоема (в Кефтень-губе и д. Падмозеро). Кроме того, аборигенный вид *G. lacustris* нигде не был зарегистрирован. Таким образом, результаты нашего исследования доказывают, что инвазионный вид успешно натурализовался в водоеме-реципи-



Рис.3. Карта обнаружения амфиподы *G. fasciatus* в Онежском озере. Звезда – данные 2023 г. Треугольник – данные 2012 г. (Сидорова, в печати). Квадрат – данные 2014 г. (Sidorova and Belicheva, 2017). Круг – данные 2022 г. (Сидорова, в печати).

енте – Онежском озере. Для данного вида уточнена карта ареала, которая отражает современное распространение в районе Заонежья Онежского озера. Показано, что *G. fasciatus* включается в сообщества и становится часто встречающимся и доминирующим видом. Довольно быстрое расселение байкальского вида *G. fasciatus* на литорали водоема дает основание предполагать, что в ближайшие годы эти амфиподы могут колонизировать Лижемскую губу озера, где находятся местообитания не подверженные, по литературным данным, его нашествию (Кухарев и др., 2008; Полякова, 2008).

Благодарности

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

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

- Arbačiauskas K. 2002. Ponto-Caspian amphipods and mysids in the inland waters of Lithuania: history of introduction, current distribution and relations with native malacostracans. In: Leppäkoski E., Gollasch S., Olenin S. (Eds.). *Invasive Aquatic Species of Europe – Distribution, Impacts and Management*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers: 104–115.
- Barbashova M.A., Trifonova M.S., Kurashov E.A. 2021. Features of the spatial distribution of invasive amphipod species in the littoral of Lake Ladoga. *Russian Journal of Biological Invasions* 12 (2): 136–147. DOI: [10.1134/S207511172102003X](https://doi.org/10.1134/S207511172102003X)
- Berezina N.A. 2007. Invasions of alien amphipods (Amphipoda: Gammaridae) in aquatic ecosystems of North-Western Russia: pathways and consequences. *Hydrobiologia* 590: 15–19.
- Grabowski M., Jazdzewski K., Konopacka A. 2007. Alien Crustacea in Polish waters – Amphipoda. *Aquatic Invasions* 2 (1): 25–38.
- Jazdzewski K., Konopacka A. 2002. Invasive Ponto-Caspian species in Waters of the Vistula and Oder basins and the southern Baltic Sea. In: Leppäkoski E., Olenin S., Gollasch S. (Eds.). *Invasive Aquatic Species of Europe. Distribution, Impacts and Management* Dordrecht, Boston, London: Kluwer Academic Publishers: pp. 384–398.
- Seebens H., Blackburn T.M., Dyer E.E. et al. 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8(1): 14435. DOI: [10.1038/ncomms14435](https://doi.org/10.1038/ncomms14435)
- Sidorova A., Belicheva L. 2017. Distribution and population structure of the invasive amphipod *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing) in Lake Onego. *Environment. Technology. Resources, Rezekne, Latvia Proceedings of the 11th International Scientific and Practical Conference I*: 259–264.
- Алексеев В.А., Цалолихин С.Я. 2016. Определитель зоопланктона и зообентоса пресных вод Европейской России. Т.2. зообентос. Москва– Санкт-Петербург: Товарищество научных изданий КМК.
- Барышев И.А., Дядичко В.Г., Савосин Е.С. 2016. Водные макробеспозвоночные литорали, заболоченного берега и луж острова Киви. Труды Государственного природного заповедника «Кивач». 7. Петрозаводск: С. 85 – 88.
- Бекман М.Ю. 1962. Экология и продукция *Micrurus possolsii* Sow и *Gmelinoides fasciatus* Stebb. Труды Лимнологического института Сибирского отделения АН СССР 2(1): 141–155.
- Березина Н.А., Панов В.Е. 2003. Вселение байкальской амфиподы *Gmelinoides fasciatus* (Amphipoda, Crustacea) в Онежское озеро. *Зоологический журнал*. 82(6): 731–734.
- Березина Н.А. 2004. Причины, особенности и последствия распространения чужеродных видов амфипод в водных экосистемах Европы. В: Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. М.: Товарищество научных изданий КМК: С. 254–268.
- Винберг Г.Г., Лаврентьева Г.М. 1984. Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях на пресноводных водоемах. Зообентос и его продукция. Ленинград: ГосНИОРХ.
- Задоев И.Н., Лейс О.А., Григорьев В.Ф. 1985. Результаты и перспективы акклиматизации байкальских гаммарид в водоемах СССР. Итоги и перспективы акклиматизации кормовых беспозвоночных в рыбохозяйственных водоемах. Л.: Гос. НИИ озер. Реч.рыб.хоз-ва, 232: 3–34.
- Ивантер Э.В., Коросов А.В. 2010. Элементарная биометрия. Петрозаводск.
- Иоффе Ц.И. 1960. Способы перевозки пресноводных беспозвоночных. Методы перевозки водных беспозвоночных и личинок рыб в целях их акклиматизации. Москва, С. 25–34.
- Иоффе Ц.И. 1968. Обзор выполненных работ по акклиматизации кормовых беспозвоночных для рыб в водохранилищах. *Изв. ГосНИОРХ* 67: 7–29.
- Курашов Е.А., Барбашова М.А., Дудакова Д.С. и др. 2018. Экосистема Ладожского озера: современное состояние и тенденции ее изменения в конце XX – начале XXI в. *Биосфера* 10(2): 65–121. DOI: [10.24855/BIOSFERA.V10I2.439](https://doi.org/10.24855/BIOSFERA.V10I2.439)
- Кухарев В.И., Полякова Т.Н., Рябинкин А.В. 2008. Распространение байкальской амфиподы *Gmelinoides fasciatus* (Amphipoda, Crustacea) в Онежском озере. *Зоологический журнал* 87(10): 1270–1273.
- Панов В.Е., Павлов А.М. 1986. Методика количественного учета водных беспозвоночных в зарослях камыша и тростника. *Гидробиологический журнал* 22(6): 87–88.
- Полякова Т.Н. 2008. «Биологическое» загрязнение водных экосистем. В: Водная среда: комплексный подход к изучению, охране и использованию. Петрозаводск, С. 26–31.
- Рябинкин А.В., Полякова Т.Н. 2008. Макрозообентос озера и его роль в питании рыб. В кн. Биоресурсы Онежского озера. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН: 67–91.
- Савосин Е.С. 2010. Макрозообентос и его динамика при выращивании товарной форели в Карелии. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата биологических наук. Петрозаводск.
- Филатов Н.Н. 2010. Онежское озеро. Атлас, Петрозаводск: Карельский научный центр РАН.

Spectral properties of the horizontal irradiance vertical distribution in Lake Teletskoye in August 2023: processing methodology and regional features

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

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

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

ABSTRACT. The sunlight spectral composition, penetrating to different depths in the upper water layer, on the one hand, depends on the optically active components contained in the water, on the other hand, it is important for the functioning of phytoplankton, and therefore plays an important role in the functioning of the aquatic ecosystem in general. When studying the spectral composition of light at different depths, a new instrument was used, made on a modern elemental basis. Analysis of the obtained spectra of the vertical attenuation coefficient made it possible to identify regional features of the penetration of natural sunlight characteristic of Lake Teletskoye.

Keywords: Lake Teletskoye, water optical properties, horizontal irradiance spectrum, PAR and horizontal irradiance profiles, light absorption coefficient, regional features

For citation: Suslin V.V., Kudinov O.B., Korchemkina E.N., Latushkin A.A., Sutorikhin I.A., Kirillov V.V., Martynov O.V. Spectral properties of the horizontal irradiance vertical distribution in Lake Teletskoye in August 2023: processing methodology and regional features // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - P. 1253-1266. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1253

1. Introduction

Sunlight penetrating into the water column is weakened by absorption and scattering by optically active substances (phytoplankton pigments, dissolved organic matter, suspended particles of various origins). The spectral variability of the optical properties of these components determines the resulting spectrum of underwater irradiance at different depths. The vertical distribution of irradiance is important for the phytoplankton functioning and, therefore, for the aquatic ecosystem as a whole. Estimation of the vertical distribution of underwater irradiance and the vertical attenuation coefficient of irradiance is required to model the photosynthesis processes of a specific reservoir. This is especially important for bounded water bodies, such as lakes, which are sensitive to both climate change and anthropogenic influence (Akulova et al., 2017; Aslamov et al., 2020; Churilova et al., 2020; Suslin et al., 2020).

In August 2023, comprehensive hydrooptical studies were performed on Lake Teletskoye, which included measurements of underwater irradiance spectra and the reflectance coefficient of the water column. Lake Teletskoye is located in the north-eastern

part of the Altai Republic (Fig. 1a). It has an elongated shape and consists of two parts: a meridional part with a length of 50 km and a latitudinal (northern) one with a length of 28 km. Lake Teletskoye is a flowing lake, with more than 150 permanent rivers and temporary streams flowing into it, the largest of which is the Chulyshman River, which provides up to 70% of the total water inflow, and the Biya River flows out (Selegey et al., 2001).

Previous optical measurements on Lake Teletskoye were presented by spectra of underwater irradiance and light attenuation coefficient (Sutorikhin et al., 2020; Akulova et al., 2022). The aim of this work was to calculate the spectrum of the vertical light attenuation coefficient using spectral measurements of the horizontal irradiance profile, estimate the spectral slope of the total light absorption coefficient in the shortwave part of the spectrum and identify regional features characteristic of Lake Teletskoye. As an additional task, based on synchronous measurements of the photosynthetically active radiation (PAR) profile and the horizontal irradiance spectrum, to develop a method for constructing the attenuation profile of the horizontal irradiance spectrum in physical units.

*Corresponding author.

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

Received: June 17, 2024; **Accepted:** October 02, 2024;

Available online: October 31, 2024

© Author(s) 2024. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



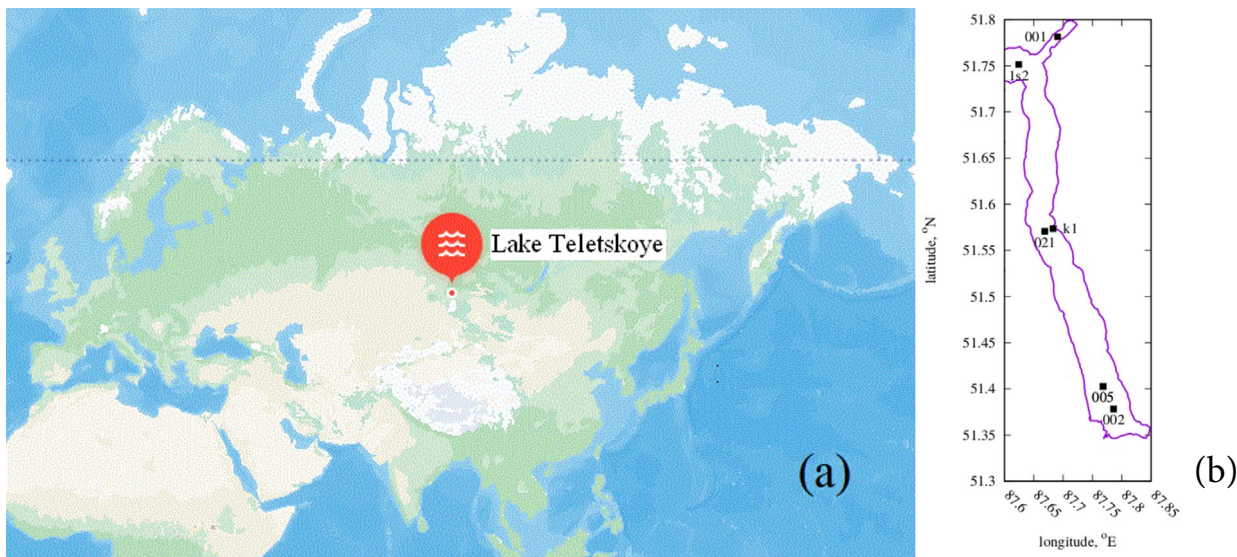


Fig.1. Geographical location of (a) Lake Teletskoye and (b) stations at which measurements of the spectral irradiance profile were carried out in August 2023.

2. Materials and methods

The stations positions at which synchronous spectral measurements of the horizontal irradiance profile and the PAR profile were carried out are shown in Fig. 1b. The figure shows that the measurements cover the northern, central and southern parts of the lake, including its estuary areas. Thus, we have representative coverage of all major areas of the lake.

To study the light spectra at different depths, a new instrument made on a modern elemental basis was used (Latushkin and Kudinov, 2019). The instrument performed synchronous measurements of irradiance profiles in seven spectral bands with central wave-

lengths of 380, 443, 490, 510, 555, 590 and 620 nm. The bandwidth in the first spectral band is 30 nm, in all others – 10 nm. An example of measuring horizontal irradiance profiles in all seven spectral bands at the station 002 is shown in Fig. 2.

To solve one of the listed problems, measurements of the PAR profile were used with the “CONDOR” instrument (Lee, 2012; Hydrobiophysical multiparametric submersible autonomous complex “CONDOR”. URL: <https://dent-s.narod.ru/kondor.html>), which were carried out synchronously with the measurement of horizontal irradiance. An example of measurements a PAR profile at station 002 by “CONDOR” instrument is shown in Fig. 3.

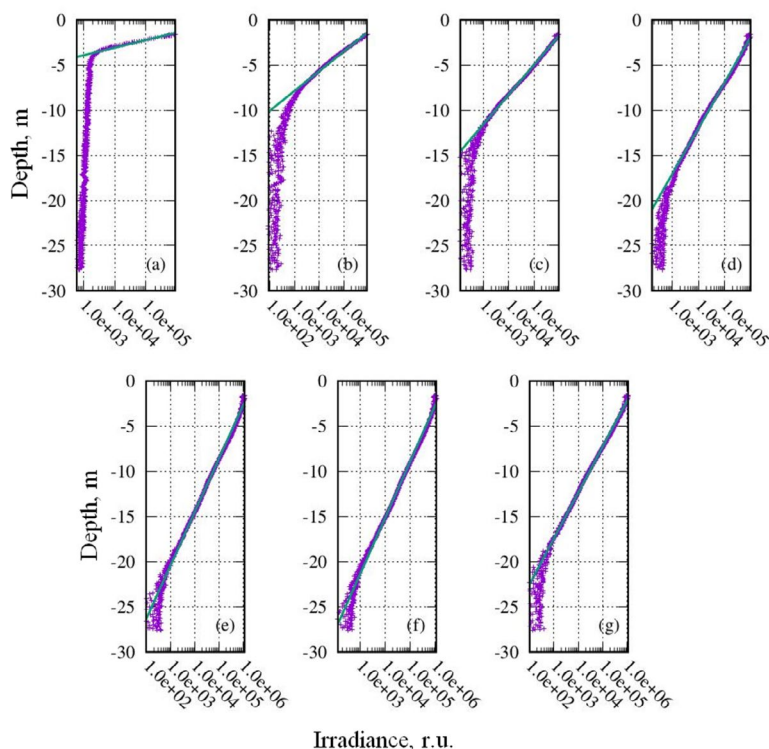


Fig.2. Example of measuring horizontal irradiance profiles at the station 002 in seven bands with a central wavelength: 380 nm (a), 443 nm (b), 490 nm (c), 510 nm (d), 555 nm (e), 590 nm (f) and 620 nm (g). Straight line is the result of approximation by Equation 4 for the corresponding band.

Let us describe a method for determining the integral value of photosynthetically active radiation immediately below the water surface using direct measurements of the $PAR(z)$ profile, where z is the depth. From the definition of vertical attenuation coefficient (K_d) it follows that $PAR(z) = PAR \cdot \exp(-K_d \cdot z)$. After taking logarithms, the solution is reduced to finding the constants a and b in the linear equation (1):

$$y = a + b \cdot z, \quad (1)$$

where $a = \ln(PAR(0^-))$ and $b = -K_d$.

K_d was considered independent of z and was determined from $PAR(z)$ measurements for an area just below the surface ($z > 2-3$ m) to avoid the influence of the ship's shadow. The measurements were carried out over several minutes to minimize errors associated with variable illumination of the water surface, such as cloudiness. Having determined the coefficient a , we find the photosynthetically active radiation immediately below the water surface $PAR(0^-)$. In Fig. 3 the blue dot shows an example calculation for station 002.

The method for calibrating horizontal irradiance measurement bands using synchronous measurements of the $PAR(z)$ profile consists of three stages. For both instruments, we assumed that the following conditions were met: linearity of the scales and stability of the measuring scales during the expedition cycle.

2.1. Stage 1

We have initial telemetry measurements $O^T(\lambda_i, z)$, where λ_i is the central wavelength of the spectral band in nm, i is the number of the band from 1 to 7, z is the horizon depth in meters. Let's find the average value for each band for depths greater than 30 m $\langle O^T(\lambda_i, z > 30m) \rangle$ – dark signal. Note that $\langle O^T(\lambda_i, z > 30m) \rangle$ was determined for depths almost twice as large as the photosynthesis layer, i.e., at the lower boundary of which the radiance incident on the water surface in the range from 400 to 700 nm was attenuated 100 times

$$\langle O^T(\lambda_i, z > 30m) \rangle = \frac{1}{N} \cdot \sum_{z=30}^{z=z_{max}} O^T(\lambda_i, z), \quad (2)$$

where z is the measurement depth, starting from 30m; z_{max} – maximum measurement depth for the corresponding station; N – number of measurements from 30m to z_{max} .

To test the hypothesis of the stability of the “dark” telemetric signal of horizontal irradiance for seven bands, measurements were used at the station 002 and 021. The time difference between measure-

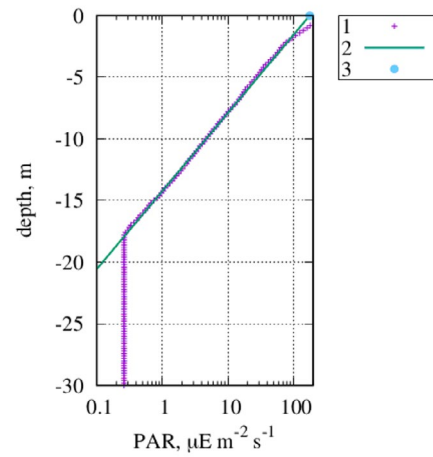


Fig.3. An example of measuring the PAR profile with the “CONDOR” instrument at station 002

- 1 – symbol “+”;
- 2 – result of approximation of variation with depth by equation (1);
- 3 – $PAR(0^-)$ value, as a result of interpolation of equation (1) at 0 when $z \rightarrow 0$.

ments at these stations was 2 days. The results are presented in Fig. 4 and Table 1. Table 1 shows the average value of $\langle O^T(\lambda_i, z > 30m) \rangle$, their standard deviation (SD) and the number of measurements N . From Fig. 4 it is clear that the calibrations are stable.

2.2. Stage 2

The calculation of the signal taking into account the dark current $O^u(\lambda_i, z)$ is performed according to the expression:

$$O^u(\lambda_i, z) = O^T(\lambda_i, z) - \langle O^T(\lambda_i, z > 30m) \rangle \quad (3)$$

where $\langle O^T(\lambda_i, z > 30m) \rangle$ – dark current values (see Table 1). Calculation of $a(\lambda_i)$ and $b(\lambda_i)$ was carried out for each station and for each of the seven bands according to the formula:

$$\ln(O^u(\lambda_i, z)) = b(\lambda_i) \cdot z + a(\lambda_i), \quad (4)$$

where the horizontal irradiance in the band with a central wavelength λ_i immediately below the water surface was as $O^u(\lambda_i, 0^-) = \lim_{z \rightarrow 0^+} (O^u(\lambda_i, z))$ or $a(\lambda_i) = \ln(O^u(\lambda_i, 0^-))$, and the vertical light attenuation coefficient in the corresponding band λ_i as $K_d(\lambda_i, 0^-) = -b(\lambda_i)$. The results of calculations of coefficients $a(\lambda_i)$ and $b(\lambda_i)$ according to equation (4) for all seven stations are summarized in Table 2.

Table 1. Statistical characteristics of the “dark” telemetric signal of horizontal irradiance for seven bands at the station 002 and 021

Station number	$\langle O^T(\lambda_i, z > 30m) \rangle \pm SD$							N
	380 nm	443 nm	490 nm	510 nm	555 nm	590 nm	620 nm	
002	16462 ± 91	12855 ± 90	12625 ± 112	15373 ± 99	19883 ± 88	14937 ± 101	14600 ± 95	333
021	16281 ± 90	12751 ± 79	12469 ± 98	15393 ± 96	19714 ± 103	14770 ± 98	14438 ± 97	88

2.3. Stage 3

The conversion of $O^p(\lambda_i, 0^-)$ into physical units of radiation was carried out using the expression:

$$O^p(\lambda_i, 0^-) = PAR(0^-) \cdot w_i, \quad (5)$$

where $w_i = \frac{1}{\Delta\lambda_i} \cdot \int_{\lambda_i - \Delta\lambda_i/2}^{\lambda_i + \Delta\lambda_i/2} w(\lambda) d\lambda$ is the fraction of photons in the corresponding spectral interval (Suslin et al., 2020), associated with the characteristics of the band $\lambda_i \pm \Delta\lambda_i/2$ (Lee, 2012); $PAR(0^-)$ – is found from measurements of the PAR profile using the “CONDOR” instrument. It is obvious that the form of $w(\lambda)$ depends on the altitude of the Sun and cloud conditions. In our case, the choice of the functional dependence of $w(\lambda)$ was taken from the work (Bartlett et al., 1998).

Then the conversion factor of telemetry into physical quantities is calculated using the formula

$$p(\lambda_i) = \frac{O^p(\lambda_i, 0^-)}{O^u(\lambda_i, 0^-)}. \quad (6)$$

Since we assumed that PAR is the integral of the number of photons lying in the spectral range from 400 to 700 nm, the band with a central wavelength of 380 nm was excluded from the calculation. The results of calculating $p(\lambda_i)$ are presented in Table 3.

3. Results and discussion

Figure 5 shows the K_d spectra and their difference from the average spectrum $\langle K_d \rangle$ for all seven stations (Table 2) after processing according to the method (equations (2) – (4)).

The minimum values of K_d in the band with a central wavelength of 590 nm, together with its high values in the spectrum short-wavelength region, indicate the dominance of absorption, primarily by the colored component of dissolved organic matter.

To identify the geographical features of K_d , consider Fig. 5b. Values of the difference $K_d - \langle K_d \rangle$ above average in the spectrum short-wave region are observed

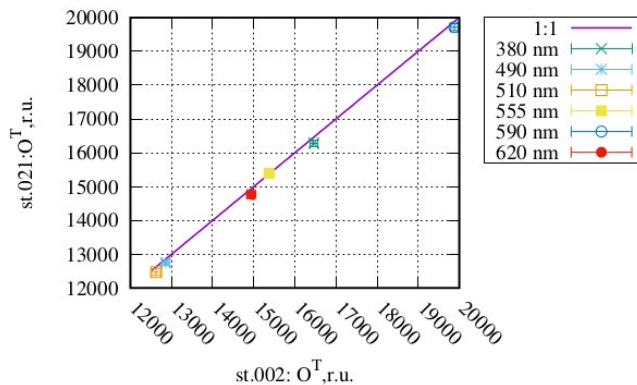


Fig.4. Test for the stability of calibrations during the expedition in seven bands using the example of station 002 and 021, separated by two days.

in the south of the lake (stations 002, 005 and 005*); minimum values – in the lake north of (stations 001 and 1s2); intermediate values in the center (st. k1 and 021). Thus, in the upper layer of the lake there is a tendency for water absorption to decrease from south to north (mainly related to the concentration of dissolved organic matter, since we are talking about a band with a central wavelength of 380 nm).

Let us note one more feature – the difference in K_d values in the band with a central wavelength of 443 nm at stations 001 and 1s2, located in the northern part of the lake. For station 001, located in Kamga Bay, this difference is significantly greater than at station. 1s2. This difference in K_d may be associated with additional absorption by phytoplankton, the concentration of which is significantly higher in the bay. However, this assumption requires additional verification.

The conclusion drawn from the analysis of Fig. 5a about the high value of the absorption coefficient by the upper layer of water in Lake Teletskoye is in good agreement with the results of measurements of the water reflectance spectra (R_g) made by E.N.

Table 2. Results of calculations of coefficients $a(\lambda_i)$ and $b(\lambda_i)$ according to equation (4) for seven stations

Station	$a(\lambda_i)/b(\lambda_i)$						
	380	443	490	510	555	590	620
1 001	17.64 -2.733	15.17 -1.049	15.03 -0.705	14.67 -0.455	14.90 -0.393	14.80 -0.368	14.80 -0.453
2 002	19.15 -3.191	14.83 -1.116	14.23 -0.681	14.15 -0.483	14.32 -0.421	14.08 -0.400	14.00 -0.498
3 005	19.99 -3.491	16.27 -1.304	15.74 -0.815	15.32 -0.498	15.53 -0.465	15.29 -0.435	15.31 -0.559
4 005*	20.44 -3.211	16.48 -1.210	15.49 -0.703	14.99 -0.439	15.13 -0.386	14.99 -0.356	15.01 -0.458
5 021	17.90 -3.145	13.83 -1.023	13.42 -0.635	13.19 -0.438	13.29 -0.389	12.93 -0.361	12.96 -0.434
6 k1	19.87 -3.006	16.04 -0.966	15.95 -0.670	15.69 -0.473	15.80 -0.417	15.71 -0.398	15.79 -0.481
7 1s2	18.12 -2.789	15.01 -0.786	16.24 -0.655	16.38 -0.478	16.70 -0.431	16.38 -0.405	15.87 -0.451

* station 005 was performed with a time difference of 1 hour (3 – 13:00; 4 – 14:00 local time).

Table 3. The result of calculating $p(\lambda_i)$ in bands with a central wavelength λ_i and $O^p(\lambda_p, 0)$ for station k1

λ_p , nm	443	490	510	555	590	620
$p(\lambda_p)$	1.424e-06	1.967e-06	2.751e-06	2.731e-06	3.149e-06	2.978e-06
$O^p(\lambda_p, 0)$	1.321e+01	1.664e+01	1.786e+01	1.985e+01	2.098e+01	2.140e+01

Korchemkina during this expedition (Sutorikhin et al., 2020). A reference to the description of the instrument and method for the water column R_{rs} measuring is given in work (Shybanov et al., 2023). It is known that the absorption coefficient by dissolved organic matter in the Black Sea is significantly higher compared to the waters of the open ocean (Suetin et al., 2002; Kopelevich et al., 2004). Figure 6 shows examples of R_{rs} spectra of the water column in the Black Sea in April 2021 and in Lake Teletskoye at station 002 and 021 in August 2023. Note that the measurements in the Black Sea were carried out in the absence of coccolithophorid blooms. It is clearly seen that the value of the R_{rs} of the water column at a wavelength of 400 nm in Lake Teletskoye is more than three times less than in the Black Sea, despite the fact that in the long-wave region of the spectrum (more than 600 nm) the R_{rs} of the water column in the lake is greater than in the sea. On the one hand, this confirms the conclusion that the light absorption coefficient in the short-wave part of the spectrum in the lake is significantly higher than in the Black Sea. On the other hand, it is obvious that the light backscattering coefficient by suspended particles is significantly higher in the lake than in the sea. This is especially noticeable for station 002, located in the south at the confluence of the river Chulyshman, which carries a significant amount of suspended matter.

The obtained data on $K_d(\lambda)$ (Table 2) can be used to assess the spectral dependence S_{CDOM} of dissolved organic matter coefficient (a_{CDOM}), assuming that it makes the main contribution to the total absorption (atot) in the short-wavelength region of the spectrum ($\lambda \in 350 - 450$ nm), i.e. $a_{CDOM} \gg a_w, a_{ph}, a_{tot} \gg b_b$, and additionally $a_{tot} \gg b_b$, where a_w and a_{ph} are the light absorption coefficients by pure water and phytoplankton, b_b is the total light backscattering coefficient by water, then:

$$K_d(\lambda) \approx const \cdot (a_w(\lambda) + b_b(\lambda)) \approx const \cdot (a_w(\lambda) + a_{ph}(\lambda) + a_{CDOM}(\lambda) + b_b(\lambda)) \approx const \cdot a_{CDOM}(\lambda). \quad (7)$$

Taking into account that the functional relationship a_{CDOM} from λ has the form (Kopelevich, 1983):

$$a_{CDOM}(\lambda) = a_{CDOM}(\lambda_0) \cdot \exp(-S_{CDOM} \cdot (\lambda - \lambda_0)), \quad (8)$$

and, having made elementary transformations of equation (7), taking into account equation (8) for two bands with a central wavelength $\lambda = 380$ nm and $\lambda_0 = 443$ nm, respectively, we obtain the expression for S_{CDOM} :

$$S_{CDOM} = \frac{1}{\lambda - \lambda_0} \cdot \ln \left(\frac{K_d(\lambda_0)}{K_d(\lambda)} \right). \quad (9)$$

The calculation results are presented in Table 4.

Presented in Table 4 results coincided with studies of the primary hydrooptical characteristics of Lake Teletskoye carried out a year earlier at the same time (Moiseeva et al., 2023), during which they directly measured the spectral variation of the colored component of dissolved organic matter for a similar stations grid and which showed that the variability of S_{CDOM} lies in the range of 0.017 – 0.019 nm⁻¹ in the wavelength range 350 - 500 nm.

Figure 7 shows an example of recovering the spectrum of horizontal irradiance in physical units, obtained using the method described above (equations (2) – (6)) from measurements at k1 station. The behavior of the irradiance spectrum with depth (a sharp fall in the short-wavelength region of the spectrum) indicates a high content of dissolved organic matter in the Lake Teletskoye waters (Fig. 7). Features in the short-wave region of the horizontal irradiance spectrum and its maximum, starting from 5 m depth and below, correspond to a wavelength of 590 nm, also coincides with the results obtained a year earlier by employees of the Institute of Biology of the Southern Seas of RAS (Churilova et al., 2023).

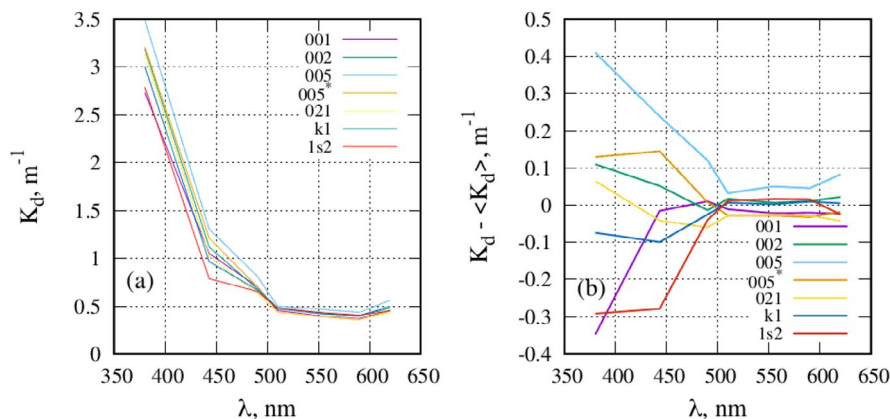


Fig.5. Spectra of the vertical light attenuation coefficient K_d (a) and their deviations from the average ($K_d - \langle K_d \rangle$), (b) for the sample (Table 2).

Table 4. Results of calculations of the spectral absorption slope of SCDM inanimate organic matter in Lake Teletskoye using equation (9)

λ/λ_0 nm	Station number							$\langle S_{CDOM} \rangle \pm SD$ nm^{-1}
	001	002	005	005	021	k1	1s2	
380/443	0.015	0.017	0.016	0.015	0.018	0.018	0.021	0.017 ± 0.002

4. Conclusions

The spectrum of the vertical light attenuation coefficient in seven bands has been restored, the anomalies of which describe regional features in the upper layer of water and are consistent with direct measurements of the water column spectral reflectance coefficient.

It has been demonstrated that in the case of synchronous measurements of the PAR profile and horizontal irradiance, it is possible to obtain irradiance in physical units at any horizon in the photosynthesis layer.

The obtained values for the spectral absorption coefficient by colored dissolved organic matter and the maximum wavelength of the spectrum of underwater irradiation in the photosynthesis layer coincided with the previously obtained results by employees of the Institute of Biology of the Southern Seas of RAS.

Acknowledgements

The work was carried out within the frameworks of government assignments: for MHI RAS № FNNN-2024-0012, and for 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 IWEP SB RAS".

Conflict of interest

The authors declare no competing interest.

References

- Akulova O.B., Bukaty V.I., Sutorikhin I.A. 2017. The influence of natural water components on the spectra of light attenuation coefficient (using the example of reservoirs in the Altai Territory). *Optika Atmosfery i Okeana [Atmospheric and Oceanic Optics]* 30 (5): 414–419. DOI: [10.15372/AOO20170509](https://doi.org/10.15372/AOO20170509) (in Russian)
- Akulova O.B., Bukaty V.I., Wagner A.A. et al. 2022. Photosynthetically active solar radiation in Lake Teletskoye during the open water period. *Bulletin of the Altai State University* 4: 11–17. DOI: [10.14258/izvasu\(2022\)4-01](https://doi.org/10.14258/izvasu(2022)4-01) (in Russian)
- Aslamov I.A., Balin Yu.S., Bashenkhaeva M.V. et al. 2020. Expeditionary works of the LIN SB RAS on Lake Baikal in 2019. Results of expeditionary research in 2019 in the World Ocean, inland waters and on the Spitsbergen archipelago. Conference Proceedings. Sevastopol, pp. 166–171. (in Russian)
- Bartlett J.S., Ciotti A.M., Davis R.F. et al. 1998. The spectral effects of clouds on solar irradiance. *Journal of*

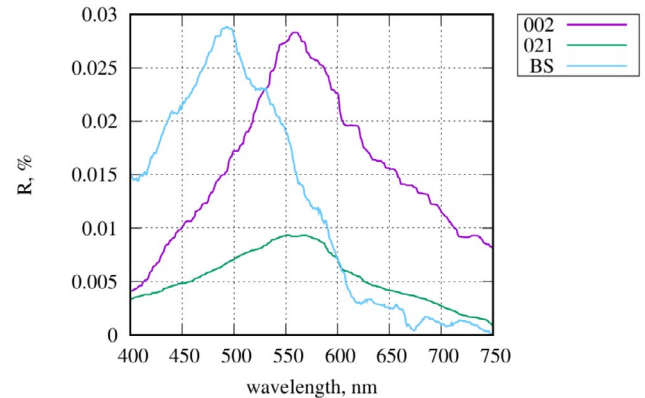


Fig.6. Examples of measurements of the water column spectral reflectance coefficient in Lake Teletskoye in August 2023 at station 002 and 021 and in the deep-water part of the Black Sea in April 2021.

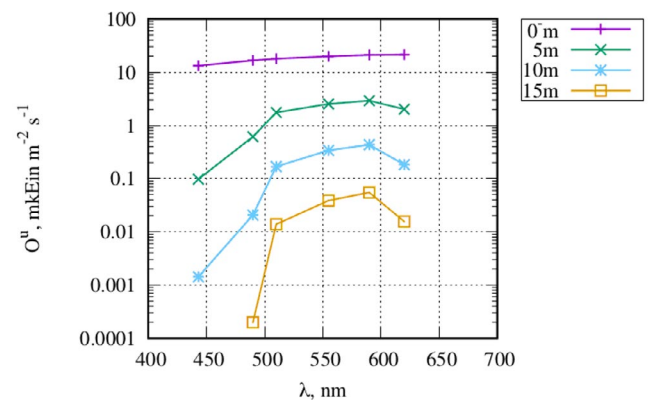


Fig.7. An example of recovery the horizontal irradiance spectrum in physical units for k1 station.

Geophysical Research 103 (13): 31,017–31,031. DOI: [10.1029/1998JC900002](https://doi.org/10.1029/1998JC900002)

Churilova T., Moiseeva N., Efimova T. et al. 2020. 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., 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. Proceedings of 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)

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

Kopelevich O.V. 1983. Low-parameter models of optical properties of sea water. *Ocean Optics. Vol. 1. Physical Optics of the Ocean*. Moscow: Nauka, pp. 208–234. (in Russian)

- Kopelevich O.V., Burenkov V.I., Ershova S.V. et al. 2004. Application of SeaWiFS data for studying variability of bio-optical characteristics in the Barents, Black and Caspian seas. *Deep Sea Research. Part II: Topical Studies in Oceanography* 51 (10–11): 1063–1091. DOI: [10.1016/j.dsr2.2003.10.009](https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2003.10.009)
- Latushkin A.A., Kudinov O.B. 2019. Autonomous sound- ing meter of photosynthetically active radiation. *Materials of the IV All-Russian Scientific Conference of Young Scientists: Comprehensive studies of the World Ocean*. Sevastopol: Publishing house MHI RAS, pp. 365–366. (in Russian)
- Lee M.E. 2012. Development of hydro-optical instruments at MHI NAS of Ukraine. *Environmental Control Systems* 17: 7–20. DOI: [10.33075/2220-5861](https://doi.org/10.33075/2220-5861) (in Russian)
- Moiseeva N.A., Churilova T.Ya., Efimova T.V. et al. 2023. Spectral bio-optical properties of Lake Teletskoye in summer. *Proceedings of SPIE 12780, 29th International Symposium on Atmospheric and Ocean Optics*. *Atmospheric Physics* 1278049. DOI: [10.1117/12.2690958](https://doi.org/10.1117/12.2690958)
- Selegey V.V., Dehandshutter B., Klerks Ja. et al. 2001. Physical-geographical and geological characteristics of Lake Teletskoye. *Proc. Department of Geology and Mineralogy* 105: 310. Royal Museum for Central Africa, Tervuren, Belgium, *Geol. Sci. Annales*.
- Shybanov E., Papkova A., Korchemkina E. et al. 2023. Blue color indices as a reference for remote sensing of Black Sea Water. *Remote Sensing* 15 (14): 3658. DOI: [10.3390/rs15143658](https://doi.org/10.3390/rs15143658)
- Suetin V.S., Suslin V.V., Korolev S.N. et al. 2002. Assessment of variability of optical properties of water in the Black Sea in summer 1998 based on data from the SEAWIFS satellite instrument. *Marine Hydrophysical Journal* 6: 44–54. (in Russian)
- Suslin V.V., Churilova T.Ya., Latushkin A.A. et al. 2020. Photosynthetically available radiation at the bottom of the northwestern shelf of the Black sea based on regional models and satellite ocean color products and its interannual variability. *Fundamental and Applied Hydrophysics* 13 (3): 68–77. DOI: [10.7868/S2073667320030053](https://doi.org/10.7868/S2073667320030053)
- Sutorikhin I.A., Kolomeitsev A.A., Litvinenko S.A. 2020. Hydrooptical parameters of Lake Teletskoye water during the period of stable summer and winter temperature stratification. *Fundamental and Applied Hydrophysics* 13 (2): 35–42. DOI: [10.7868/S2073667320020045](https://doi.org/10.7868/S2073667320020045) (in Russian)

Спектральные свойства вертикального распределения горизонтальной облученности в Телецком озере в августе 2023 года: методика обработки и региональные особенности

Суслин В.В.^{1*}, Кудинов О.Б.¹, Корчемкина Е.Н.¹, Латушкин А.А.¹,
Суторихин И.А.², Кириллов В.В.², Мартынов О.В.¹

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

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

АННОТАЦИЯ. Спектральный состав солнечного света, проникающий на разные глубины в верхнем слое водоёма, с одной стороны, зависит от оптически активных веществ, содержащихся в воде, с другой стороны, имеет важное значение для функционирования фитопланктона, а значит, играет важную роль в функционировании водной экосистемы в целом. При изучении спектрального состава света на разных глубинах использован новый прибор, выполненный на современной элементной основе. Анализ полученных спектров показателя вертикального ослабления позволил выявить региональные особенности проникновения естественного солнечного света, характерные для Телецкого озера.

Ключевые слова: Телецкое озеро, оптические свойства воды, спектр горизонтальной облученности, вертикальный профиль ФАР и горизонтальной облученности, показатель поглощения света, региональные особенности

Для цитирования: Суслин В.В., Кудинов О.Б., Корчемкина Е.Н., Латушкин А.А., Суторихин И.А., Кириллов В.В., Мартынов О.В. Спектральные свойства вертикального распределения горизонтальной облученности в Телецком озере в августе 2023 года: методика обработки и региональные особенности // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - С. 1253-1266. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1253

1. Введение

Солнечный свет, проникающий в толщу воды, ослабляется за счет поглощения и рассеяния оптически активными веществами (пигменты фитопланктона, растворенное органическое вещество, взвешенные частицы различного происхождения). Спектральная изменчивость оптических свойств этих компонентов определяет результирующий спектр подводной облученности на различных глубинах. Вертикальное распределение облученности имеет важное значение для функционирования фитопланктона, а значит, и для водной экосистемы в целом. Оценка вертикального распределения подводной облученности и показателя вертикального ослабления облученности требуется для моделирования процессов фотосинтеза конкретного водоёма. Особенно это важно для ограниченных водных объектов, которыми являются озера, которые чувствительны как к климатическим изменениям, так

и антропогенному влиянию (Акулова и др., 2017; Асламов и др., 2020; Churilova et al., 2020; Suslin et al., 2020).

В августе 2023 года на Телецком озере были проведены комплексные гидрооптические исследования, включавшие в себя измерения спектров подводной облученности и коэффициента яркости водной толщи. Телецкое озеро расположено в северо-восточной части Республики Алтай (Рис. 1а). Оно имеет вытянутую форму и состоит из двух частей: меридионально протяженностью 50 км и широтную (северную) протяженностью 28 км. Телецкое озеро - проточное, в него впадают более 150 постоянных рек и временных потоков, среди которых крупнейшим является р. Чулышман, обеспечивающая до 70% от общего притока воды, а вытекает р. Бия (Селегей и др., 2001).

Предыдущие оптические измерения на Телецком озере представлены спектрами подводной облученности и показателя ослабления света

*Автор для переписки.

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

Поступила: 17 июня 2024; **Принята:** 02 октября 2024;

Опубликована online: 31 октября 2024

© Автор(ы) 2024. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.





Рис.1. Географическое положение (а) Телецкого озера и (б) станций, на которых выполнены измерения профиля спектральной облученности в Телецком озере в августе 2023 года.

(Суторихин и др., 2020; Акулова и др., 2022). Цель данной работы состояла в том, чтобы, используя спектральные измерения профиля горизонтальной облученности, рассчитать спектр показателя вертикального ослабления света, оценить спектральный наклон суммарного показателя поглощения света в коротковолновой части спектра и выявить региональные особенности, характерные для Телецкого озера. В качестве дополнительной задачи, на основе синхронных измерений профиля фотосинтетически активной радиации (ΦAP) и спектра горизонтальной облученности разработать метод построения профиля ослабления спектра горизонтальной облученности в физических единицах.

2. Материалы и методы

Положение станций, на которых выполнены синхронные спектральные измерения профиля горизонтальной облученности и профиля фотосинтетически активной радиации, показаны на Рис. 1б. Из Рис. 1б видно, что измерения охватывают северную, центральную и южную части озера, включая его приустьевые районы. Таким образом, мы имеем репрезентативный охват станциями всех основных районов озера.

Для изучения спектрального состава света на разных глубинах использован новый прибор, выполненный на современной элементной основе (Латушкин и Кудинов, 2019). Прибор выполнял синхронные измерения профилей облученности в семи спектральных каналах с центральной длиной волны 380, 443, 490, 510, 555, 590 и 620 нм. Ширина полосы пропускания в первом спектральной канале 30 нм, во всех остальных – 10 нм. Пример измерения профилей горизонтальной облученности во всех семи спектральных каналах на ст. 002 показан на Рис. 2.

Для решения одной из перечисленных задач привлечены измерения прибором «КОНДОР» (Ли, 2012; Комплекс гидробиофизический мультипара-

метрический погружной автономный «КОНДОР», 2024. URL: <https://dent-s.narod.ru/kondor.html>) профиля ΦAP , которые выполнялись синхронно с измерением горизонтальной облученности. Пример измерения профиля ΦAP на ст. 002 прибором «КОНДОР» представлен на Рис. 3.

Опишем метод определения интегрального значения фотосинтетически активной радиации сразу под поверхностью воды по прямым измерениям профиля $\Phi AP(z)$, где z – глубина. Из определения K_d следует, что $\Phi AP(z) = \Phi AP(0) \cdot \exp(-K_d \cdot z)$. После логарифмирования решение сводится к нахождению констант a и b в линейном уравнении (1)

$$y = a + b \cdot z, \quad (1)$$

где $a = \ln(\Phi AP(0))$ и $b = -K_d$.

K_d считали не зависящим от z , и определяли его по измерениям $\Phi AP(z)$ для участка чуть ниже поверхности ($z > 2-3$ м), чтобы избежать влияния тени судна. Измерения проводились в течение нескольких минут, чтобы минимизировать ошибки, связанные с переменным освещением поверхности воды, например, облачностью. Определив коэффициент a , находим фотосинтетически активную радиацию сразу под поверхностью воды $\Phi AP(0)$. На Рис. 3 точкой показан пример расчёта для ст. 002.

Метод калибровки каналов измерений горизонтальной облученности с использованием синхронных измерений профиля $\Phi AP(z)$ состоит из трёх этапов. Для обоих приборов мы полагали выполненными следующие условия: линейность шкал и стабильность измерительных шкал в течение экспедиционного цикла.

2.1. Этап 1

Имеем исходные телеметрические измерения $O^T(\lambda_i, z)$, где λ_i – центральная длина волны спектрального канала в нм, i – номер спектрального канала от 1 до 7, z – глубина горизонта в метрах. Находим среднее значение для каждого спектрального канала для глубин больше 30 м $\langle O^T(\lambda_i, z > 30m) \rangle$

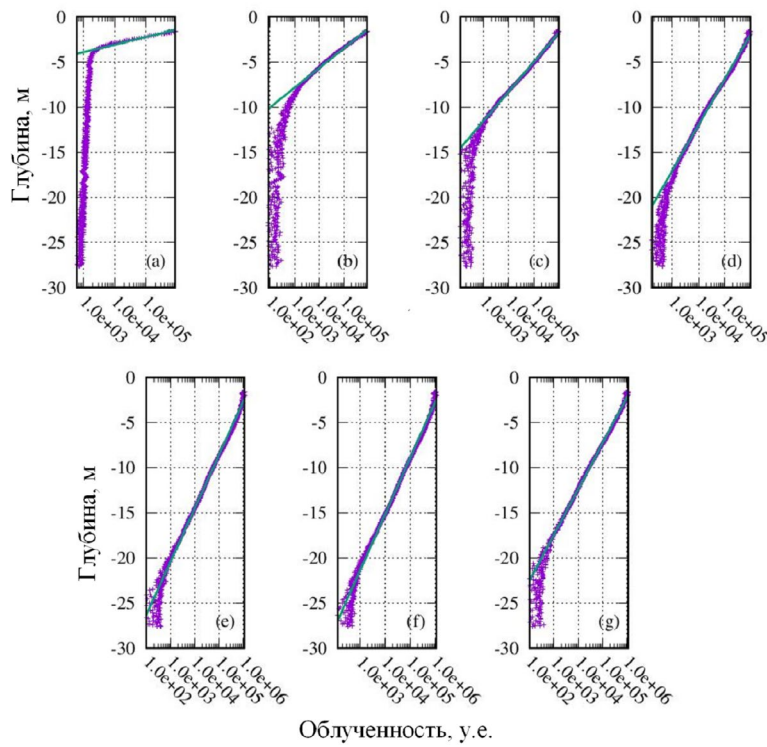


Рис.2. Пример измерения профилей горизонтальной облученности на ст. 002 в семи спектральных каналах с центральной длиной волны: 380 нм (а), 443 нм (b), 490 нм (c), 510 нм (d), 555 нм (e), 590 нм (f) и 620 нм (g). Прямая линия – результат аппроксимации уравнением 4 для соответствующего спектрального канала.

– темновой сигнал. Заметим, что $\langle O^T(\lambda_i, z > 30m) \rangle$ определяется для глубин почти в два раза превышающих слой фотосинтеза, т. е. на нижней границе которого падающее на поверхность излучение в диапазоне от 400 до 700 нм ослаблялось в 100 раз

$$\langle O^T(\lambda_i, z > 30m) \rangle = \frac{1}{N} \cdot \sum_{z=30}^{z=z_{\max}} O^T(\lambda_i, z), \quad (2)$$

где z – глубина измерения, начиная с 30 м; z_{\max} – максимальная глубина измерения для соответствующей станции; N – число измерений от 30 м до z_{\max} .

Для проверки гипотезы стабильности «темнового» телеметрического сигнала горизонтальной облученности для семи спектральных каналов использованы измерения на ст. 002 и 021. Разность измерений на этих станциях по времени составила 2 дня. Результаты представлены на Рис. 4 и Таблице 1. В Таблице 1 даны среднее значение $\langle O^T(\lambda_i, z > 30m) \rangle$, их среднеквадратичное отклонение (СКО) и число измерений N . Из Рис. 4 видно, что калибровки стабильны.

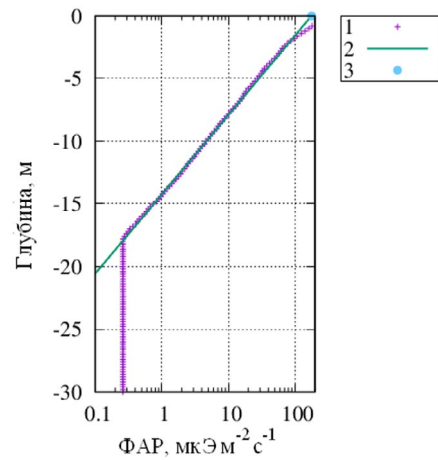


Рис.3. Пример измерения профиля ФАР прибором «КОНДОР» на ст. 002
 1 – символ «+»;
 2 – результат аппроксимации изменения ФАР с глубиной уравнением (1);
 3 – значение $\Phi AP(0)$, как результат интерполяции уравнения (1) при $0 z \rightarrow 0$.

Таблица 1. Статистические характеристики «темнового» телеметрического сигнала горизонтальной облученности для семи спектральных каналов на ст. 002 и 021

Номер станции	$\langle O^T(\lambda_i, z > 30m) \rangle \pm \text{СКО}$							N
	380 нм	443 нм	490 нм	510 нм	555 нм	590 нм	620 нм	
002	16462 ± 91	12855 ± 90	12625 ± 112	15373 ± 99	19883 ± 88	14937 ± 101	14600 ± 95	333
021	16281 ± 90	12751 ± 79	12469 ± 98	15393 ± 96	19714 ± 103	14770 ± 98	14438 ± 97	88

2.2. Этап 2

Расчёт сигнала с учётом темнового тока $O^u(\lambda_i, z)$ выполнен согласно выражения –

$$O^u(\lambda_i, z) = O^T(\lambda_i, z) - \langle O^T(\lambda_i, z > 30m) \rangle, \quad (3)$$

где $\langle O^T(\lambda_i, z > 30m) \rangle$ – значения темнового тока (см. Табл. 1). Расчёт $a(\lambda_i)$ и $b(\lambda_i)$ проводился для каждой станции и для каждого из семи спектральных каналов по формуле –

$$\ln(O^u(\lambda_i, z)) = b(\lambda_i) \cdot z + a(\lambda_i), \quad (4)$$

где горизонтальная облученность в спектральном канале с центральной длиной волны λ_i , сразу под поверхностью воды находилась как $O^u(\lambda_i, 0^-) = \lim_{z \rightarrow 0^-} (O^u(\lambda_i, z))$ или $a(\lambda_i) = \ln(O^u(\lambda_i, 0^-))$, а показатель вертикального ослабления света в соответствующем спектральном канале λ_i как $K_d(\lambda_i, 0^-) = -b(\lambda_i)$. Результаты расчётов коэффициентов $a(\lambda_i)$ и $b(\lambda_i)$ согласно уравнению (4) для всех семи станций сведены в Таблице 2.

2.3. Этап 3

Перевод в физические единицы излучения $O^p(\lambda_i, 0^-)$ выполнялся с помощью выражения:

$$O^p(\lambda_i, 0^-) = \Phi AP(0^-) \cdot w_i, \quad (5)$$

где $w_i = \frac{1}{\Delta\lambda_i} \cdot \int_{\lambda_i - \Delta\lambda_i/2}^{\lambda_i + \Delta\lambda_i/2} w(\lambda) d\lambda$ – доля фотонов в соответствующем спектральном интервале (Suslin et al., 2020), связанном с характеристиками спектрального канала $\lambda_i \pm \Delta\lambda_i/2$ (Суторихин и др., 2020); $\Phi AP(0^-)$ – находится из измерений профиля ΦAP прибором «КОНДОР». Очевидно, что вид $w(\lambda)$ зависит от высоты Солнца и условий облачности. В нашем случае выбор функциональной зависимости $w(\lambda)$ был взят из работы (Bartlett et al., 1998). Тогда коэффициент пересчёта телеметрии в физические величины $p(\lambda_i)$ рассчитывается по формуле

$$p(\lambda_i) = \frac{O^p(\lambda_i, 0^-)}{O^u(\lambda_i, 0^-)}. \quad (6)$$

Таблица 2. Результаты расчётов коэффициентов $a(\lambda_i)$ и $b(\lambda_i)$ согласно уравнению (4) для семи станций

Станция	$a(\lambda_i)/b(\lambda_i)$						
	380	443	490	510	555	590	620
1 001	17.64 -2.733	15.17 -1.049	15.03 -0.705	14.67 -0.455	14.90 -0.393	14.80 -0.368	14.80 -0.453
2 002	19.15 -3.191	14.83 -1.116	14.23 -0.681	14.15 -0.483	14.32 -0.421	14.08 -0.400	14.00 -0.498
3 005	19.99 -3.491	16.27 -1.304	15.74 -0.815	15.32 -0.498	15.53 -0.465	15.29 -0.435	15.31 -0.559
4 005*	20.44 -3.211	16.48 -1.210	15.49 -0.703	14.99 -0.439	15.13 -0.386	14.99 -0.356	15.01 -0.458
5 021	17.90 -3.145	13.83 -1.023	13.42 -0.635	13.19 -0.438	13.29 -0.389	12.93 -0.361	12.96 -0.434
6 k1	19.87 -3.006	16.04 -0.966	15.95 -0.670	15.69 -0.473	15.80 -0.417	15.71 -0.398	15.79 -0.481
7 1s2	18.12 -2.789	15.01 -0.786	16.24 -0.655	16.38 -0.478	16.70 -0.431	16.38 -0.405	15.87 -0.451

Примечание: * ст. 005 выполнена с разницей во времени в 1 час (3 – 13:00; 4 – 14:00 по местному времени)

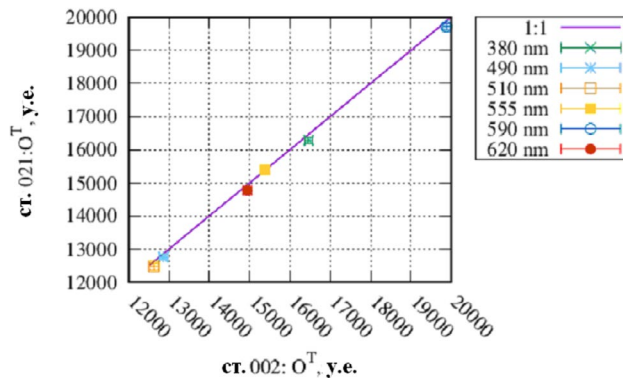


Рис.4. Тест на стабильность калибровок в течение экспедиции в шести спектральных каналах на примере ст. 002 и 021, разнесённых по времени на два дня.

Так как мы принимали, что ΦAP это интеграл числа фотонов, лежащих в спектральном интервале от 400 до 700 нм, то из расчёта был исключён спектральный канал с центральной длиной волны 380 нм. Результаты расчёта $p(\lambda_i)$ представлены в Таблице 3.

3. Результаты и обсуждение

На Рис. 5 показаны спектры K_d и их разность от среднего спектра $\langle K_d \rangle$ для всех семи станций (Таблица 2) после обработки по методу (уравнения (2) – (4)).

Минимальные значения K_d в спектральном канале с центральной длиной волны 590 нм в совокупности с его высокими значениями в коротковолновой области спектра указывают на доминирование поглощения, в первую очередь, окрашенной компонентой растворённого органического вещества.

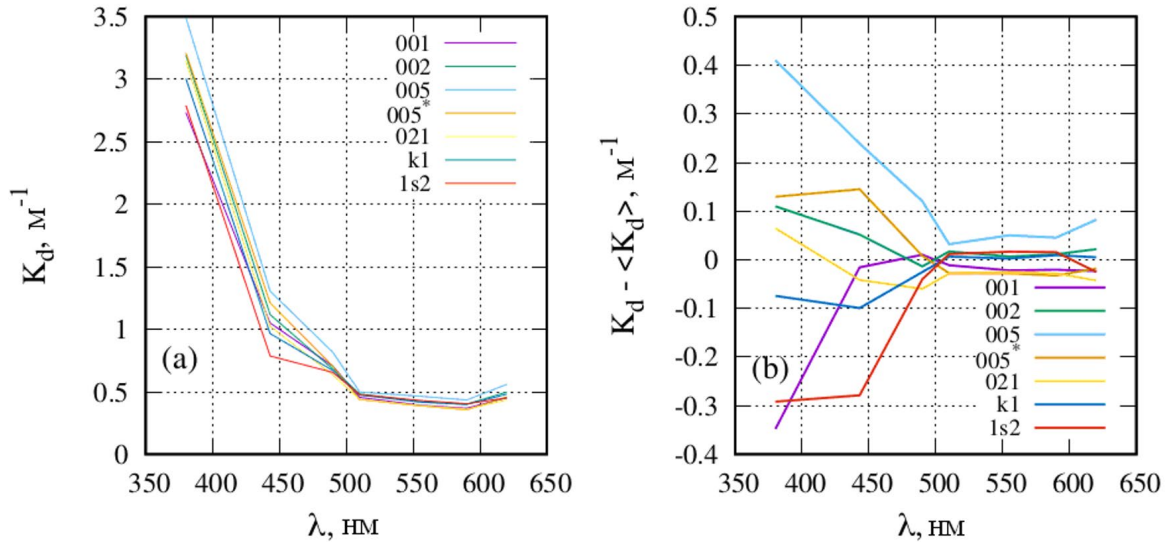


Рис.5. Спектры показателя вертикального ослабления света K_d (a) и их отклонения от среднего ($K_d - \langle K_d \rangle$) (b) для выборки (Таблица 2).

Для выявления географических особенностей K_d рассмотрим Рис. 5б. Значения разности $K_d - \langle K_d \rangle$ выше среднего в коротковолновой области спектра наблюдаются на юге озера (ст. 002, 005 и 005*); минимальные значения – на севере озера (ст. 001 и 1s2); промежуточные значения в центре (ст. k1 и 021). Таким образом, в верхнем слое озера наблюдается тенденция уменьшения поглощения водой (главным образом связанная с концентрацией растворённой органики, т. к. речь идёт о спектральном канале с центральной длиной волны 380 нм) с юга на север.

Отметим ещё одну особенность – различие значений K_d в спектральном канале с центральной длиной волны 443 нм на ст. 001 и 1s2, расположенными в северной части озера. Для ст. 001, находящейся в заливе Камга, эта разность существенно больше, чем на ст. 1s2. Такое различие в K_d может быть связано с дополнительным поглощением фитопланктоном, концентрация которого в заливе существенно выше. Однако это предположение требует дополнительной проверки.

Вывод, сделанный из анализа Рис. 5а о высоком значении показателя поглощения верхним слоем воды в Телецком озере, хорошо согласуется с результатами измерений спектров коэффициента яркости (КЯ) водной толщи, сделанные Корчемкиной Е.Н. во время этой экспедиции. Ссылка на описание прибора и метода измерения КЯ водной толщи дана в работе (Shybanov et al., 2023). Известно, что показатель поглощения растворённой органикой в Чёрном море существенно больше по сравнению с водами

открытого океана (Суетин и др., 2002; Kopelevich et al., 2004). На Рис. 6 приведены примеры спектров КЯ водной толщи в Чёрном море в апреле 2021 г. и в Телецком озера на ст. 002 и 021 в августе 2023 г. Заметим, что измерение в Чёрном море выполнено в отсутствие цветения кокколитофорид. Хорошо видно, что значение КЯ водной толщи на длине волны 400 нм в Телецком озере более чем в три раза меньше, чем в Чёрном море, несмотря на то, что в длинноволновой области спектра (больше 600 нм) КЯ водной толщи в озере больше, чем в море. С одной стороны, это подтверждает вывод о том, что показатель поглощения света в коротковолновой части спектра в озере существенно выше, чем в Чёрном море. С другой стороны, очевидно, что показатель обратного рассеяния света частицами взвеси существенно выше в озере, чем в море. Это особенно заметно для ст. 002, расположенной на юге в районе впадения р. Чулышман, которая выносит значительное количество взвеси.

Полученные данные о $K_d(\lambda)$ (Таблица 2) можно использовать для оценки спектральной зависимости S_{CDOM} показателя поглощения окрашенной компоненты растворённого органического вещества a_{CDOM} , полагая, что a_{CDOM} вносит основной вклад в суммарное поглощение света водой a_{tot} в коротковолновой области спектра ($\lambda \in 350 - 450$ нм), т.е. $a_{CDOM} \gg a_w, a_{ph}$ и дополнительно $a_{tot} \gg b_b$, где a_w и a_{ph} – показатели поглощения света чистой водой и фитопланктоном, b_b – суммарный показатель обратного рассеяния света водой, тогда:

$$K_d(\lambda) \approx const \cdot (a_w(\lambda) + b_b(\lambda)) \approx const \cdot (a_w(\lambda) + a_{ph}(\lambda) + a_{CDOM}(\lambda) + b_b(\lambda)) \approx const \cdot a_{CDOM}(\lambda). \quad (7)$$

Таблица 3. Результат расчёта $p(\lambda_p)$ для спектральных каналов с центральной длиной волны λ_i и $O^p(\lambda_p, 0)$ для станции k1

$\lambda_i, \text{нм}$	443	490	510	555	590	620
$p(\lambda_i)$	1.424e-06	1.967e-06	2.751e-06	2.731e-06	3.149e-06	2.978e-06
$O^p(\lambda_p, 0)$	1.321e+01	1.664e+01	1.786e+01	1.985e+01	2.098e+01	2.140e+01

Таблица 4. Результаты расчётов спектрального наклона поглощения неживого органического вещества SCDOM в Телецком озере по уравнению (9)

λ/λ_0 нм	Номер станции						$\langle S_{CDOM} \rangle \pm \text{CKO}$ нм ⁻¹	
	001	002	005	005	021	k1		1s2
380/443	0.015	0.017	0.016	0.015	0.018	0.018	0.021	0.017 ± 0.002

Принимая во внимание, что функциональная связь a_{CDOM} от λ имеет вид (Копелевич, 1983):

$$a_{CDOM}(\lambda) = a_{CDOM}(\lambda_0) \cdot \exp(-S_{CDOM} \cdot (\lambda - \lambda_0)), \quad (8)$$

и сделав элементарные преобразования уравнения (7), с учётом уравнения (8) для двух спектральных каналов с центральной длиной волны $\lambda = 380$ нм и $\lambda_0 = 443$ нм соответственно, получаем выражение для S_{CDOM} :

$$S_{CDOM} = \frac{1}{\lambda - \lambda_0} \cdot \ln \left(\frac{K_d(\lambda_0)}{K_d(\lambda)} \right). \quad (9)$$

Результаты расчётов представлены в табл. 4.

Представленные в Таблице 4 результаты совпали с проведёнными годом ранее в это же время исследованиями первичных гидрооптических характеристик Телецкого озера (Moiseeva et al., 2023), в процессе которых непосредственно измеряли спектральный ход окрашенной компоненты растворённого органического вещества для аналогичной сетки станций и которые показали, что изменчивость S_{CDOM} лежит в диапазоне 0.017 - 0.019 нм⁻¹ в диапазоне длин волн 350 - 500 нм.

На Рис. 7 приведён пример восстановления спектра горизонтальной облученности в физических единицах, полученный по описанному выше методу (уравнения (2) – (6)) по измерениям на ст. k1. Характер поведения спектра облученности с глубиной (резкий провал в коротковолновой области спектра) указывает на высокое содержание растворённого органического вещества в водах Телецкого озера (Рис. 7). Особенность спектра горизонтальной облученности в коротковолновой области как функции глубины и положение его максимума, начиная от 5 м и ниже, который соответствует длине волны 590 нм, находятся в полном согласии с результатами, полученными годом ранее сотрудниками Института Биологии Южных Морей РАН (Churilova et al., 2023).

4. Выводы

Восстановлен спектр показателя вертикального ослабления света в семи спектральных каналах, аномалии которого описывают региональные особенности в верхнем слое воды и согласуются с прямыми измерениями коэффициента яркости водной толщи;

Продемонстрировано, что в случае синхронных измерений профиля ФАР и горизонтальной облученности можно получить облученность в физических единицах на любом горизонте в слое фотосинтеза;

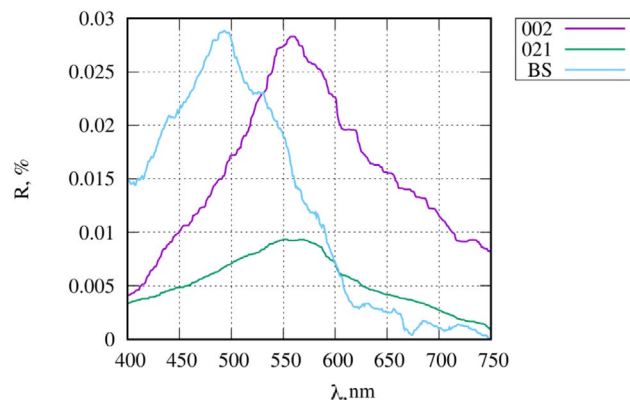


Рис.6. Примеры измерений коэффициента яркости водной толщи в Телецком озере в августе 2023 года на ст. 002 и 021 и в глубоководной части Черного моря в апреле 2021 года.

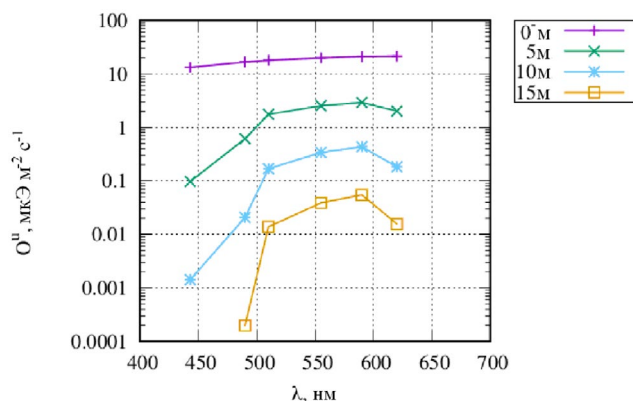


Рис.7. Пример восстановления спектра горизонтальной облученности в физических единицах для ст. k1.

Полученные значения для спектрального показателя поглощения неживым органическим веществом и максимум спектра горизонтальной подводной облученности в слое фотосинтеза совпали с ранее полученными результатами сотрудниками ИнБЮМ РАН.

Благодарности

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

- Bartlett J.S., Ciotti A.M., Davis R.F. et al. 1998. The spectral effects of clouds on solar irradiance. *Journal of Geophysical Research* 103 (13): 31,017–31,031. DOI: [10.1029/1998JC900002](https://doi.org/10.1029/1998JC900002)
- Churilova T., Moiseeva N., Efimova T. et al. 2020. 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., 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. *Proceedings of 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)
- Kopelevich O.V., Burenkov V.I., Ershova S.V. et al. 2004. Application of SeaWiFS data for studying variability of bio-optical characteristics in the Barents, Black and Caspian seas. *Deep Sea Research. Part II: Topical Studies in Oceanography* 51 (10–11): 1063–1091. DOI: [10.1016/j.dsr2.2003.10.009](https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2003.10.009)
- Moiseeva N.A., Churilova T.Ya., Efimova T.V. et al. 2023. Spectral bio-optical properties of Lake Teletskoye in summer. *Proceedings of SPIE 12780, 29th International Symposium on Atmospheric and Ocean Optics. Atmospheric Physics 1278049*. DOI: [10.1117/12.2690958](https://doi.org/10.1117/12.2690958)
- Shybanov E., Papkova A., Korchemkina E. et al. 2023. Blue color indices as a reference for remote sensing of Black Sea Water. *Remote Sensing* 15 (14): 3658. DOI: [10.3390/rs15143658](https://doi.org/10.3390/rs15143658)
- Suslin V.V., Churilova T.Ya., Latushkin A.A. et al. 2020. Photosynthetically available radiation at the bottom of the northwestern shelf of the Black sea based on regional models and satellite ocean color products and its interannual variability. *Fundamental and Applied Hydrophysics* 13 (3): 68–77. DOI: [10.7868/S2073667320030053](https://doi.org/10.7868/S2073667320030053)
- 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: 11–17. DOI: [10.14258/izvasu\(2022\)4-01](https://doi.org/10.14258/izvasu(2022)4-01)
- Акулова О.Б., Букатый В.И., Суторихин И.А. 2017. Влияние компонентов природной воды на спектральный показатель ослабления света (на примере водоемов Алтайского края). *Оптика атмосферы и океана* 30 (5): 414–419. DOI: [10.15372/AOO20170509](https://doi.org/10.15372/AOO20170509)
- Асламов И.А., Балин Ю.С., Башенхаева М.В. и др. 2020. Экспедиционные работы ЛИН СО РАН на озере Байкал в 2019 году. *Итоги экспедиционных исследований в 2019 году в Мировом океане, внутренних водах и на архипелаге Шпицберген. Материалы конференции. Севастополь: 166–171.*
- Комплекс гидробиофизический мультипараметрический погружной автономный «КОНДОР». 2024. URL: <https://dent-s.narod.ru/kondor.html> (21.01.2024)
- Копелевич О.В. 1983. Малопараметрические модели оптических свойств морской воды. *Оптика океана. Т. 1. Физическая оптика океана. Москва: Наука, С. 208-234.*
- Латускин А.А., Кудинов О.Б. 2019. Автономный зондирующий измеритель фотосинтетически активной радиации. *Материалы IV Всероссийской научной конференции молодых ученых: Комплексные исследования Мирового океана: 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)
- Селегей В.В., Дехандсхюттер Б., Клеркс Я. и др. 2001. Физико-географическая и геологическая характеристика Телецкого озера. *Тр. Департамента геологии и минералогии* 105: 310. *Королевский Музей Центральной Африки. Тервюрен, Бельгия.*
- Суетин В.С., Суслин В.В., Королев С.Н. и др. 2002. Оценка изменчивости оптических свойств воды в Черном море летом 1998 года по данным спутникового прибора SEAWIFS. *Морской гидрофизический журнал* 6: 44–54.
- Суторихин И.А., Коломейцев А.А., Литвиненко С.А. 2020. Гидрооптические параметры воды Телецкого озера в период устойчивой летней и зимней температурной стратификации. *Фундаментальная и прикладная гидрофизика* 13 (2): 35–42. DOI: [10.7868/S2073667320020045](https://doi.org/10.7868/S2073667320020045)

The Complete Mitochondrial Genome of *Chlorella* sp. isolated from Lake Baikal

Panova Yu.A.^{1,2}, Chernogor L.I.², Belikov S.I.^{2*}

¹Siberian Federal University, Akademgorodok, 13a, Krasnoyarsk, 660036, Russia

²Limnological Institute, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya Str., 3, Irkutsk, 664033, Russia

ABSTRACT. We report here the mitochondrial genome sequence of Lake Baikal green alga extracted from complete genome of *Chlorella* sp. strain BAC9706. Sequenced mitochondrial genome of strain BAC9706 has 90.8-kbp containing including 34 protein-coding genes. Phylogenetic analysis using the mitochondrial genomes of algae of Chlorellales order indicated that the strain BAC9706 belongs *C. vulgaris* clade and is Baikal ecotype of *C. vulgaris*.

Keywords: *Chlorella vulgaris*, mitochondrial genome, Lake Baikal

For citation: Panova Yu.A., Chernogor L.I., Belikov S.I. The Complete Mitochondrial Genome of *Chlorella* sp. isolated from Lake Baikal // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - P. 1267-1275. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1267

1. Introduction

Baikal is a unique ancient oligotrophic freshwater lake - the deepest, oldest and largest by volume in the world. The lake has an unusual climatic environment and amazing of endemic flora and fauna diversity. Autotrophic picoplankton plays a significant role in the production of primary organic matter. In summer, picoplankton accounts for 60–90% of all primary production in Lake Baikal (Votintsev et al., 1975; Bondarenko and Guselnikova, 1989; Nagata et al., 1994). The greatest contribution to the phytoplankton biomass is made by diatoms and golden algae (Bondarenko et al., 2017), while green algae Chlorophyta are rare and represented by several species, with *Chlorella*-like algae noted only sporadically. Thus, authors reported the under-ice development of *Chlorella* sp. Baikal (Kozhova, 1959; 1987, Nagata et al., 1994). It was recently shown that *Chlorella*-like green algae dominated under the ice in 2020, and *C. vulgaris* (Beijerinck, 1890) was found at all the studied stations of the Irkutsk reservoir, indirectly adjacent to Lake Baikal. (Bashenkhaeva et al., 2020; Firsova et al., 2023).

The mass death of endemic sponges *Lubomirskia baikalensis* began in Baikal in 2011. (Belikov et al., 2019). Previously, we showed that significant changes occurred in the microbial communities of the sponge *L. baikalensis* and cell culture of the primmorph. A sig-

nificant shift in microbial communities and mass death of the main symbiotic green algae *Choricystis* and their partial replacement with other algae in sponge communities were detected. (Belikov et al., 2019; Chernogor et al., 2020).

The draft genome sequence of *Chlorella* sp. strain BAC9706 (Petrushin et al., 2020) was prepared to expand our molecular biological knowledge of these microalgae and for compare them in the future with an endosymbiotic alga strain. In this study, we assembled the complete mitochondrial genome of a microalgal strain BAC9706 morphologically similar to *Chlorella*-like algae.

2. Materials and methods

2.1. DNA Sequencing and assembly

The genomic DNA was isolated as previously described (Petrushin et al., 2020) and sequenced using Illumina MiSeq platform. A draft assembly was built using SPAdes v. 3.15.4 (Bankevich et al., 2012). This draft assembly contained 5,837 contigs with an N50 value of 44,654 bp, and the largest contig was 317,606 bp long.

The obtained whole-genome assembly contigs were aligned on the reference genomes derived from NCBI using BLASTn to identify mitochondrial contig.

*Corresponding author.

E-mail address: sergeibelikov47@gmail.com (S.I. Belikov)

Received: September 30, 2024; **Accepted:** October 23, 2024;

Available online: October 31, 2024

© Author(s) 2024. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



2.2. Mitogenome annotation

For genome annotation we used GeSeq tool (Tillich et al., 2017) with default parameters for protein-coding genes, tRNAs, and rRNAs with NC_045362 of *Chlorella vulgaris* strain NJ-7 sequence as reference for mitochondrial genome. The protein-coding genes were verified manually through alignments of homologous mitogenomes from other *Chlorella vulgaris* strains using BLAST search (<https://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi>). Proteins encoded in introns (orfs) were identified by translating the nucleotide sequence into protein sequence using the translate tool with standard genetic codes (<https://web.expasy.org/translate/>). Complete mitochondrial DNA sequence was uploaded to the GenBank database (accession number PQ043348). OGDRAW was used for genome maps visualization OGDRAW (Greiner et al., 2019), to prepare files for Genbank submission we used GB2sequin (<https://chlo-robox.mpimp-golm.mpg.de/GenBank2Sequin.html>) (Lehwark and Greiner, 2019).

2.3. Phylogenetic Analysis

To determine the phylogenetic relationship of *Chlorella* genus a Maximum-likelihood tree was constructed using MEGA11 (Tamura et al., 2021). All currently available sequences of complete well-annotated mitochondrial genomes belonging to the *Chlorellales* order were selected from NCBI. From these, we extracted all protein-coding sequences, performed alignments, and concatenated them. To improve alignments, sequences from outlying taxa were removed. Final phylogenetic tree is based on mitochondrial protein sequences representing 31 concatenated protein-coding mitochondrial genes (3 of 34 annotated genes for intron-encoded orfs were excluded from the analysis).

3. Results and Discussion

3.1. Nucleotide Composition and Genome Structure

The complete mitochondrial genome of *Chlorella* sp. BAC9706 was identified as a circular dou-

ble-stranded molecule with a length of 90770 bp and is located between related strains UTEX259 (98062 bp) and NJ-7 (87477 bp). The nucleotide composition of *Chlorella* sp. strain BAC9706 is 35.2 % A, 35.0 % T, 15.1 % G, and 14.6 % C, with a higher AT bias (70.2 %). The AT content of the strain BAC9706 mitogenome was slightly higher than that of the two related strains, equal to 70.0 % (Table 1).

The mitochondrial genome of strain BAC9706 contains 34 protein-coding genes (PCGs), 27 tRNA, and 3 rRNA genes. Among these, a total of 19 PCGs are encoded on the heavy (H) strand, while 15 genes are located on the light (L) strand (Fig. 1). Total length of protein-coding genes is 26969 bp, accounting for 29.7% of entire mitochondrial genome. The gene order within the mitochondrial genome is identical to that of two related strains.

The protein-coding genes include 13 for ribosomal proteins (rpl5-6, 16, rps2-4, 7, 10-14, 19), 9 for NAD(P)H-quinone oxidoreductases (nad1-7, 9 and nad4L), 5 for ATP synthases (atp1, atp4, atp6, atp8 and atp9), 3 for coxs (cox1-3), 1 for cob, and 3 orf for putative proteins. Transfer RNA genes for all 20 amino acids were identified, in which tRNA-Met, tRNA-Leu are triplicated, and tRNA-Ser, tRNA-Arg, and tRNA-Gly are duplicated.

All PCGs have a typical initiation codon ATG and stop with TAA, except for rps13, rps14, atp8, atp9, cox2, nad3 that uses a stop codon TAG. Among the protein-coding genes, nad5 is the longest gene with a length of 2019 bp, while the shortest is the atp9 gene with a length of 225 bp. The number of bases in the 13 PCGs follows the pattern A (35.2%) > T (35.00%) > G (15.1%) > C (14.6%), suggesting that AT is more preferred in PCGs.

3.2. Phylogenetic analysis

Phylogenetic analysis using the mitochondrial genomes of *Chlorellales* species indicated that strain BAC9706 is closely related to other *C. vulgaris* strains - UTEX259, NJ-7, ITBBA3-12, KNUA007 and they clustered in the *Chlorella* lineage with 100% bootstrap support (Fig. 2).

Table 1. Nucleotide distribution strains.

Nucleotide	BAC9706		UTEX259		NJ-7	
	Count, bp	%	Count, bp	%	Count, bp	%
Adenine (A)	31978	35.2	34356	35.0	30602	35.0
Cytosine (C)	13285	14.6	14462	14.7	12883	14.7
Guanine (G)	13728	15.1	14965	15.3	13348	15.3
Thymine (T)	31779	35.0	34279	35.0	30644	35.0
Purines (A + G)	45706	50.4	49321	50.3	43950	50.2
Pyrimidines (C + T)	45064	49.6	48741	49.7	43527	49.8
C + G	27013	29.8	29427	30.0	26231	30.0
A + T	63757	70.2	68635	70.0	61246	70.0
Total length	90770		98062		87477	



Fig.3. Alignment of whole genomes for three *Chlorella* strains - UTEX259 (MK948103), NJ7 (NC_045362) and *Chlorella* sp. BAC9706 (PQ043348). CDSs are shown in yellow, rRNAs in pink and tRNAs in blue. The light green line plot shows the conservation of the corresponding alignment region.

Conflict of interests

The authors hereby state that this research work and manuscript production complied with ethical standards, and none of the authors have any potential conflict of interests. We further declare that this research was not funded by any agency except RSF.

References

- Bankevich A., Nurk S., Antipov D. et al. 2012. SPAdes: A new genome assembly algorithm and its applications to single-cell sequencing. *Journal of Computational Biology* 19(5): 455-477. DOI: [10.1089/cmb.2012.0021](https://doi.org/10.1089/cmb.2012.0021)
- Bashenkhaeva M.V., Galachyants Y.P., Khanaev I.V. et al. 2020. Comparative analysis of free-living and particle-associated bacterial communities of Lake Baikal during the ice-covered period. *Journal of Great Lakes Research* 46(3): 508-518. DOI: [10.1016/j.jglr.2020.03.015](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.03.015)
- Belikov S., Belkova N., Butina T. et al. 2019. Diversity and shifts of the bacterial community associated with Baikal sponge mass mortalities. *PLoS ONE* 14(3): e0213926. DOI: [10.1371/journal.pone.0213926](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213926)
- Bondarenko N., Sheveleva N., Rozhkova N. et al. 2017. Remote mountain lakes of Eastern Siberia: a pattern of ecologically pure non-industrialized water-bodies. *Environmental Earth Sciences* 76(10): 1-10. DOI: [10.1007/s12665-017-6708-4](https://doi.org/10.1007/s12665-017-6708-4)
- Bondarenko N.A., Guselnikova N.E. 1989. Production of phytoplankton of Southern Baikal. *Bulletin of the Siberian Branch of the USSR Academy of Sciences*. Issue 1. p. 77-80.
- Chernogor L., Klimenko E., Khanaev I. et al. 2020. Microbiome analysis of healthy and diseased sponges *Lubimirsia baicalensis* by using cell cultures of primmorphs. *PeerJ* 8(e9080): 1-24. DOI: [10.7717/peerj.9080](https://doi.org/10.7717/peerj.9080)

Firsova A., Galachyants Yu., Bessudova A. et al. 2023. Summer phytoplankton species composition and abundance in the southern basin of Lake Baikal and Irkutsk Reservoir. *Limnology and Freshwater Biology* 6: 204-228. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-6-204](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-6-204)

Greiner S., Lehwark P., Bock R. 2019. Organellar genome DRAW (OGDRAW) version 1.3.1: Expanded toolkit for the graphical visualization of organellar genomes. *Nucleic Acids Research* 47(W1): W59-W64. DOI: [10.1093/nar/gkz238](https://doi.org/10.1093/nar/gkz238)

Kozhova O.M. 1959. About the subglacial "bloom" of phytoplankton in Lake Baikal. *Bot. Zh.* 44 (7). p. 1001.

Kozhova O.M. 1987. Phytoplankton of Lake Baikal: structural and functional characteristics. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 25. p. 19.

Lehwark P., Greiner S. 2019. GB2sequin - A file converter preparing custom GenBank files for database submission. *Genomics* 111(4): 759-761. DOI: [10.1016/j.ygeno.2018.05.003](https://doi.org/10.1016/j.ygeno.2018.05.003)

Nagata T., Takai K., Kawanobe K. et al. 1994. Autotrophic picoplankton in southern Lake Baikal: abundance, growth and grazing mortality during summer. *J. Plankton Research* 16(8): 945-959.

Petrushin I.S., Belikov S.I., Belykh O.I. et al. 2020. Draft genome sequence of the green microalga *Chlorella* sp. strain BAC9706, isolated from Lake Baikal, Russia. *Microbiology Resource Announcements* 9(43). DOI: [10.1128/mra.00966-20](https://doi.org/10.1128/mra.00966-20)

Tamura K., Stecher G., Kumar S. 2021. MEGA11: Molecular evolutionary genetics analysis version 11. *Molecular Biology and Evolution* 38(7): 3022-3027. DOI: [10.1093/molbev/msab120](https://doi.org/10.1093/molbev/msab120)

Tillich M., Lehwark P., Pellizzer T. et al. 2017. GeSeq - versatile and accurate annotation of organelle genomes. *Nucleic Acids Research* 45(W1): W6-W11. DOI: [10.1093/nar/gkx391](https://doi.org/10.1093/nar/gkx391)

Votintsev K.K., Meshcheryakova A.I., Popovskaya G.I. 1975. Organic matter cycle in Lake Baikal. *USSR Academy of Sciences. SO Limnol.in-t. Novosibirsk: Nauka.* 189 p.

Геном митохондрий штамма *Chlorella* sp. ВАС9706, выделенного из озера Байкал

Краткое сообщение

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Панова Ю.А.^{1,2}, Черногор Л.И.², Беликов С.И.^{2*}

¹ Сибирский федеральный университет, Академгородок, 13а, Красноярск, 660036, Россия

² Лимнологический институт Сибирского отделения Российской академии наук, ул. Улан-Баторская, 3, Иркутск, 664033, Россия

АННОТАЦИЯ. В данной статье мы представляем последовательность митохондриального генома зеленой водоросли озера Байкал, выделенную из полного генома штамма *Chlorella* sp. ВАС9706. Секвенированный митохондриальный геном штамма ВАС9706 имеет 90,8 тыс. п.н., содержащий в том числе 34 белок-кодирующих гена. Филогенетический анализ с использованием митохондриальных геномов водорослей порядка Chlorellales показал, что штамм ВАС9706 принадлежит кладе *C. vulgaris* и является байкальским экотипом *C. vulgaris*.

Ключевые слова: *Chlorella vulgaris*, митохондриальный геном, озеро Байкал

Для цитирования: Панова Ю.А., Черногор Л.И., Беликов С.И. Геном митохондрий штамма *Chlorella* sp. ВАС9706, выделенного из озера Байкал // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - С. 1267-1275. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1267

1. Введение

Байкал — уникальное древнее олиготрофное пресноводное озеро — самое глубокое, самое древнее и самое большое по объему в мире. Озеро имеет необычную климатическую среду и удивительное разнообразие эндемичной флоры и фауны. Автотрофный пикопланктон играет значительную роль в производстве первичного органического вещества. Летом пикопланктон обеспечивает 60–90% всей первичной продукции в озере Байкал (Votintsev et al., 1975; Bondarenko and Guselnikova, 1989; Nagata et al., 1994). Наибольший вклад в биомассу фитопланктона вносят диатомовые и золотистые водоросли (Bondarenko et al., 2017), тогда как зеленые водоросли Chlorophyta редки и представлены несколькими видами, а водоросли рода *Chlorella* отмечены лишь спорадически. Так, авторы сообщали о подледном развитии *Chlorella* sp. в озере Байкал (Kozhova, 1959; 1987, Nagata et al., 1994). Недавно было показано, что в 2020 г. подо льдом доминировали хлореллоподобные зеленые водоросли, а на всех исследованных станциях Иркутского водохранилища, опосредованно прилегающего к озеру Байкал, обнаружена *Chlorella vulgaris* Beijerinck. (Bashenkhaeva et al., 2020; Firsova et al., 2023). Массовая гибель эндемичных губок

Lubomirskia baikalensis началась в Байкале в 2011 г. (Belikov et al., 2019). Ранее нами было показано, что существенные изменения произошли в микробных сообществах губки *L. baikalensis* и культуре клеток примморф. Выявлены существенный сдвиг микробных сообществ и массовая гибель основных симбиотических зеленых водорослей *Choricystis* и их частичная замена другими водорослями в сообществах губок. (Belikov et al., 2019; Chernogor et al., 2020).

Проект последовательности генома штамма *Chlorella* sp. ВАС9706 (Petrushin et al., 2020) был подготовлен для расширения наших молекулярно-биологических знаний об этих микроводорослях и для сравнения их с эндосимбиотическим штаммом водоросли в будущем. В этом исследовании мы собрали полный митохондриальный геном штамма микроводоросли ВАС9706, морфологически похожего на водоросли типа *Chlorella*.

2. Материалы и методы

2.1. Секвенирование и сборка ДНК

Геномная ДНК была выделена, как описано ранее (Petrushin et al., 2020), и секвенирована с использованием платформы Illumina MiSeq. Проект

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: sergeibelikov47@gmail.com (S.I. Belikov)

Поступила: 30 сентября 2024; Принята: 23 октября 2024;

Опубликована online: 31 октября 2024

© Автор(ы) 2024. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



сборки был создан с использованием SPAdes v. 3.15.4 (Bankevich et al., 2012). Этот проект сборки содержал 5837 контигов со значением N50 44 654 п.н., а самый большой контиг имел длину 317 606 п.н.

Полученные контиги полногеномной сборки были выровнены с референсными геномами, полученными из NCBI, с использованием BLASTn для идентификации митохондриального контига.

2.2. Аннотация митогенома

Для аннотации генома мы использовали инструмент GeSeq (Tillich et al., 2017) с параметрами по умолчанию для генов, кодирующих белок, тРНК и рРНК с NC_045362 последовательности штамма *Chlorella vulgaris* NJ-7 в качестве референса для митохондриального генома. Гены, кодирующие белок, были проверены вручную с помощью выравнивания гомологичных митогеномов из других штаммов *Chlorella vulgaris* с использованием поиска BLAST (<https://blast.ncbi.nlm.nih.gov/Blast.cgi>). Белки, кодируемые в интронах (orf), были идентифицированы путем перевода нуклеотидной последовательности в последовательность белка с использованием инструмента перевода со стандартными генетическими кодами (<https://web.expasy.org/translate/>). Полная последовательность митохондриальной ДНК была загружена в базу данных GenBank (номер доступа PQ043348). Для визуализации геномных карт использовался OGDRAW (Greiner et al., 2019), для подготовки файлов для отправки в Genbank мы использовали GB2sequin (<https://chlorobox.mpimp-golm.mpg.de/GenBank2Sequin.html>) (Lehwark and Greiner, 2019).

2.3. Филогенетический анализ

Для определения филогенетической связи рода *Chlorella* было построено дерево максимального правдоподобия с использованием MEGA11 (Tamura et al., 2021). Все доступные в настоящее время последовательности полных хорошо аннотированных митохондриальных геномов, принадлежащих к порядку Chlorellales, были выбраны из

NCBI. Из них мы извлекли все кодирующие белок последовательности, выполнили выравнивания и объединили их. Для улучшения выравниваний были удалены последовательности из удаленных таксонов. Окончательное филогенетическое дерево основано на последовательностях митохондриальных белков, представляющих 31 конкатенированный кодирующий белок митохондриальный ген (3 из 34 аннотированных генов, кодируемых интронами, были исключены из анализа).

3. Результаты и обсуждение

3.1. Нуклеотидный состав и структура генома

Полный митохондриальный геном *Chlorella* sp. ВАС9706 был идентифицирован как кольцевая двухцепочечная молекула длиной 90770 п.н. и расположен между родственными штаммами UTEX259 (98062 п.н.) и NJ-7 (87477 п.н.). Нуклеотидный состав штамма *Chlorella* sp. ВАС9706 составляет 35,2 % А, 35,0 % Т, 15,1 % G и 14,6 % С, с более высоким смещением АТ (70,2 %). Содержание АТ в митогеноме штамма ВАС9706 было немного выше, чем у двух родственных штаммов, и составило 70,0 % (Таблица 1).

Митохондриальный геном штамма ВАС9706 содержит 34 гена, кодирующих белки (PCG), 27 генов тРНК и 3 гена рРНК. Из них в общей сложности 19 PCG кодируются на тяжелой (H) цепи, а 15 генов расположены на легкой (L) цепи (Рис. 1). Общая длина генов, кодирующих белки, составляет 26969 п.н., что составляет 29,7% от всего митохондриального генома. Порядок генов в митохондриальном геноме идентичен порядку генов двух родственных штаммов хлореллы.

Гены, кодирующие белки, включают 13 для рибосомальных белков (rpl5-6, 16, rps2-4, 7, 10-14, 19), 9 для НАД(Ф)Н-хинон оксидоредуктаз (nad1-7, 9 и nad4L), 5 для АТФ-синтаз (atp1, atp4, atp6, atp8 и atp9), 3 для coxs (cox1-3), 1 для cob и 3 orf для предполагаемых белков. Были идентифицированы гены транспортной РНК для всех 20 аминокислот, в которых тРНК-Met, тРНК-Leu триплицированы, а тРНК-Ser, тРНК-Arg и тРНК-Gly дублированы. Все

Таблица 1. Распределения нуклеотидов в штаммах.

Нуклеотиды	ВАС9706		UTEX259		NJ-7	
	Число, п.н.	%	Число, п.н.	%	Число, п.н.	%
Аденин (А)	31978	35.2	34356	35.0	30602	35.0
Цитозин (С)	13285	14.6	14462	14.7	12883	14.7
Гуанин (G)	13728	15.1	14965	15.3	13348	15.3
Тимин(Т)	31779	35.0	34279	35.0	30644	35.0
Пурины (А + G)	45706	50.4	49321	50.3	43950	50.2
Пиримидины(С + Т)	45064	49.6	48741	49.7	43527	49.8
С + G	27013	29.8	29427	30.0	26231	30.0
А + Т	63757	70.2	68635	70.0	61246	70.0
Общая длина	90770		98062		87477	



Рис.3. Выравнивание целых геномов для трех штаммов *Chlorella* - UTEX259 (MK948103), NJ7 (NC_045362) и *Chlorella* sp. BAC9706 (PQ043348). CDS показаны желтым цветом, рРНК - розовым, а тРНК - синим. Светло-зеленый линейный график показывает сохранение соответствующей области выравнивания.

4. Выводы

В этом исследовании мы успешно собрали и проанализировали полный митохондриальный геном зеленых водорослей Chlorophyta озера Байкал. Полногеномное секвенирование следующего поколения зеленых водорослей *Chlorella*-like и биоинформатический анализ выявили кольцевую двухцепочечную молекулу с типичным набором митохондриальных генов.

Построенное филогенетическое дерево однозначно указывает на то, что штамм *Chlorella*-like BAC9706 является одним из представителей вида водорослей *Chlorella vulgaris*, байкальского экотипа *C. vulgaris*.

Благодарности

Выражаем благодарность Д. Кузьмину, В. Шарову, К. Крутовскому и С. Феранчуку за помощь в администрировании и проведении вычислений на вычислительном кластере. Работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации в рамках государственного задания № 0279-2021-0011.

Конфликт интересов

Авторы настоящим заявляют, что данная исследовательская работа и написание рукописи соответствовали этическим стандартам, и ни у кого из авторов нет потенциального конфликта интересов. Мы также заявляем, что данное исследование

не финансировалось никаким агентством, кроме RSF.

Список литературы

- Bankevich A., Nurk S., Antipov D. et al. 2012. SPAdes: A new genome assembly algorithm and its applications to single-cell sequencing. *Journal of Computational Biology* 19(5): 455-477. DOI: [10.1089/cmb.2012.0021](https://doi.org/10.1089/cmb.2012.0021)
- Bashenkhaeva M.V., Galachyants Y.P., Khanaev I.V. et al. 2020. Comparative analysis of free-living and particle-associated bacterial communities of Lake Baikal during the ice-covered period. *Journal of Great Lakes Research* 46(3): 508-518. DOI: [10.1016/j.jglr.2020.03.015](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.03.015)
- Belikov S., Belkova N., Butina T. et al. 2019. Diversity and shifts of the bacterial community associated with Baikal sponge mass mortalities. *PLoS ONE* 14(3): e0213926. DOI: [10.1371/journal.pone.0213926](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213926)
- Bondarenko N., Sheveleva N., Rozhkova N. et al. 2017. Remote mountain lakes of Eastern Siberia: a pattern of ecologically pure non-industrialized water-bodies. *Environmental Earth Sciences* 76(10): 1-10. DOI: [10.1007/s12665-017-6708-4](https://doi.org/10.1007/s12665-017-6708-4)
- Bondarenko N.A., Gusel'nikova N.E. 1989. Production of phytoplankton of Southern Baikal. *Bulletin of the Siberian Branch of the USSR Academy of Sciences*. Issue 1. p. 77-80.
- Chernogor L., Klimenko E., Khanaev I. et al. 2020. Microbiome analysis of healthy and diseased sponges *Lubomirskia baicalensis* by using cell cultures of primmorphs. *PeerJ* 8(e9080): 1-24. DOI: [10.7717/peerj.9080](https://doi.org/10.7717/peerj.9080)
- Firsova A., Galachyants Yu., Bessudova A. et al. 2023. Summer phytoplankton species composition and abundance in the southern basin of Lake Baikal and Irkutsk Reservoir. *Limnology and Freshwater Biology* 6: 204-228. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-6-204](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-6-204)

Greiner S., Lehwark P., Bock R. 2019. Organellar genome DRAW (OGDRAW) version 1.3.1: Expanded toolkit for the graphical visualization of organellar genomes. *Nucleic Acids Research* 47(W1): W59-W64. DOI: [10.1093/nar/gkz238](https://doi.org/10.1093/nar/gkz238)

Kozhova O.M. 1959. About the subglacial “bloom” of phytoplankton in Lake Baikal. *Bot. Zh.* 44 (7). p. 1001.

Kozhova O.M. 1987. Phytoplankton of Lake Baikal: structural and functional characteristics. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 25. p. 19.

Lehwark P., Greiner S. 2019. GB2sequin - A file converter preparing custom GenBank files for database submission. *Genomics* 111(4): 759-761. DOI: [10.1016/j.ygeno.2018.05.003](https://doi.org/10.1016/j.ygeno.2018.05.003)

Nagata T., Takai K., Kawanobe K. et al. 1994. Autotrophic picoplankton in southern Lake Baikal: abundance, growth and grazing mortality during summer. *J. Plankton Research* 16(8): 945-959.

Petrushin I.S., Belikov S.I., Belykh O.I. et al. 2020. Draft genome sequence of the green microalga *Chlorella* sp. strain BAC9706, isolated from Lake Baikal, Russia. *Microbiology Resource Announcements* 9(43). DOI: [10.1128/mra.00966-20](https://doi.org/10.1128/mra.00966-20)

Tamura K., Stecher G., Kumar S. 2021. MEGA11: Molecular evolutionary genetics analysis version 11. *Molecular Biology and Evolution* 38(7): 3022-3027. DOI: [10.1093/molbev/msab120](https://doi.org/10.1093/molbev/msab120)

Tillich M., Lehwark P., Pellizzer T. et al. 2017. GeSeq - versatile and accurate annotation of organelle genomes. *Nucleic Acids Research* 45(W1): W6-W11. DOI: [10.1093/nar/gkx391](https://doi.org/10.1093/nar/gkx391)

Votintsev K.K., Meshcheryakova A.I., Popovskaya G.I. 1975. Organic matter cycle in Lake Baikal. *USSR Academy of Sciences. SO Limnol.in-t. Novosibirsk: Nauka.* 189 p.

Benthic Macroinvertebrates as Indicators of Water Quality and Ecological Health in a Tropical Lake, Southern Nigeria

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Enabulele C.O., Olomukoro J.O.

Department of Animal and Environmental Biology, Faculty of Life Sciences, University of Benin, Benin City, Nigeria.

ABSTRACT. This study assesses the community structure and diversity of benthic macroinvertebrates in Ozomu Lake, Southern Nigeria, to evaluate the water quality and ecological health. Sampling was conducted twice monthly from March to August 2020, at three stations using bottom sediment grabs and bank-root zone sampling. A total of 23 taxa and 427 individuals were recorded. Diptera (25%) and Odonata (22%) were the most abundant, followed by Coleoptera (18%) and Ephemeroptera (12%). In terms of diversity, the stations were ranked as follows: Station 2, Station 1, and Station 3. The Shannon-Wiener index indicated that Station 2 had the highest species diversity (2.896), followed by Station 1 (2.828) and Station 3 (2.472). Pielou's Evenness index revealed that Station 2 had the most even distribution of species (0.7871), while Station 1 had the lowest (0.6235). Pollution-sensitive taxa at station 1 comprised 40.8% of the benthic fauna (58 individuals), indicating relatively good water quality. Moderately tolerant taxa represented 28.9% (41 individuals), while pollution-tolerant taxa accounted for 30.3%. Station 2 recorded similar results for pollution-sensitive taxa at 40.3% (52 individuals). However, moderately tolerant taxa dominated this station, making up 41.1% (53 individuals), with pollution-tolerant taxa at only 18.6%, suggesting lower environmental stress. Pollution-tolerant taxa predominated at 40.4% at station 3 (65 individuals), indicating greater environmental disturbance. Moderately tolerant taxa constituted 33.5%, while pollution-sensitive taxa were reduced to 26.1%, reflecting the most stressed environment among the stations. Overall, the lake's ecological health appears stable, but localized stressors may require targeted management.

Keywords: Benthic macroinvertebrates, Pollution tolerance, Bioindicators, Species diversity, Ozomu Lake

For citation: Enabulele C.O., Olomukoro J.O. Benthic Macroinvertebrates as Indicators of Water Quality and Ecological Health in a Tropical Lake, Southern Nigeria // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - P. 1276-1283. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1276

1. Introduction

Freshwater ecosystems are increasingly threatened by anthropogenic activities, which pose significant risks to their biodiversity and ecological processes essential for human well-being (Meng et al., 2016; Niba and Sakwe, 2018). Among these ecosystems, lakes are particularly vulnerable due to their role in collecting runoff and pollutants from their catchments. Assessing and monitoring the health of these aquatic systems is crucial for sustainable management and conservation efforts. Understanding the structure and composition of benthic communities in lakes is imperative for assessing ecosystem health and water quality (Gawad, 2019).

Benthic macroinvertebrates fauna (often referred to as benthic fauna, bottom fauna, zoobenthos or benthic macrofauna) are visible to the unaided eye and frequently used to assess water quality in freshwater

ecosystems. (Osunde and Olomukoro, 2023). They are usually defined as aquatic organisms that live in, crawl or attached to stones or other submerged objects or to the bottom substrate of a body of water and are retained by a net of sieve with an aperture of 0.6mm 'a smaller aperture of 0.25mm may be necessary for special purposes, to ensure the capture of early instars' (Olomukoro and Ezemonye, 2000). Benthic macroinvertebrates are most commonly used tool in biomonitoring (Olomukoro and Osunde, 2015; Fekadu et al., 2022).

Benthic Macroinvertebrates forms an integral part of an aquatic environment and are of ecological and economic importance (Raphahlelo et al., 2022). They also play a key role in mineralization of organic matter and serve as food for economically important fish and shellfish species in most aquatic environments (Min et al., 2019). The relative stability of benthic com-

*Corresponding author.

E-mail address: clinton.enabulele@lifesci.uniben.edu (C.O. Enabulele)

Received: July 22, 2024; **Accepted:** October 25, 2024;

Available online: October 31, 2024

© Author(s) 2024. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



munities and their sensitivity to changes in the aquatic environment have made many species as bio-indicators of water quality (Gawad, 2019; Jonah et al., 2022). Their long larval life cycles allow studies conducted by aquatic ecologists to determine any decline in environmental quality (Ajao and Fagade, 2002).

Benthic characteristics can reveal sites subject to chronic pollution. The diverse assemblage of invertebrate organisms inhabiting the bottom sediments of aquatic ecosystems play a crucial role in maintaining ecological balance and supporting the functioning of freshwater environments (Raphahlelo et al., 2022). The health and sustainability of aquatic ecosystems are facing unprecedented challenges due to anthropogenic activities (Andem et al., 2012). They integrate the effects of various stressors over time, reflecting both short-term and long-term impacts on the ecosystem. Their limited mobility and close association with sediments make them susceptible to contaminants, habitat degradation. By monitoring the responses of benthic macroinvertebrates to pollution, scientists can assess the severity of environmental stressors and develop strategies for mitigating their impacts on aquatic ecosystems (Hakobyan and Jenderedjian, 2016). They also influence sediment characteristics and water quality through their burrowing, feeding, and other activities (Azrina et al., 2006).

In tropical regions, particularly in developing countries like Nigeria, there is a pressing need for robust bioassessment tools to monitor freshwater ecosystems. Despite the ecological significance of these regions, studies on the use of benthic macroinvertebrates as bioindicators in lakes remain limited. This gap in research is especially pronounced in tropical lakes, where unique environmental conditions may influence macroinvertebrate communities differently compared to other freshwater systems.

This study aims to investigate the community structure and diversity of benthic macroinvertebrates in a tropical lake in Southern Nigeria, thereby providing critical insights into the water quality and ecological health of the lake. The findings from this study will enhance the understanding of the ecological dynamics in tropical freshwater ecosystems and inform management practices aimed at preserving these vital resources.

2. Materials and methods

2.1. Study area

Ozomu Lake, located within Ozomu Village in the southern Nigerian rainforest region of Edo State, is a small water expanse positioned between latitude $5^{\circ}26'9''$ E and longitude $6^{\circ}15'3''$ N (Fig. 1). The lake primarily receives water from groundwater sources, with additional runoff during the rainy season. To retain water during the dry season, artificial structures such as small earthen dams and levees have been constructed around the lake. These structures are designed to manage water levels, preventing excessive drainage during dry periods and ensuring a consistent aquatic environment. The presence of these artificial structures could influence the benthic fauna by altering the natural hydrological and sedimentation patterns of the lake.

In addition, sediment analysis revealed that the mean total organic carbon for the lake is 3.89 g/kg, while the total organic matter is 6.72 g/kg. The sediment composition was predominantly sandy, with mean percentages of 82.90% sand, 10.80% clay, and 6.31% silt (Olomukoro and Enabulele, 2024).

The region experiences a tropical climate, with average temperatures ranging between 25°C and 28°C , depending on the season. The southern parts of the state have a humid tropical climate, while the northern parts

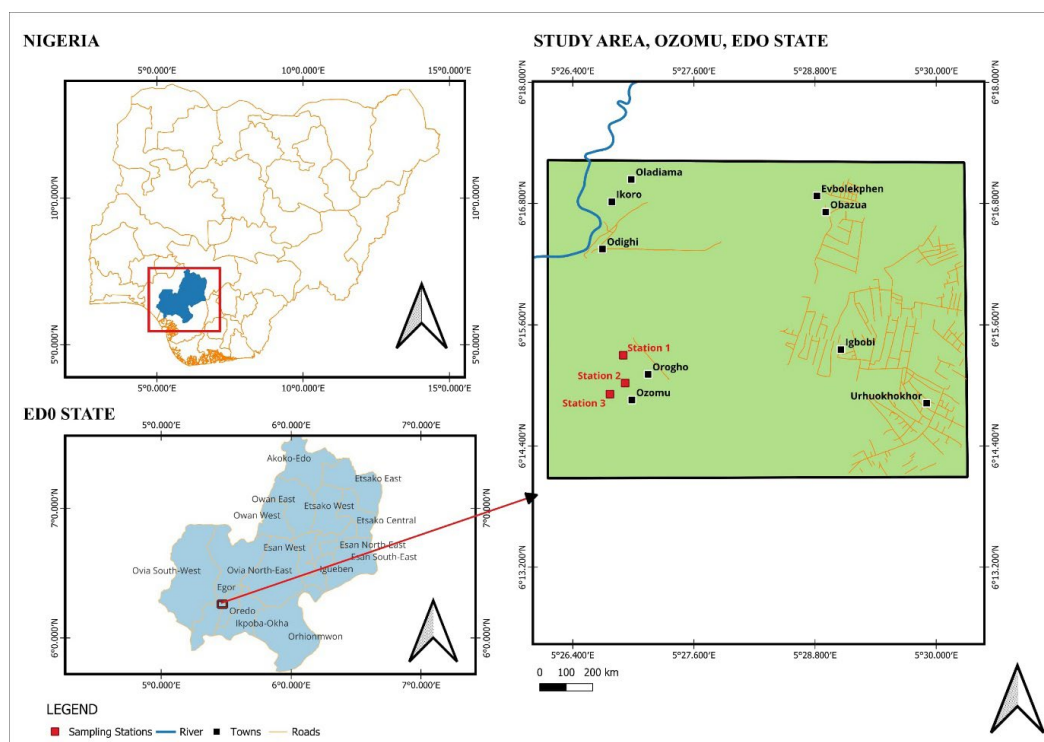


Fig.1. Map of Study area showing the three stations sampled during the period of study

have a sub-humid climate. April is the warmest month with an average temperature of 27.5°C, while July is the coldest with an average of 24.5°C. Precipitation is lowest in January, with only 9mm, and highest in September, with an average of 338mm.

2.2. Sampling stations

For sampling purposes, three locations were chosen based on their accessibility and water availability. These stations provide valuable insights into the ecological dynamics of Ozomu Lake and help assess the impact of human activities and natural variations on its biodiversity and water quality.

Station 1

Station 1 is located in an area with an average depth of 2.45 meters. The vegetation at this station is diverse, featuring species such as *Bambusa* sp., *Alchomelaxiflora* sp., *Azolla* sp., and *Nephrolepsis biserrate*. Additionally, there is an accumulation of decomposing organic material, which may influence nutrient levels in the lake. These plant types contribute to a complex aquatic habitat that supports a variety of organisms. Domestic activities such as bathing, washing, and traditional practices indicate significant use of the lake's resources, potentially affecting water quality and ecological balance. Station 1 also serves as a major source of water supply for local communities.

Station 2

Station 2 is located 520 meters away from Station 1, with an average depth of 3.19 meters. The vegetation at this station includes *Bambusa* sp., *Pistia* sp., *Azolla* sp., *Salvinia* sp., and *Alchomelaxiflora* sp. There is also decomposing organic material present, contributing to the nutrient dynamics of the lake. Human activities at Station 2 are more varied, involving bathing, washing, and dredging. Additionally, the influence of palm oil mill effluent (POME) and dredging activities suggests a higher level of anthropogenic impact, potentially affecting both water quality and ecological conditions.

Station 3

Station 3 is positioned 380 meters away from Station 2, with an average depth of 4.50 meters. The vegetation at this station consists of *Bambusa* sp., *Alchomelaxiflora* sp., and *Elaeis guineensis*, along with decomposing organic material. The relatively deeper water and different vegetation types suggest distinct ecological characteristics compared to the other stations. Human activities at Station 3 include bathing, washing, and the discharge of palm oil mill effluent (POME), indicating a substantial impact on the lake's environment. Dredging activities are also reported, potentially altering sediment composition and water quality at this station.

2.3. Benthic macroinvertebrates sampling and identification

For this study, benthic macroinvertebrates samples were systematically collected twice a month from March to August 2020 at three designated sampling station. This frequent sampling approach is essential

for accurately assessing the community dynamics and diversity within Ozomu Lake. By sampling every two weeks, we aimed to minimize any potential bias that could arise from temporal variability in species abundance and distribution. Bottom sediment samples were collected from all sampling stations and composited in a small bucket. A 6-inch metal container, modified as a grab with extended arms to enable deeper penetration into compacted sediments, was used to manually sample the lake substratum, reaching an average depth of 3.38 meters. The area captured by the grab is approximately 0.023 square meters per sample, this design allowed for more effective collection of bottom sediment samples. Water was added to facilitate gentle hand-mixing, and the sediment slurry was separated using a 500µm mesh-size sieve. The sediment was washed through the sieve with a low-pressure stream of water to avoid damaging organisms, particularly oligochaetes. The sieve was gently agitated to rinse out fine sediment, and the slurry was sieved in small portions to prevent mesh clogging. In addition to bottom sediment sampling, macroinvertebrates were also collected from the bankroot zones and vegetation using the kicking method. This technique involved disturbing the substrate and vegetation along the lake's edges to dislodge organisms into the water column. A fine-mesh net was positioned to capture any dislodged macroinvertebrates (Olomukoro and Osuinde, 2015). The loosened organisms were collected in labeled benthic bottles and preserved in 10% formalin to maintain taxonomic features (Osuinde and Olomukoro, 2023). Each bottle was labeled with sampling details for identification. Benthic macroinvertebrates identification was conducted to the species or genus level using provided identification keys and guides (Olomukoro and Ezemonye, 2000; Gerber and Gabriel, 2002).

2.4. Statistical analysis

Statistical analysis was conducted using Microsoft Excel 2021 and Paleontological Statistics (PAST) software. Biotic indices, including, Shannon-Wiener diversity index (H), Pielou's evenness index (J'), and Simpson's dominance index (D), were analyzed using the PAST software. The total number of individuals and their corresponding percentages for various groups of benthic fauna observed in the study area were analyzed. The benthic fauna were classified into three main groups based on their tolerance to pollution and environmental disturbances: Sensitive Taxa, Moderately Tolerant Taxa, and Tolerant Taxa. Aquatic biological indicators of Benthic Macro-invertebrates based on their tolerance level as defined by the United States Environmental Protection Agency (USEPA) derived from Gawad (2019).

3. Results

3.1. Benthic macroinvertebrates community structure

The overall taxonomic composition, distribution, and abundance of Zoobenthos collected during

the study period are summarized in Table 1. A total of 23 taxa and 427 individuals were recorded, including 2 species of Oligochaeta, 4 species of Odonata, 3 species of Ephemeroptera, 3 species of Hemiptera, 2 species of Coleoptera, 1 species of Trichoptera, 4 species of Diptera, 1 species of Mollusca, 1 species of Araneida, and 2 species of Decapoda. Among these taxa, Diptera accounted for 25% of the total individuals, followed by Odonata (22%), Coleoptera (18%), Ephemeroptera (12%), Decapoda (5%), Araneida (5%), Hemiptera (4%), Mollusca (4%), and Trichoptera (3%) as shown in Figure 2. Station 3 exhibited the highest species richness and individual count compared to Stations 1 and 2 (Table 1, Fig. 3).

3.2. Spatial Variation of Benthic Macroinvertebrates in Ozomu Lake

Station 1 was dominated by Diptera (35 individuals) and Ephemeroptera (26 individuals), followed by Coleoptera (22 individuals) and Odonata (19 individuals). Other groups like Trichoptera, Mollusca, Decapoda, and Araneida were present in smaller numbers, with 6 individuals each, except for Decapoda which had 13 individuals.

Station 2 exhibited the highest abundance of Coleoptera (33 individuals) and Odonata (29 individuals), followed by Diptera. However, Diptera showed a decline in this station compared to Station 1, with 15 individuals recorded. Ephemeroptera (15 individuals) and Hemiptera (9 individuals) also showed a moderate presence, while Mollusca (7 individuals), Decapoda (6 individuals) and Trichoptera (4 individuals) were relatively less abundant.

Station 3, which had the highest species richness, was characterized by a significant presence of Diptera (56 individuals), making it the most dominant group at this station. Odonata (36 individuals) and Coleoptera (32 individuals) were also prominent. In contrast, Ephemeroptera and Hemiptera were less represented, with 14 and 6 individuals, respectively. The number of Trichoptera (2 individuals) was the lowest compared to other stations, indicating spatial variation in the habitat preferences of this group.

In terms of diversity, the stations were ranked in the following order: Station 2, Station 1, and Station 3. The Shannon Weiner's index indicated that Station 2 had the highest species diversity (2.896), followed by Station 1 (2.828) and Station 3 (2.472). Pielou's Evenness index revealed that Station 2 had the most even distribution of species (0.7871), while Station 1 had the lowest (0.6235) (Table 2).

3.3. Distribution of Benthic Fauna Groups and Their Pollution Sensitivity in Ozomu Lake

The analysis of benthic macroinvertebrate communities across the three stations in Ozomu Lake revealed notable differences in the proportions of pollution-sensitive, moderately tolerant, and pollution-tol-

Table 1. Composition, distribution and abundance of Zoobenthos in Ozomu Lake

Species	Station 1	Station 2	Station 3	Total
OLIGOCHAETA				
<i>Nais</i> sp.	2	2	1	5
<i>Naidium</i> sp.	1	0	1	2
ODONATA				
<i>Enallagma</i> sp.	10	2	12	24
<i>Cordulid</i> sp.	0	3	1	4
<i>Aeschna</i> sp.	4	0	8	12
<i>Libellula</i> sp.	5	24	15	44
EPHEMEROPTERA				
<i>Baetis bicaudatus</i>	14	7	6	27
<i>Cloeon simplex</i>	5	5	5	15
<i>Centroptilum</i> sp.	7	3	3	13
HEMIPTERA				
<i>Epicordulia</i> sp.	6	5	4	15
<i>Plea striola</i>	0	4	2	6
COLEOPTERA				
<i>Dytiscus marginalis</i>	12	16	17	45
<i>Hydrophilus</i> sp.	8	13	6	27
Coleopteran larvae	6	4	3	13
TRICHOPTERA				
<i>Ablabesmyia</i> sp.	6	4	2	12
DIPTERA				
<i>Chironomus</i> sp.	20	10	43	73
<i>Cricotopus</i> sp.	5	2	2	9
<i>Chironomus travalensis</i>	7	3	5	15
<i>Tanytarsus</i> sp.	3	0	6	9
MOLLUSCA				
<i>Lymaea natalensis</i>	6	7	8	12
ARANEIDA				
<i>Agyroneta aquatica</i>	3	9	7	21
DECAPODA				
<i>Gammarus</i> sp.	3	4	4	11
<i>Caridina africana</i>	10	2	1	13
Total number of individuals	143	129	162	427
Total number of species	21	20	23	

Table 2. Diversity of Benthic macroinvertebrates in Ozomu Lake

Indices	Station 1	Station 2	Station 3
Taxa _S	21	20	23
Individuals	143	129	162
Simpson's Dominance (D)	0.0787	0.0714	0.1362
Shannon-Weiner (H)	2.828	2.896	2.472
Pielou's Evenness (J')	0.902	0.9237	0.8395

erant taxa, highlighting the ecological variability of the lake (Fig. 4).

At Station 1, benthos sensitive taxa accounted for 40.8% of the total benthic fauna, indicating relatively good water quality. This group, comprising Ephemeroptera, Trichoptera, and Coleoptera, had a combined total of 58 individuals. Moderately tolerant taxa made up 28.9% of the community, with a total of 41 individuals represented by Odonata, Hemiptera, Decapoda, and Araneida. Benthos tolerant taxa, which include Oligochaeta, Diptera, and Mollusca, constituted 30.3% of the community, reflecting the presence of species that can withstand higher levels of environmental stress.

At Station 2, benthos sensitive taxa contributed 40.3% of the total fauna, which is comparable to Station 1, with a total of 52 individuals from Ephemeroptera, Trichoptera, and Coleoptera. Moderately tolerant taxa were the dominant group at this station, accounting for 41.1% of the community, with a total of 53 individuals. Benthos tolerant taxa, on the other hand, represented only 18.6% of the total fauna, reflecting lower environmental stress at this station compared to others.

At Station 3, benthos tolerant taxa dominated the community, comprising 40.4% of the total fauna, with 65 individuals. This high percentage of pollution-tolerant species suggests that this station experiences greater environmental disturbance or pollution. Moderately tolerant taxa contributed 33.5% of the fauna, while benthos sensitive taxa accounted for 26.1%, the lowest proportion across all stations. This indicates that Station 3 has the most stressed environment, with fewer sensitive species present.

Overall, benthos sensitive taxa made up 35.7% of the total community across all stations, moderately tolerant taxa accounted for 34.9%, and benthos tolerant taxa comprised 29.0%. (Table 3). These variations in community structure reflect differing levels of environmental pressure across the stations, with Station 1 showing better water quality, Station 2 reflecting moderate environmental conditions, and Station 3 indicating higher levels of disturbance.

4. Discussion

The comprehensive investigation conducted in Ozomu Lake, Southern Nigeria, provided valuable insights into the benthic macroinvertebrate communities and the overall ecological health of the aquatic ecosystem. Through a combination of taxonomic identification, composition, abundance, diversity indices calculation, and pollution tolerance assessment, a detailed understanding of the lake's biotic integrity and water quality was achieved. The results shed light on the potential impacts of pollution on benthic communities and underscore the significance of this research for ecological conservation and environmental management. Ephemeroptera, Odonata, and Diptera were among the most abundant orders, these taxa are known to be sensitive to environmental changes and are commonly used in biomonitoring programs due to their rapid response to pollutants.

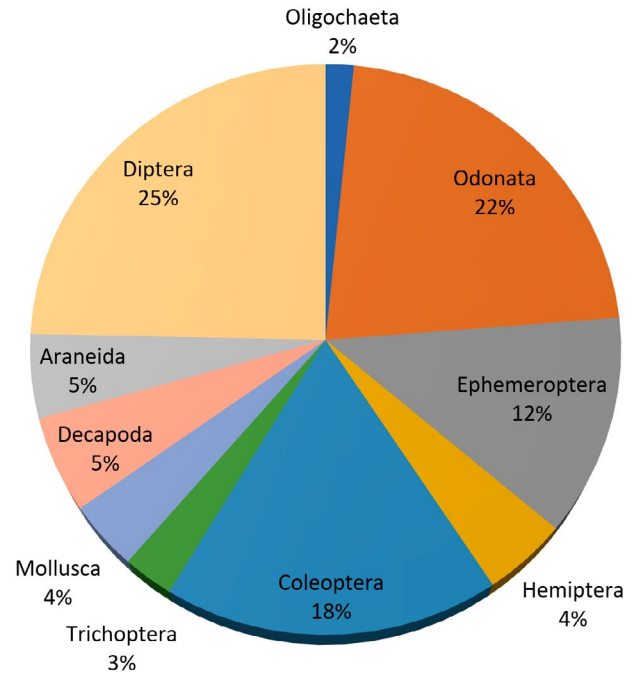


Fig.2. Percentage composition of benthic macroinvertebrates in Ozomu Lake

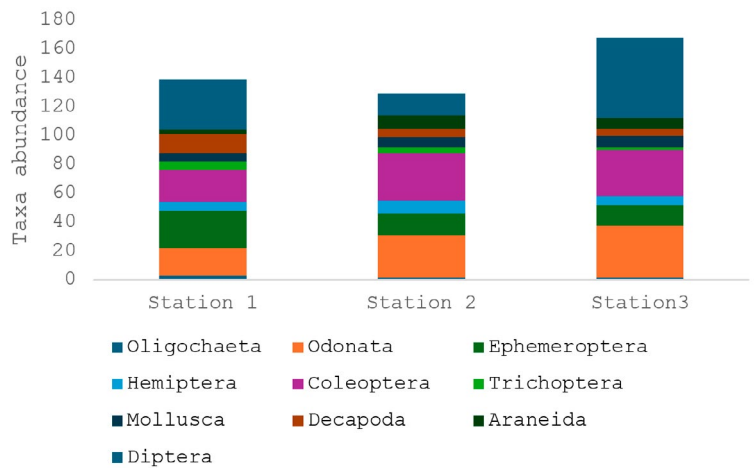


Fig.3. Total abundance of benthic macroinvertebrates per stations in Ozomu Lake

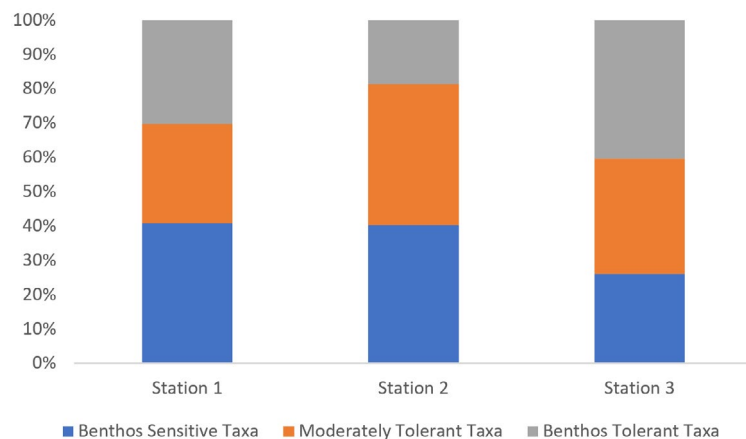


Fig.4. Comparison of Pollution Tolerance Levels among Benthic Macroinvertebrates at Different Stations in Ozomu Lake

The order Diptera was the most abundant taxon in the study, recording one family and four species: *Chironomus* sp., *Chironomus travalensis*, *Cricotopus* sp., and *Tanytarsus* sp. Among these, *Chironomus* sp. had the highest occurrence, particularly in stations 3 and 1, making it the most abundant species within this taxon. In contrast, the other species such as *Chironomus travalensis*, *Cricotopus* sp., and *Tanytarsus* sp. were present at lower densities. The dominance of dipterans could be attributed to their wide range of ecological adaptations, enabling them to thrive across varying environmental conditions (Abhilash et al., 2024).

In the order Ephemeroptera, the family Baetidae was represented by three species, including *Baetis* sp. and *Cloeon simplex*. *Baetis* sp. was notably abundant across the stations. Similarly, the order Coleoptera accounted for 19.7% of the total species abundance, comprising the families Dytiscidae and Hydrophilidae. The species *Dytiscus* sp. and *Hydrophilus* sp. were evenly distributed across the stations, with 45 and 27 individuals, respectively. The Hemiptera order included two species, *Epicordulia* sp. and *Plea striola*. *Epicordulia* sp. was most abundant in station 1, with a total of 15 individuals, while *Plea striola* was absent at station 1 and recorded only 6 individuals in total. Hemiptera accounted for 4% of the total species abundance.

The presence of *Chironomus* sp., a known pollution-tolerant species, suggests degrading water quality at certain stations (Caires et al., 2013; Olomukoro and Oviojie, 2015). Its high occurrence in stations 3 and 1 further reflects the potential impact of environmental stressors, such as organic pollution. However, despite the dominance of pollution-tolerant dipterans, the occurrence of sensitive taxa provides a contrasting indication of the lake's overall condition.

Sensitive taxa, including *Ephemeroptera*, *Trichoptera*, *Coleoptera*, and *Odonata*, were present across the study stations, indicating generally unpolluted water with low levels of organic waste (Goedkoop and Johnson, 1996; Olomukoro and Oviojie, 2015). Species such as *Baetis* sp. from the Ephemeroptera family and *Libellula* sp. from the Odonata order were widely distributed and served as indicators of good water quality. According to Olomukoro and Ezemonye (2007), Ephemeroptera is typically restricted to cool, clean aquatic environments with high dissolved oxygen content, which suggests favorable conditions in the lake.

The occurrence of Oligochaetes is generally associated with muddy, organic-rich substrates, which provide favorable conditions for their proliferation. However, their low abundance in this study, despite the presence of such substrates, indicates that additional factors may be at play. While it remains unclear why Oligochaetes are sparse in this case, potential explanations could include competition with other benthic fauna, the timing of seasonal variations, or specific local conditions, such as water chemistry, that may not favor their proliferation (Olomukoro and Odigie, 2019). This is an area that requires further investigation to determine the precise causes of their reduced numbers. Species of Annelid recorded in this study

Table 3. Biological indicators of Benthic Macro-invertebrates based on their tolerance level

Types of benthic fauna	Total number	Percentage (%)
Benthos Sensitive Taxa		
Ephemeroptera (Mayflies)	55	12.8%
Trichoptera (Caddisflies)	12	2.8%
Coleoptera (Beetles)	85	19.7%
Total	152	35.3%
Moderately Tolerant Taxa		
Odonata (Dragonflies and Damselflies)	84	19.5%
Hemiptera (True Bugs)	21	4.9%
Decapoda (Shrimp and Crabs)	24	5.6%
Araneida (Spiders)	21	4.9%
Total	150	34.9 %
Benthos Tolerant Taxa		
Oligochaeta (Aquatic Worms)	7	1.6%
Diptera (True Flies)	106	24.6%
Mollusca	12	2.8%
Total	125	29.0%

have been documented elsewhere by Olomukoro and Ezemonye (2007), Omoigberale and Ogbeibu (2010) and Olomukoro and Odigie (2019). Trichoptera were sparsely recorded in this study, with only one species, *Ablabesmyia* sp. Trichoptera are typically more abundant in upland streams and rivers, where oxygen levels are higher compared to lakes like Ozomu. Similarly, Mollusca were underrepresented, with only one species, *Lymnaea natalensis*, which was evenly distributed across all study stations.

These findings are consistent with previous studies that have utilized benthic macroinvertebrates as indicators of water quality (Sudarso et al., 2021). Ephemeroptera, Trichoptera, and Coleoptera, which are classified as pollution-sensitive taxa, were present in moderate to high proportions across all stations. Their abundance indicates a relatively low level of pollution in Ozomu Lake, as these taxa are known to decline in response to organic pollution and habitat degradation, a trend similarly observed in other studies (Wimbanngrum et al., 2016; Sudarso et al., 2021). However, differences were noted in the abundance of moderately tolerant taxa, suggesting localized areas of slightly degraded conditions.

Conversely, the presence of taxa such as Odonata, Hemiptera, and Decapoda, which are considered moderately tolerant to pollution, suggests that while the lake maintains a good biological quality overall, there may be localized areas or stressors that contribute to slightly degraded conditions. Continued monitoring of these taxa and their abundance patterns can provide valuable information for identifying and mitigating potential sources of pollution in the lake.

The diversity patterns observed across the stations suggest variations in species distribution and community structure, reflecting the influence of environmental conditions at each site. While Station 3 displayed the highest species richness, the dominance of a few taxa led to lower overall diversity, as seen in the lower Shannon-Weiner and Simpson indices. This pattern, where a few species dominate, can indicate favorable conditions for certain taxa, allowing them to outcompete others (Poikane et al., 2016). Such imbalances, where dominant species suppress others, suggest localized environmental factors, possibly linked to anthropogenic disturbances like dredging that skew the community structure (Johnson et al., 2004).

In contrast, Station 2 demonstrated the highest overall diversity and evenness, suggesting a more balanced and resilient macroinvertebrate community. This evenness is essential for maintaining ecosystem functions, as more evenly distributed communities tend to be more stable and capable of withstanding environmental changes (Suurkuukka et al., 2012). The high Pielou's evenness index in Station 2 suggests fewer competitive interactions, allowing a wider range of taxa to coexist. This station's diversity is likely influenced by a range of factors, including the balance between organic inputs and suitable habitat complexity, which has been noted to improve diversity in benthic communities (Cai et al., 2012).

Although Station 1 ranked second in species diversity, it showed lower evenness compared to Station 2. The relatively higher dominance of certain taxa, such as Diptera, suggests that environmental factors such as competition or localized stressors, including human activities like washing and bathing, may have reduced the balance within the community (Weatherhead and James, 2001). This reflects the findings of other studies that highlight the impact of anthropogenic pressure on the structure of benthic communities (Abhilash et al., 2024).

Station 3, where Diptera consistently dominated, exhibited the lowest evenness, pointing to the substantial impact of palm oil mill effluent (POME) and dredging activities. Diptera, particularly Chironomidae, are known for their high tolerance to organic pollution and degraded water quality (Johnson et al., 2004). The dominance of pollution-tolerant taxa at this station, coupled with a lack of sensitive groups such as Ephemeroptera, suggests that POME significantly influences the water quality, reducing oxygen availability and altering the habitat conditions for more sensitive species (Cai et al., 2012).

The co-occurrence of Diptera and Ephemeroptera in Station 1 indicates moderate water quality, as Diptera are pollution-tolerant, while Ephemeroptera are sensitive to pollution and require higher oxygen levels (Abhilash et al., 2024). This suggests that the station experiences lower pollution levels compared to Station 3, where pollution-tolerant taxa dominated. Similarly, Station 2's balanced mix of pollution-sensitive taxa like Coleoptera and Odonata, alongside moderately tolerant Diptera, points to fluctuating water quality conditions, possibly influenced by seasonal or localized inputs of

organic matter such as decaying vegetation or POME (Poikane et al., 2016).

The comparative analysis of taxa ratios across the stations underscores the varying impacts of pollution and environmental stressors on the lake's ecosystem. Station 1 and Station 2 support a more diverse mix of pollution-sensitive and moderately tolerant taxa, indicating lower levels of pollution and healthier ecological conditions (Suurkuukka et al., 2012). On the other hand, Station 3's dominance by Diptera and reduced presence of sensitive taxa like Coleoptera and Ephemeroptera reflect a more stressed environment, heavily influenced by continuous POME inputs and dredging activities (Cai et al., 2012). These findings demonstrate the need for ongoing monitoring and management efforts to mitigate the impact of human activities on Ozomu Lake's water quality and biodiversity.

By incorporating these comparisons of taxa ratios and the presence of pollution-tolerant species, this study provides critical insights into how POME and other anthropogenic pressures affect the water quality and community dynamics in Ozomu Lake. These results align with similar studies on the effects of pollution on benthic communities, emphasizing the importance of integrating pollution-sensitive and tolerant taxa data for effective water quality assessments (Poikane et al., 2016; Johnson et al., 2004).

5. Conclusion

In conclusion, the findings of this study contribute to our understanding of benthic macroinvertebrate communities in Ozomu Lake and provide valuable baseline data for future research and conservation initiatives. This comprehensive assessment provides valuable insights into the diversity and abundance of zoobenthos in the study area, facilitating a better understanding of the ecological dynamics and water quality conditions of the ecosystem. By employing a multidisciplinary approach encompassing taxonomic, ecological, and pollution tolerance assessments, this study highlights the importance of holistic approaches in evaluating the ecological integrity and water quality of freshwater ecosystems.

The presence of diverse benthic macroinvertebrate communities suggests that the lake provides suitable habitat conditions to support a variety of aquatic organisms, with habitat heterogeneity playing a key role in sustaining these communities. Ongoing monitoring and adaptive management strategies are essential to ensure the long-term health and sustainability of Ozomu Lake, as well as to provide a more comprehensive understanding of its ecological dynamics. Future studies should aim to increase the temporal and spatial scope of sampling to capture seasonal variability and provide a more detailed assessment of the lake's biodiversity and ecological status.

Conflict of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

- Abhilash H.R., Samson S., Dharma Guru Prasad M.P. et al. 2024. Use of Aquatic Insects as Biomonitoring Tools to Assess the Water Quality Status of Two Freshwater Lakes of Mysore, Karnataka, India. *Advances in Zoology and Botany* 12(2): 138-149. DOI: [10.13189/azb.2024.120206](https://doi.org/10.13189/azb.2024.120206)
- Ajao E.A., Fagade S.O. 2002. The benthic macrofauna Lagos Lagoon. *Zoologist* 2: 1–15.
- Andem B.A., Okorafor K.A., Eyo V.O. et al. 2012. Ecological Impact Assessment and Limnological Characterization in the Intertidal Region of Calabar River Using Benthic Macroinvertebrates as Bioindicator Organisms. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies* 1(2): 8-14.
- Azrina M.Z., Yap C.K., Ismail A.R. et al. 2006. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 64(3): 337-347.
- Cai Y., Gong Z., Qin B. 2012. Benthic macroinvertebrate community structure in Lake Taihu, China: effects of trophic status, wind-induced disturbance and habitat complexity. *Journal of Great Lakes Research* 38(1): 39-48.
- Caires A.M., Chandra S., Hayford B.L. et al. 2013. Four decades of change: dramatic loss of Zoobenthos in an oligotrophic lake exhibiting gradual eutrophication. *Freshwater Science* 32(3): 692-705.
- Fekadu M.B., Agembe S., Kiptum C.K. et al. 2022. Impacts of anthropogenic activities on the benthic macroinvertebrate assemblages during the wet season in Kipsinende River, Kenya. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 22(6): 1-10. DOI: [10.4194/TRJFAS18410](https://doi.org/10.4194/TRJFAS18410)
- Gawad S.S. 2019. Using benthic macroinvertebrates as indicators for assessment the water quality in River Nile, Egypt. *Egyptian Journal of Basic and Applied Sciences* 6(1): 206-219. DOI: [10.1080/2314808X.2019.1700340](https://doi.org/10.1080/2314808X.2019.1700340)
- Gerber A., Gabriel M.J.M. 2002. Aquatic invertebrates of South African rivers field guide. Pretoria, South Africa: Resource Water Quality Services, Department of Water Affairs and Forestry.
- Goedkoop W., Johnson R.K. 1996. Pelagic benthic coupling: profundal benthic community response to spring diatom deposition in Mesotrophic Lake Erken. *Limnology and Oceanography* 41: 636–647.
- Hakobyan H.S., Jenderedjian K.G. 2016. Current state of the Zoobenthos community of Lake Sevan. *Electronic Journal of Natural Sciences of NAS RA* 2(27):18-22.
- Johnson R.K., Goedkoop W., Sandin L. 2004. Spatial scale and ecological relationships between the macroinvertebrate communities of stony habitats of streams and lakes. *Freshwater biology* 49(9): 1179-1194.
- Jonah U.E., Esenowo I.K., Akpan I.I. et al. 2022. Macroinvertebrates Assemblage Study: An attempt to assess the Impact of Water Quality on Qua Iboe River Estuary, Akwa Ibom State, Nigeria. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management* 26(9):1507-1513.
- Meng J., Yu Z., Miao M. et al. 2016. Differentiated responses of plankton and zoobenthos to water quality based on annual and seasonal analysis in a freshwater lake. *Polish Journal of Environmental Studies* 26(2): 755-764.
- Min J.K., Kim Y.J., et al. 2019. Spatial distribution patterns of benthic macroinvertebrate functional feeding groups by stream size and gradient in Republic of Korea. *Journal of Freshwater Ecology* 34(1):715-738. DOI: [10.1080/02705060.2019.1677793](https://doi.org/10.1080/02705060.2019.1677793)
- Niba A., Sakwe S. 2018. Turnover of benthic macroinvertebrates along the Mthatha River, Eastern Cape, South Africa: implications for water quality bio-monitoring using indicator species. *Journal of Freshwater Ecology* 33(1):157–171.
- Olomukoro J.O., Ezemonye L.I.N. 2000. Studies of the microbenthic fauna of Eruvbi Stream, Benin City, Nigeria. *Tropical Environmental Research* 2(1-2): 125-136.
- Olomukoro J.O., Ezemonye L.N. 2007. Assessment of the macro-invertebrates fauna of rivers in southern Nigeria. *African Zoology* 42(1): 1-11. DOI: [10.1080/15627020.2007.11407371](https://doi.org/10.1080/15627020.2007.11407371)
- Olomukoro J.O., Odigie O.J. 2019. Evaluation of Oligochaeta fauna of Ozomu lake, Benin City, Nigeria. *Centrepoint Journal* 24(2): 55-66.
- Olomukoro J.O., Osuinde G.A. 2015. Associations of benthic macroinvertebrate assemblages with environmental variables in a creek flowing through an urban area in southern Nigeria. *Egerton Journal of Science and Technology* 15: 141-156.
- Olomukoro J.O., Oviojie E.O. 2015. Diversity and distribution of benthic macroinvertebrate fauna of Obazuwa Lake in Benin City, Nigeria. *Journal of Biology, Agriculture and Healthcare* 5(1): 94-100.
- Olomukoro J.O., Enabulele C.O. 2024. Assessment of heavy metal contamination and sediment characteristics in Ozomu Lake, southern Nigeria: Implications for environmental health. *Kuwait Journal of Science* 51(2): 100192.
- Omoigberale M.O., Ogbeibu A.E. 2010. Environmental impacts of oil exploration and production on the Macroinvertebrate Fauna of Osse River, Southern Nigeria. *Journal of Biomedical Research and Environmental Sciences* 4: 101-114.
- Osuinde G.A., Olomukoro J.O. 2023. Benthic Macroinvertebrate Community Diversity of Orhuwhorun River in Udu Wetlands. *Journal of Limnology and Freshwater Fisheries Research* 9(2): 53-62. DOI: [10.17216/LimnoFish.1110878](https://doi.org/10.17216/LimnoFish.1110878)
- Poikane S., Johnson R.K., Sandin L. et al. 2016. Benthic macroinvertebrates in lake ecological assessment: A review of methods, intercalibration and practical recommendations. *Science of the Total Environment* 543: 123-134.
- Raphahlelo M.E., Addo-Bediako A., Luus-Powell W.J. 2022. Distribution and diversity of benthic macroinvertebrates in the Mhlapitsi River, South Africa. *Journal of Freshwater Ecology* 37(1):145-160. DOI: [10.1080/02705060.2021.2023054](https://doi.org/10.1080/02705060.2021.2023054)
- Sudarso J., Suryono T., Yoga G.P. et al. 2021. The impact of anthropogenic activities on benthic macroinvertebrates community in the Ranggeh River. *Journal of Ecological Engineering* 22(5): 179-190.
- Suurkuukka H., Meissner K.K., Muotka T. 2012. Species turnover in lake littorals: spatial and temporal variation of benthic macroinvertebrate diversity and community composition. *Diversity and Distributions* 18(9): 931-941.
- Weatherhead M.A., James M.R. 2001. Distribution of macroinvertebrates in relation to physical and biological variables in the littoral zone of nine New Zealand lakes. *Hydrobiologia* 462: 115-129.
- Wimbanngrum R., Indriyani S., Retnaningdyah C. et al. 2016. Monitoring water quality using biotic indices of benthic macroinvertebrates along surfaces water ecosystems in some tourism areas in East Java, Indonesia. *Journal of Indonesian tourism and development studies* 4(2): 81-90.

Results of synchronous measurements of the content of nitrogen and sulfur oxides in the atmosphere of Southern Baikal in July 2023

Shikhovtsev M.Yu.¹, Molozhnikova E.V.¹, Khodzher T.V.¹, Zhamsueva G.S.², Tsydypov V.V.², Tyurnev I.N.^{1*}

¹Limnological Institute Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya Str., 3, Irkutsk, 664033, Russia

²Institute of Physical Material Science Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Sahyanovoy Str., 6, Ulan-Ude, 670047, Russia

ABSTRACT. The paper presents the results of synchronous measurements of the content of small gas impurities at the three atmospheric monitoring stations located on the shore of Southern Baikal, July 2023. The measurements were carried out using automatic gas analyzers, which enabled to obtain data on the content of sulfur and nitrogen oxides in the atmospheric air with high temporal resolution. The studies showed that in spite of a small distance between the observation stations, the fluctuations of concentrations of small gas impurities on different shores of Southern Baikal occur independently of each other. We suggested that an increase of nitrogen and sulfur oxide concentrations on the western shore in summer is probably correlated more with the impact of regional thermal power plants (TPP) and on the eastern shore with the orographic features of the southern basin of the lake and local sources. The influence of meteorological conditions on the content of gas components in the atmosphere of Southern Baikal was estimated using multivariate statistical methods, namely, NWR and PSCF.

Keywords: air pollution, sulfur dioxide, nitrogen oxides, the Baikal natural territory, Siberia

For citation: Shikhovtsev M.Yu., Molozhnikova E.V., Khodzher T.V., Zhamsueva G.S., Tsydypov V.V., Tyurnev I.N. Results of synchronous measurements of the content of nitrogen and sulfur oxides in the atmosphere of Southern Baikal in July 2023 // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - P. 1284-1301. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1284

1. Introduction

Oxides of sulfur (SO₂) and nitrogen (NO_x = NO + NO₂) are common atmospheric impurities that play a significant role in the troposphere and lead to a number of environmental problems such as acid rain, acidification of freshwater ecosystems (Moiseenko et al., 2018; 2022; Obolkin et al., 2016) and photochemical smog (He et al., 2007; Shon et al., 2011). Sulfur and nitrogen oxides in the atmosphere are known to contribute to the generation of aerosol particles with aerodynamic diameter less than 2.5 μm (Seinfeld and Pandis, 2016; Liu et al., 2019), which in turn have negative effects on human health (Lelieveld et al., 2015; Tiotiu et al., 2020; Southerland et al., 2022), contribute to a decrease in atmospheric transparency (Kovadlo et al., 2018; Taschilin et al., 2021), and lead to an enhanced greenhouse effect and climate change (Gharibzadeh et al., 2021; Liu et al., 2022). Besides, nitrogen oxides are precursors for the formation of ground-level ozone, which leads to deterioration

of air quality and adversely affects human health.

Over the last four decades, there has been an increase in the content of small gas impurities in the atmosphere of reference areas worldwide, along with improvements in air quality in industrial cities (Fenger, 2009; Sillanpää et al., 2022) (Golobokova et al., 2018a; Sicard et al., 2023). This trend is also relevant for the Baikal region. The atmosphere in this region is showing an increase in nitrogen oxides (Golobokova et al., 2018b). It was previously found that Southern Baikal is subjected to significant atmospheric pollution as a result of high-altitude transport of sulfur and nitrogen oxides from remote regional TPP located to the northwest and southeast of the lake (Obolkin et al., 2014; Shikhovtsev et al., 2023) (Obolkin et al., 2017; Popovicheva et al., 2021). Emissions from sources of atmospheric pollution located within the Central Ecological Zone of the lake, as a rule, spread locally, and their contribution to the total level of atmospheric pollution over the lake in the cold period is insignificant (Molozhnikova and Kuchmenko, 2004; Molozhnikova et al., 2023).

*Corresponding author.

E-mail address: tyurnev@lin.irk.ru (I.N. Tyurnev)

Received: October 03, 2024; **Accepted:** October 28, 2024;

Available online: October 31, 2024

© Author(s) 2024. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



In summer, forest fires are a significant source determining the state of the atmosphere above the lake. Thus, according to the studies of (Marinaite et al., 2019; Golobokova et al., 2022; Khodzher et al., 2024), an increase in the concentration of oxides of nitrogen and sulfur, persistent organic pollutants, including polyaromatic hydrocarbons (PAHs), soot, nutrients (mineral nitrogen, potassium), trace elements (iron, manganese, vanadium, zinc, barium, lead) was recorded both in the atmosphere and in the surface waters of the lake. The long-term input of nitrogen- and sulfur-containing substances into the atmosphere over Southern Baikal resulted in a decrease in the pH level of atmospheric precipitation, which is the main source of supply for the lake's southeastern tributaries. This led to acidification of river waters (Tomberg et al., 2016).

Khodzher and Sorokovikova (2007) showed that from 2 to 6 per cent of soluble components and from 30 to 60 per cent of nutrients enter the catchment area of Lake Baikal from the atmosphere, providing an extra inflow of nutrients. Precipitation with an increased nitrogen content may be one of the key factors contributing to the mass development of the under-ice dinoflagellate community *Gymnodinium baicalense* var. minor Antipova in Listvenichnichny Bay (Southern Baikal) in 2018 (Obolkin et al., 2019). In Bay of Bolshiye Koty, located on the southern shore of Lake Baikal, similar phenomena have been repeatedly observed. In July 2019, mass reproduction of cyanobacteria occurred after four days of nitrogen- and phosphorus-enriched rains (Bondarenko et al., 2021). In June 2022, heavy rainfall (34 mm) caused an increase in fecal indicator bacteria in the same area (Malnik et al., 2024).

Thus, gas impurities can influence the formation of the chemical composition of the Baikal water and determine its quality. Thanks to the intra-basin circulation of air (Arshinov et al., 2001), impurities entering the atmosphere can be transported throughout the water area, contributing to the pollution of hydrosphere

of the region. Moreover, the mountain basin can accumulate pollutants not only from local sources but also from vast territories of Siberia, China, and Mongolia (Mashyanov et al., 2022; Nasonov et al., 2023). It is essential to study environmental changes in the region in terms of negative impacts on unique natural objects.

The study aims to determine how small atmospheric impurities are distributed in the atmosphere of Southern Baikal and to estimate the location of remote sources during the period of minimum impact of regional TPP. For this purpose, data of continuous automatic registration of the concentration of small gas impurities in the atmospheric air of Southern Baikal with a high frequency of measurements were used.

2. Materials and methods

2.1. Location of stations and equipment used

The measurements were carried out simultaneously at the three stations: Listvyanka (51.84 N, 104.89 E), Bolshiye Koty (51.89 N, 105.06 E), and Boyarsky (51.84 N, 106.07 E). The location of observation stations, which represent the largest stationary sources of atmospheric pollution, and a map-scheme of the study area are presented in Figure 1. The measurements were performed using chemiluminescent gas analyzers manufactured by OPTEC (St. Petersburg, Russia): SV-320 and SV-320A (SO₂); PA-310A (NO₂ and NO); with a detection limit of 0.001 mg/m³, a reduced error of ± 25% in the range from 0 mg/m³ to 0.05 mg/m³ and a relative error of ± 25% in the range from 0.05 mg/m³ to 2.0 mg/m³. These devices are verified annually in the laboratory of OPTEC. Data on the direction and speed of the wind were obtained using the AMK-11 acoustic meteorological system (Boyarsky station) and the Sokol-M meteorological complex (Listvyanka and Bolshiye Koty stations).

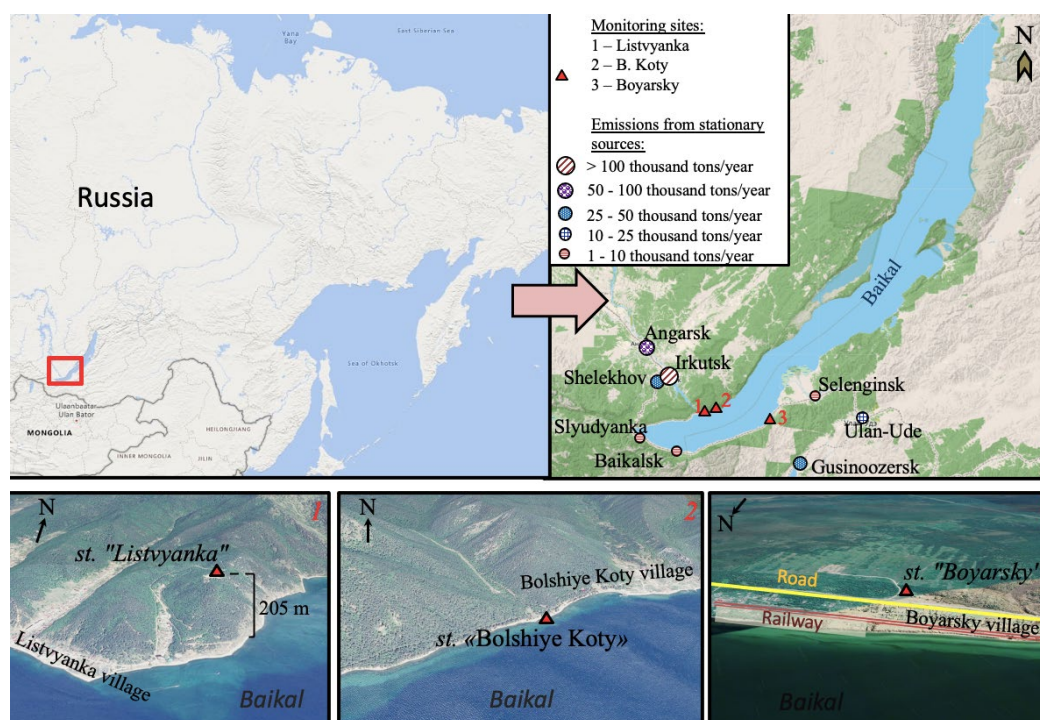


Fig.1. Location of the sampling station: 1 – “Listvyanka”; 2 – “Bolshiye Koty”; 3 – “Boyarsky” and map of the studied area

2.2. Non-parametric wind regression (NWR)

A receptor-based non-parametric wind regression (NWR) model was used to identify potential local sources of atmospheric pollution using meteorological data (Henry et al., 2009). In this study, the openair package (R language) was used to analyze the NWR, and the Gaussian kernel smoothing method was applied to the resulting wind direction and speed (Carslaw and Ropkins, 2012). The NWR analysis is defined as follows (1) and (2):

$$E(C|\theta, u) = \frac{\sum_{i=1}^N K_1 \left(\frac{(\theta - W_i)}{\sigma} \right) K_2 \left(\frac{(u - U_i)}{h} \right) C_i W_i}{\sum_{i=1}^N K_1 \left(\frac{(\theta - W_i)}{\sigma} \right) K_2 \left(\frac{(u - U_i)}{h} \right)} \quad (1)$$

$$K(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \cdot e^{-0.5x^2} \quad (2)$$

where C_i is measured pollutant concentration, U_i and W_i are resulting wind speed and standard deviation of wind direction for the i -th observation. N is total number of observations; K_1 and K_2 are smoothing kernels; θ is wind direction; u is wind speed; and σ and h are smoothing parameters for wind direction and wind speed, respectively.

2.3. Potential Source Contribution Function (PSCF)

The location of remote sources of the analyzed pollutants was determined using the potential source contribution function (PSCF). The method is based on the analysis of inverse trajectories of air masses. The 72-hour back trajectories required for the analysis were generated using the HYSPLIT model developed by the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (Draxler and Hess, 1998; Stein et al., 2015). The PSCF is calculated on the basis of the probability

of occurrence of i concentration in each grid cell, as specified in equation (3):

$$PSCF_{i,j} = \frac{m_{ij}}{n_{ij}} \quad (3)$$

where m_{ij} is number of points whose concentration exceeds the limit value, and n_{ij} is number of endpoints of the return paths that pass through each grid cell (Karnaev and John, 2011; Liu et al., 2024).

3. Results and discussion

3.1. Content of gas impurities in the atmosphere of Southern Baikal

The study considers the results of an analysis of data on the concentrations of SO_2 , NO , and NO_2 in the surface layer of the atmosphere in the area of Southern Baikal, obtained between 17 and 28 July 2023. Figure 2 shows the results of measurements of surface concentrations of nitrogen and sulfur oxides at the three monitoring stations. Figure 2 shows that the highest variability was recorded for sulfur dioxide. The hourly mean concentrations of SO_2 at the Boyarsky station ranged from 5 to 30 $\mu g/m^3$, while at Listvyanka station, they varied from 0 to 28 $\mu g/m^3$. On average during the observation period, concentrations of SO_2 on the southeastern shore were 15 $\mu g/m^3$, on the southwestern shore were 5 $\mu g/m^3$, which corresponded well with measurements made both during ship expeditions in 2020-2022 (Zhamsueva et al., 2020) and ground-based measurements conducted at the Boyarsky station in 2015 (Zayakhanov et al., 2019).

The highest recorded concentration of nitrogen oxide was also observed at the Boyarsky station. During the observation period, concentrations of nitrogen dioxide increased up to 33 $\mu g/m^3$, while nitrogen monoxide concentrations reached 7 $\mu g/m^3$. Figure 2-B illustrates that short-term spikes in nitrogen dioxide levels above 20 $\mu g/m^3$ were periodically observed at the Boyarsky station.

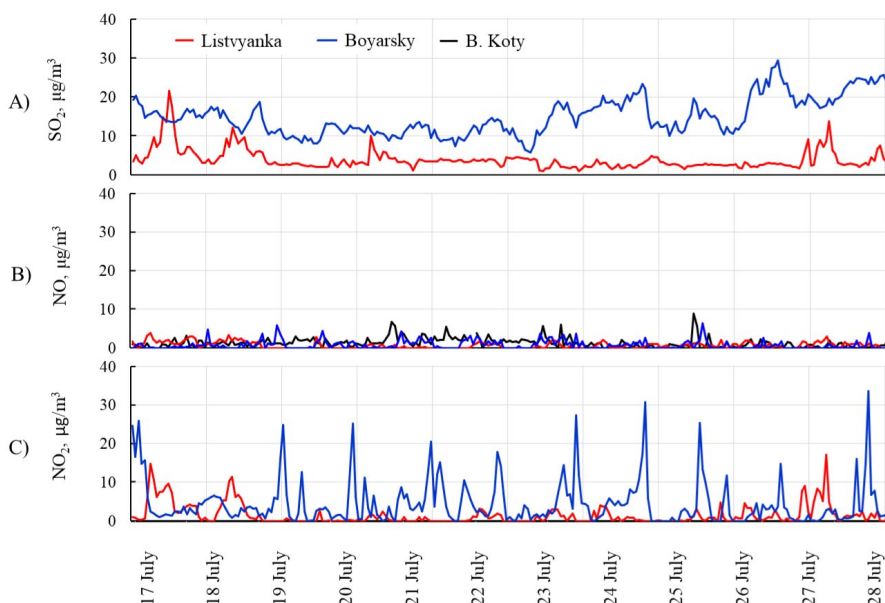


Fig.2. Temporal variability of hourly average values of: A) sulfur dioxide; B) nitrogen oxide; C) nitrogen dioxide at «Listvyanka», «Bolshiye Koty», «Boyarsky» stations on 17-28 July, 2023.

3.2. Identification of local sources using the NWR model

We used a receptor model of non-parametric wind regression (NWR) to assess the influence of meteorological parameters on the atmospheric concentration of impurities for all stations. The 10-minute concentration of impurities (NO , NO_2 , SO_2) was selected as a dependent variable, and the mean wind direction and wind speed were selected as predictor variables (Fig. 3-8).

The analysis (Fig. 3-5) revealed that the highest content of SO_2 , NO and NO_2 in the surface atmosphere of Listvyanka station was recorded in the night and morning hours (from 12 a.m. to 8 a.m.), at winds from the north and north-west with velocities from 1 to 4 m/sec. This is caused by the fact that emissions of nitrogen and sulfur oxides spreading at high altitudes (with TPP plumes), due to a decrease in the thickness of the atmospheric boundary layer and weakening of thermal convection can go lower. During the daytime hours, the heating of the Earth's surface and the atmospheric boundary layer cause turbulence to develop, creating ideal conditions for the dispersion of impurities. The wind regime becomes more diverse, which leads to a decrease in concentrations of sulfur and nitrogen oxides to the summer background values of Southern Baikal (Zhamsueva et al., 2022; Shikhovtsev et al., 2024). In the daily dynamics of nitrogen oxides, the second increase from 12 p.m. to 15 p.m. was observed. This increase occurred at winds of south-east, south, and south-west directions, which corresponded to the location of Listvyanka settlement and Listvennichny Bay. The probable sources of these gaseous impurities may be road and water transport.

The highest concentrations of SO_2 and NO_2 were recorded at the Boyarsky station at winds of south and south-west directions. These directions corresponded to the position of local sources of atmospheric pollution, which are situated on the south-eastern coast of Lake Baikal (Fig. 6-7). According to the NWR analysis,

individual episodes were identified where air masses enriched with nitrogen and sulfur oxides are transported from the south along the Manturikha River valley. The calculation of direct trajectories of air mass movement (Fig. 9) showed that an increase in the content of oxides of sulfur and nitrogen at the Boyarsky station can be attributed to the influence of remote sources located in the town of Gusinoozersk.

The NWR analysis performed for NO (Fig. 8) demonstrates that concentration of nitrogen monoxide increases between 7 a.m. and 11 p.m. local time regardless of wind direction. This may indicate that local sources of atmospheric pollution, such as motor transport, affect the Boyarsky station. During night hours, concentrations of NO decrease to values close to the detection limit of the device.

3.3. Identification of remote sources using PSCF analysis

We used the method of multivariate statistics techniques to determine the areas of potential sources of gas impurities (NO_2 and SO_2) in the atmosphere of Southern Baikal. This involved a joint analysis of inverse trajectories calculated with the HYSPLIT model and measurements of surface concentrations of small gas impurities. To estimate remote sources, the duration of the return trajectories was accepted as 72 hours. Calculations were carried out for 1,000 meters above ground level (AGL) for the period from 17 to 28 July 2023.

The results of the PSCF analysis are presented in Figure 10. The calculations demonstrate that the probabilities of remote source locations for NO_2 and SO_2 (greater than 0.5) are similar for the two stations. The first maximum is defined to the north, north-west of the observation stations. The air masses entering this sector are characterized as arctic and temperate, formed over the North Atlantic and transformed as they move over the industrial areas of Western and Eastern Siberia, where the major sources of nitrogen and sul-

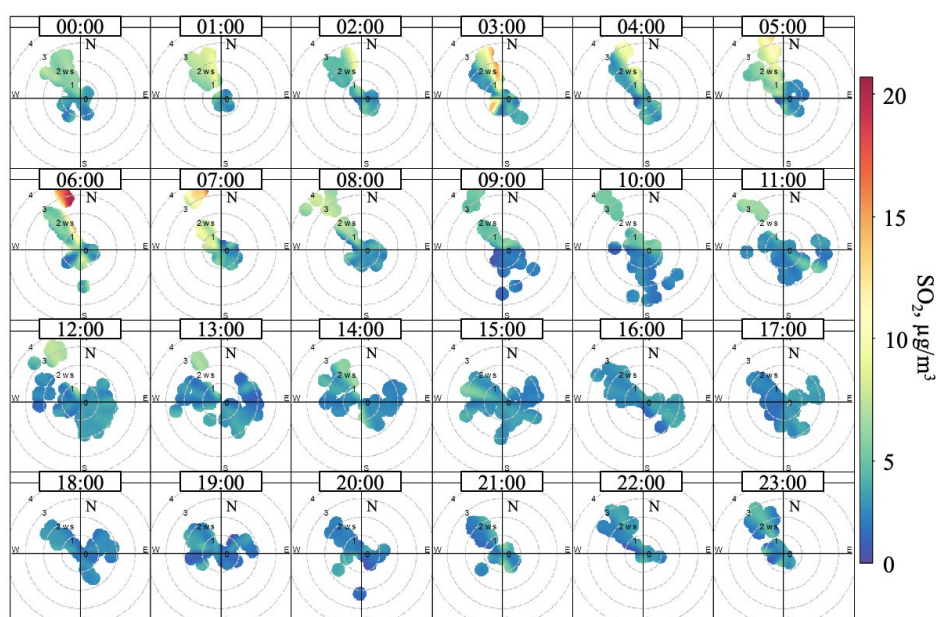


Fig.3. NWR analysis for ten-minute concentrations of SO_2 in the polar coordinate system at «Listvyanka» station, July 2023.

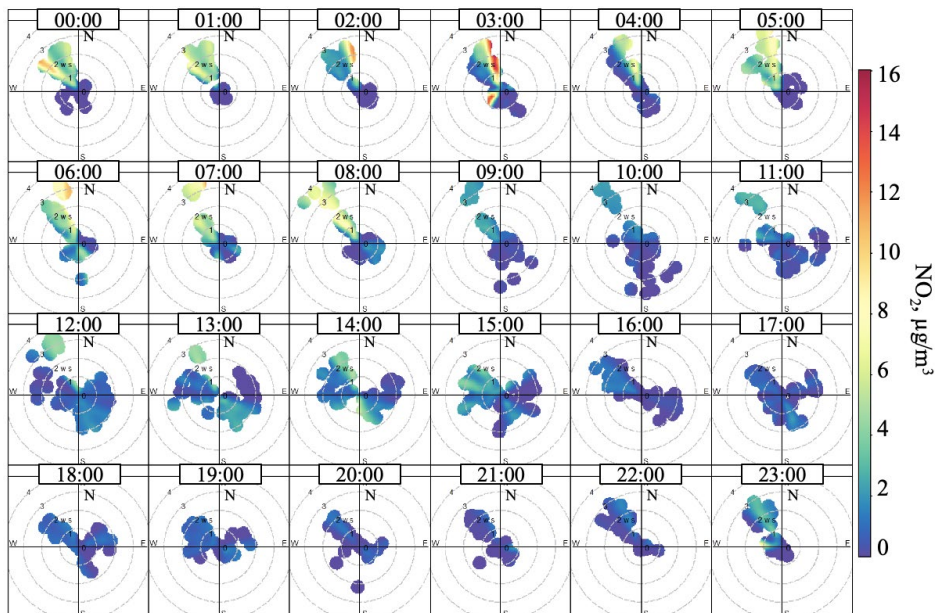


Fig.4. NWR analysis for ten-minute concentrations of NO_2 in the polar coordinate system at «Listvyanka» station, July 2023.

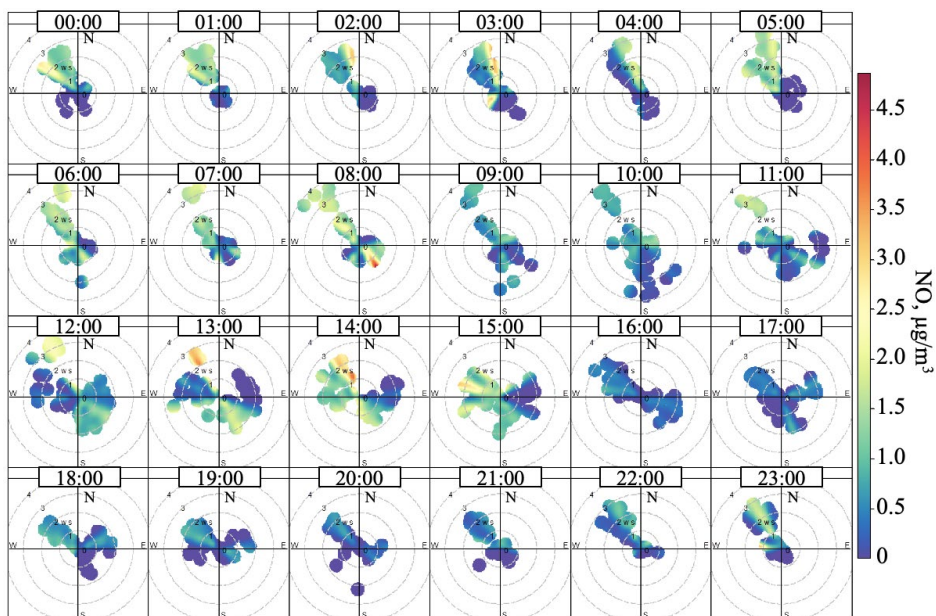


Fig.5. NWR analysis for ten-minute concentrations of NO in the polar coordinate system at «Listvyanka» station, July 2023.

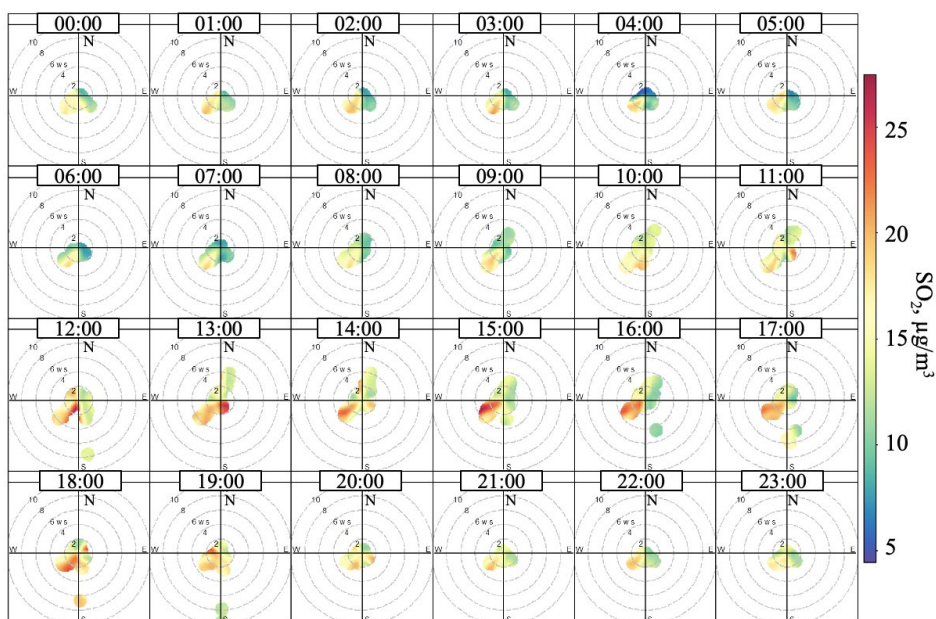


Fig.6. NWR analysis for ten-minute concentrations of SO_2 in the polar coordinate system at the «Boyrsky» station, July 2023.

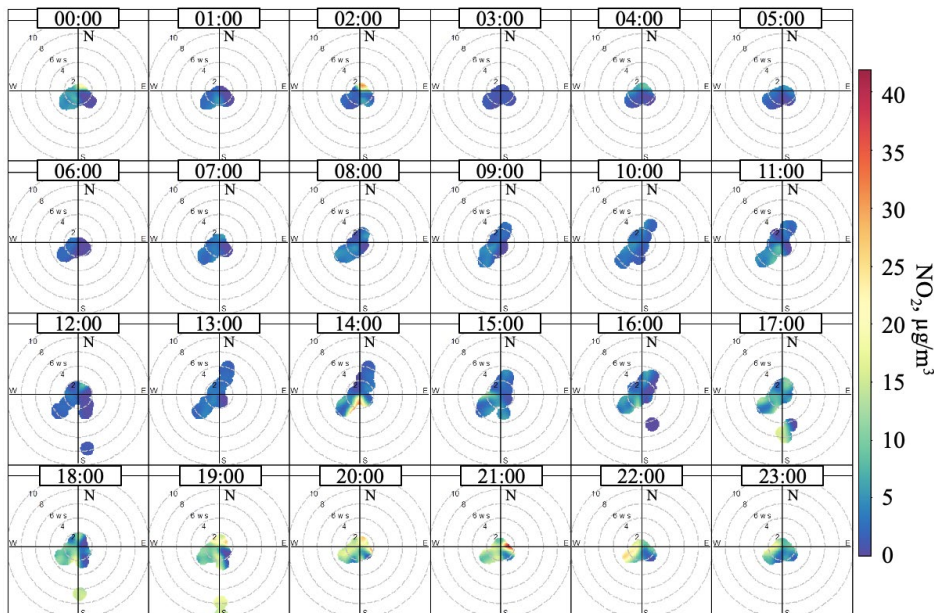


Fig.7. NWR analysis for ten-minute concentrations of NO₂ in the polar coordinate system at the «Boyersky» station, July 2023.

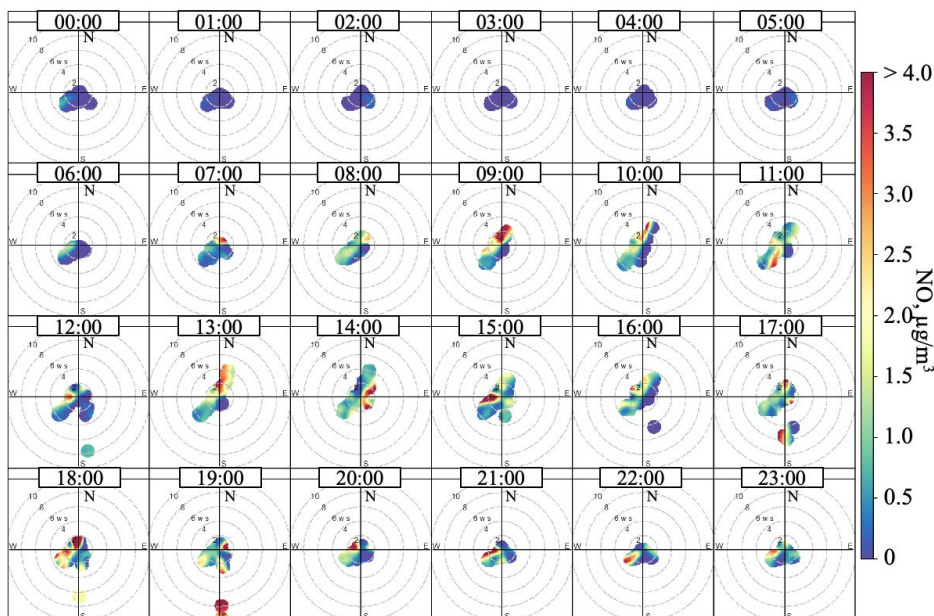


Fig.8. NWR analysis for ten-minute concentrations of NO in the polar coordinate system at the «Boyersky» station, July 2023.

fur oxides are enterprises of the fuel and energy complex (FEC) (Maysyuk, 2017). Therefore, we can assume that at the beginning of the study (17-23 July), when a stable atmosphere was observed in the surface layer with insignificant northwestern flows directed towards Southern Baikal, the contribution to air pollution in the southern basin of the lake was influenced not only by sources of the Irutsk-Cheremkhovo industrial hub but also by industrial towns of Novosibirsk Region, Krasnoyarsk Krai, and the north of Irkutsk Region. This is consistent with the data of surface measurements demonstrated in Figures 2-5.

The second maximum probability of remote source locations is visualized to the south, south-east of the lake. It is correlated with the change of meteorological situation in the region on July 23. The monitoring stations were subjected to a low-gradient field of atmospheric pressure with light local winds of different directions (Fig. 3-8). There was a slight predominance of southern and southeastern winds at the

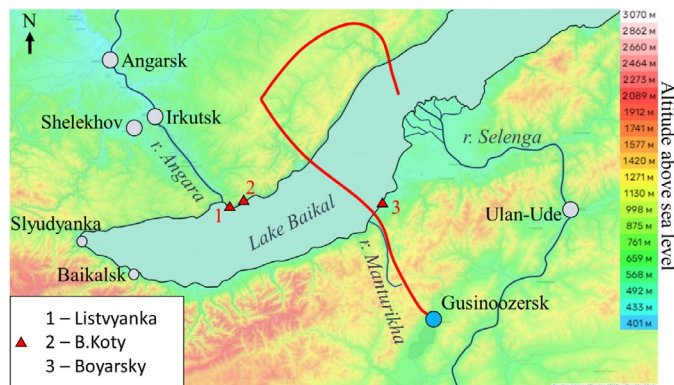


Fig.9. Topographic map of the study region (<https://ru-ru.topographic-map.com>) and direct trajectory of air mass movement from stationary sources of Gusinoozersk at an altitude of 500 m AGL, 20/07/2023 7a.m. MT.

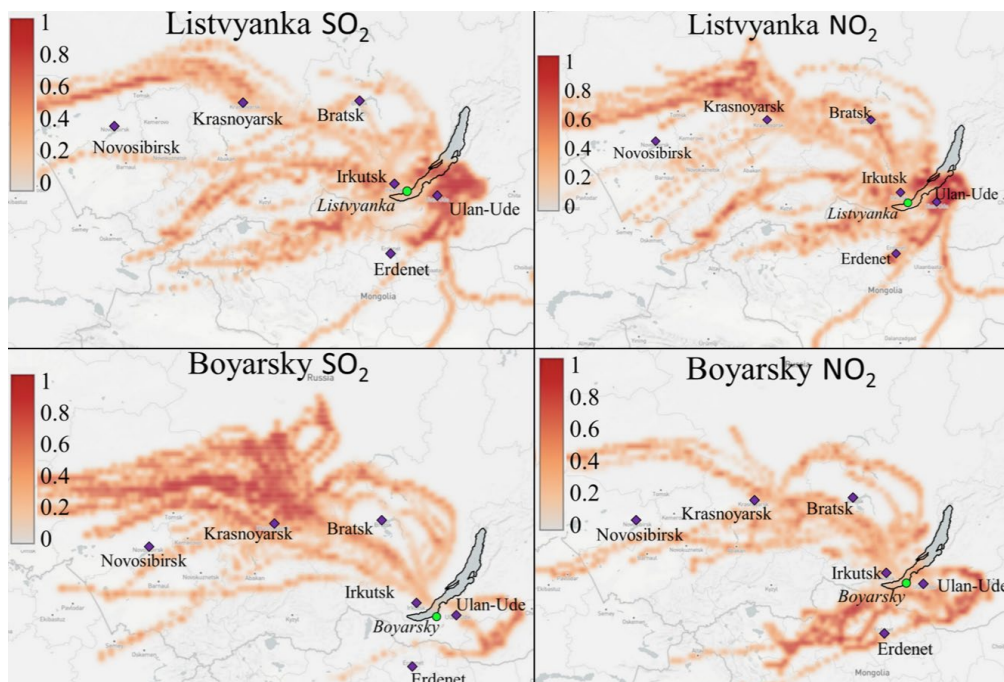


Fig.10. Spatial distribution of the probability of SO₂ and NO₂ source location at the «Listvyanka» and «Boyarsky» stations, which was performed using PSCF analysis from 17 to 28 July.

“Listvyanka” station and south-western, southern winds at the “Boyarsky” station. The state of the Southern Baikal air basin was impacted by the air masses that developed over Kazakhstan and Mongolian territory. The Republic of Buryatia’s industrial towns – Ulan-Ude, Gusinoozersk, and the settlements of Kamensk and Selenginsk – are the primary sources, as Figure 10 makes evident. Additionally, the town of Erdenet (Mongolia) has a slight effect.

4. Conclusion

We examined the hourly average concentrations of small gas pollutants, such as sulfur and nitrogen oxides, as well as meteorological factors, such as wind direction and speed, at the three South Baikal atmospheric monitoring stations during the summer of 2023.

The study results demonstrated that, despite the proximity of the observation stations, changes in the concentration of small gas impurities on the different shores of Southern Baikal occur independently of each other. The location of the stations, peculiarities of the intra-basin circulation of air and location with respect to anthropogenic sources – all explain the reasons for such changes.

The estimates of the influence of meteorological parameters on the content of gas impurities in the atmosphere of Southern Baikal using the NWR model showed that the maximum concentrations on the western coast of the lake were recorded at winds of a north-west direction with a speed of 1 to 4 m/s. The eastern shore of the lake is characterized by a gradual increase in concentration, with the southwestern direction in the same velocity range.

The potential source contribution function (PSCF) was used to determine the locations of remote sources that influenced the atmospheric air content in

the southern basin of the lake in summer 2023. The most probable contribution was made by the sources located in the Republic of Buryatia and Krasnoyarsk Krai.

Acknowledgements

The work was carried out within the State Assignment of LIN SB RAS No. 0279-2021-0014 “Investigation of the role of atmospheric precipitation on aquatic and terrestrial ecosystems of the Lake Baikal basin, identification of sources of atmospheric pollution” (measurements at Listvyanka station) and RSF grant No. 19-77-20058 P (measurements at the stations of Bolshiye Koty and Boyarsky).

Conflict of interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

- Arshinov M.Yu., Belan B.D., Ivlev G.A. et al. 2001. Spatial-temporal characteristics of air circulation in the Lake Baikal Basin. *Atmosphere. Ocean. Variant* 14(4): 290-293.
- Bondarenko N.A., Tomberg I.V., Shirokaya A.A. et al. 2021. *Dolichospermum lemmermannii* (Nostocales) bloom in world’s deepest Lake Baikal (East Siberia): abundance, toxicity and factors influencing growth. *Limnology and Freshwater Biology* 1: 1101-1110. DOI: [10.31951/2658-3518-2021-A-1-1101](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2021-A-1-1101)
- Carlsaw D.C., Ropkins K. 2012. Openair—an R package for air quality data analysis. *Environmental Modelling & Software* 27: 52-61. DOI: [10.1016/j.envsoft.2011.09.008](https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.008)
- Draxler R.R., Hess G.D. 1998. An overview of the HYSPLIT_4 modeling system for trajectories, dispersion, and deposition. *Australian Meteorological Magazine* 47: 295-308.
- Fenger J. 2009. Air pollution in the last 50 years—From local to global. *Atmospheric environment* 43(1): 13-22. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2008.09.061](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.061)

- Gharibzadeh M., Bidokhti A.A., Alam K. 2021. The interaction of ozone and aerosol in a semi-arid region in the Middle East: Ozone formation and radiative forcing implications. *Atmospheric Environment* 245(118015): 1-50. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2020.118015](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.118015)
- Golobokova L.P., Khodzher T.V., Obolkin V.A. et al. 2018. Aerosol in the atmosphere of the Baikal region: history and contemporary researches. *Limnology and Freshwater Biology* 1: 49-57. DOI: [10.31951/2658-3518-2018-A-1-49](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2018-A-1-49)
- Golobokova L.P., Khodzher T.V., Obolkin V.A. et al. 2018. Long-term investigations of atmospheric aerosol and gaseous impurities in Southern Pribaikalye, East Siberia. *International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources* 10(3): 74-84. DOI: [10.19080/IJESNR.2018.10.555786](https://doi.org/10.19080/IJESNR.2018.10.555786)
- Golobokova L.P., Khodzher T.V., Zhamsueva G.S. et al. 2022. Variability of the chemical composition of the atmospheric aerosol in the coastal zone of the southern basin of Lake Baikal (East Siberia, Russia). *Atmosphere* 13(7): 1090. DOI: [10.3390/atmos13071090](https://doi.org/10.3390/atmos13071090)
- Henry R., Norris G.A., Vedantham R. et al. 2009. Source Region Identification Using Kernel Smoothing. *Environmental Science & Technology* 43: 4090-4097. DOI: [10.1021/es8011723](https://doi.org/10.1021/es8011723)
- He Y., Uno I., Wang Z. et al. 2007. Variations of the increasing trend of tropospheric NO₂ over central east China during the past decade. *Atmospheric Environment* 41(23): 4865-4876. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2007.02.009](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.02.009)
- Karnae S., John K. 2011. Source apportionment of fine particulate matter measured in an industrialized coastal urban area of South Texas. *Atmospheric Environment* 45(23): 3769-3776. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2011.04.040](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.04.040)
- Khodzher T.V., Sorokovikova L.M. 2007. An assessment of the entry of soluble substances from the atmosphere and with the river runoff into Lake Baikal. *Geography and Natural Resources* 3: 185-191.
- Khodzher T.V., Yausheva E.P., Shikhovtsev M.Yu. et al. 2024. Black Carbon in the Air of the Baikal Region, (Russia): Sources and Spatiotemporal Variations. *Applied sciences* 14(16): 1-18. DOI: [10.3390/app14166996](https://doi.org/10.3390/app14166996)
- Kovadlo P., Shikhovtsev A., Lukin V. et al. 2018. Solar activity variations inducing effects of light scattering and refraction in the Earth's atmosphere. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics* 179: 468-471. DOI: [10.1016/j.jastp.2018.06.001](https://doi.org/10.1016/j.jastp.2018.06.001)
- Lelieveld J., Evans J.S., Fnais M. et al. 2015. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature* 525 (7569): 367-371. DOI: [10.1038/nature15371](https://doi.org/10.1038/nature15371)
- Liu J., Guo Z., Zhou L. et al. 2022. Inversion and analysis of aerosol optical properties and lidar ratios based on sky-radiometer and Raman lidar measurements in Xi'An, China. *Frontiers in Environmental Science* 10(1039559): 1-17. DOI: [10.3389/fenvs.2022.1039559](https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1039559)
- Liu Y., Xu X., Ji D. et al. 2024. Examining trends and variability of PM_{2.5} associated organic and elemental carbon in the megacity of Beijing, China: Insight from decadal continuous in-situ hourly observations. *Science of The Total Environment* 938(173331): 1-14. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2024.173331](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173331)
- Liu Y., Zheng M., Yu M. et al. 2019. High-time-resolution source apportionment of PM 2.5 in Beijing with multiple models. *Atmospheric Chemistry and Physics* 19(9): 6595-6609. DOI: [10.5194/acp-19-6595-2019](https://doi.org/10.5194/acp-19-6595-2019)
- Malnik V.V., Gorshkova A.S., Tomberg I.V. et al. 2024. Coastal Water Quality in Lake Baikal in Bol'shie Koty Bay, Determined by the Effect of Atmospheric Precipitation and the Survival of Indicator Microorganisms. *Water Resources* 51: 267-283. DOI: [10.1134/S0097807824700787](https://doi.org/10.1134/S0097807824700787)
- Marinaite I.I., Potyomkin V.L., Khodzher T.V. 2019. Distribution characteristics of PAHs and solid particles over the water area of lake Baikal during wildfires in summer 2018. *Proceedings of SPIE* 11208: 1-6. DOI: [10.1117/12.2539014](https://doi.org/10.1117/12.2539014)
- Mashyanov N.R., Pogarev S.E., Sholupov S.E. et al. 2022. Air mercury monitoring in the Baikal area (2011-2021). *Limnology and Freshwater Biology* 3: 1315-1318. DOI: [10.31951/2658-3518-2022-A-3-1315](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2022-A-3-1315)
- Maysyuk E.P. 2017. The role of energy in the ecological state of the Baikal natural territory. *Geography and natural resources* 1: 100-107. DOI: [10.21782/GIPR0206-1619-2017-1\(100-107\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2017-1(100-107))
- Moiseenko T.I., Bazova M.M., Gashkina N.A. 2022. Development of lake from acidification to eutrophication in the arctic region under reduced acid deposition and climate warming. *Water* 14(21): 1-19. DOI: [10.3390/w14213467](https://doi.org/10.3390/w14213467)
- Moiseenko T.I., Dinu M.I., Gashkina N.A. et al. 2018. Present status of water chemistry and acidification under nonpoint sources of pollution across European Russia and West Siberia. *Environmental Research Letters* 13(105007): 1-13. DOI: [10.1088/1748-9326/aae268](https://doi.org/10.1088/1748-9326/aae268)
- Molozhnikova E.V., Kuchmenko E.V. 2004. Estimation of some characteristics of sulfate formation and fallout of sulfates in towns of Baikal region. *Optics of the atmosphere and ocean* 17(5-6): 418-422.
- Molozhnikova Y.V., Shikhovtsev M.Yu., Netsvetaeva O.G. et al. 2023. Ecological Zoning of the Baikal Basin Based on the Results of Chemical Analysis of the Composition of Atmospheric Precipitation Accumulated in the Snow Cover. *Applied sciences* 13(14): 1-17. DOI: [10.3390/app13148171](https://doi.org/10.3390/app13148171)
- Nasonov S., Balin Y., Klemasheva M. et al. 2023. Study of Atmospheric Aerosol in the Baikal Mountain Basin with Shipborne and Ground-Based Lidars. *Remote sensing* 15(3816): 1-18. DOI: [10.3390/rs15153816](https://doi.org/10.3390/rs15153816)
- Obolkin V., Khodzher T., Sorokovikova L. et al. 2016. Effect of long-range transport of sulphur and nitrogen oxides from large coal power plants on acidification of river waters in the Baikal region, East Siberia. *International Journal of Environmental Studies* 73(3): 452-461. DOI: [10.1080/00207233.2016.1165481](https://doi.org/10.1080/00207233.2016.1165481)
- Obolkin V.A., Potemkin V.L., Makukhin V.L. et al. 2014. Low-level atmospheric jets as main mechanism of long-range transport of power plant plumes in the Lake Baikal Region. *International Journal of Environmental Studies* 71(3): 391-397. DOI: [10.1080/00207233.2014.918396](https://doi.org/10.1080/00207233.2014.918396)
- Obolkin V.A., Potemkin V.L., Makukhin V.L. et al. 2017. Long-range transport of plumes of atmospheric emissions from regional coal power plants to the South Baikal water basin. *Atmospheric and Oceanic Optics* 30(4): 360-365. DOI: [10.1134/S1024856017040078](https://doi.org/10.1134/S1024856017040078)
- Obolkin V.A., Volkova E.A., Ohira S.I. et al. 2019. The role of atmospheric precipitation in the under-ice blooming of endemic dinoflagellate *Gymnodinium baicalense* var. *minor* Antipova in Lake Baikal. *Limnology and Freshwater Biology* 6: 345-352. DOI: [10.31951/2658-3518-2019-A-6-345](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2019-A-6-345)
- Popovicheva O., Molozhnikova E., Nasonov S. et al. 2021. Industrial and wildfire aerosol pollution over world heritage Lake Baikal. *Journal of Environmental Sciences* 107: 49-64. DOI: [10.1016/j.jes.2021.01.011](https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.01.011)
- Seinfeld J.H., Pandis S.N. 2016. *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*. New York: Wiley-VCH.
- Shikhovtsev M.Y., Molozhnikova Y.V., Obolkin V.A. et al. 2024. Features of Temporal Variability of the Concentrations of Gaseous Trace Pollutants in the Air of the Urban and Rural Areas in the Southern Baikal Region (East Siberia, Russia). *Applied Sciences* 14(18): 1-19. DOI: [10.3390/app14188327](https://doi.org/10.3390/app14188327)
- Shikhovtsev M.Yu., Obolkin V.A., Khodzher T.V. et al. 2023. Variability of the Ground Concentration of Particulate Matter PM₁—PM₁₀ in the Air Basin of the Southern Baikal Region. *Atmospheric and Oceanic Optics* 36(6): 655-662. DOI: [10.1134/S1024856023060192](https://doi.org/10.1134/S1024856023060192)

- Shon Z.H., Kim K.H., Song S.K. 2011. Long-term trend in NO₂ and NO_x levels and their emission ratio in relation to road traffic activities in East Asia. *Atmospheric Environment* 45(18): 3120-3131. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2011.03.009](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.03.009)
- Sicard P., Agathokleous E., Anenberg S.C. et al. 2023. Trends in urban air pollution over the last two decades: A global perspective. *Science of The Total Environment* 858(160064): 1-13. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2022.160064](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160064)
- Sillanpää S., Fung P.L., Niemi J.V. et al. 2022. Long-term air quality trends of regulated pollutants in the Helsinki metropolitan area from 1994–2019 and its implications to the Air Quality Index. *Boreal Environment Research* 27: 61-79. DOI: [10.1547/porel.1254.238](https://doi.org/10.1547/porel.1254.238)
- Southerland V.A., Brauer M., Moheg A. et al. 2022. Global urban temporal trends in fine particulate matter (PM_{2.5}) and attributable health burdens: estimates from global datasets. *The Lancet Planetary Health* 6(2): e139-e146. DOI: [10.1016/S2542-5196\(21\)00350-8](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(21)00350-8)
- Stein A.F., Draxler R.R., Rolph G.D. et al. 2015. NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system. *Bulletin of the American Meteorological Society* 96(12): 2059-2077. DOI: [10.1175/BAMS-D-14-00110.1](https://doi.org/10.1175/BAMS-D-14-00110.1)
- Taschilin M., Yakovleva I., Sakerin S. et al. 2021. Spatiotemporal variations of aerosol optical depth in the atmosphere over Baikal region based on MODIS data. *Atmosphere* 12(12): 1-10. DOI: [10.3390/atmos12121706](https://doi.org/10.3390/atmos12121706)
- Tiotiu A.I., Novakova P., Nedeva D. et al. 2020. Impact of air pollution on asthma outcomes. *International journal of environmental research and public health* 17(17): 1-29. DOI: [10.3390/ijerph17176212](https://doi.org/10.3390/ijerph17176212)
- Tomberg I.V., Sorokovikova L.M., Netsvetaeva O.G. et al. 2016. Chemical composition and acidification trend of snow and tributary waters of South Baikal. *Optics of the atmosphere and ocean* 29(6): 516-520. DOI: [10.15372/AOO20160612](https://doi.org/10.15372/AOO20160612)
- Zayakhanov A.S., Zhamsueva G.S., Tsydygovet V.V. et al. 2019. Specific features of transport and transformation of atmospheric aerosol and gas admixtures in the coastal zone of Lake Baikal. *Atmospheric and Oceanic Optics* 32: 158-164. DOI: [10.1134/S1024856019020192](https://doi.org/10.1134/S1024856019020192)
- Zhamsueva G., Zayakhanov A., Khodzher T. et al. 2022. Studies of the dispersed composition of atmospheric aerosol and its relationship with small gas impurities in the near-water layer of Lake Baikal based on the results of ship measurements in the summer of 2020. *Atmosphere* 13(1): 139. DOI: [10.3390/atmos13010139](https://doi.org/10.3390/atmos13010139)
- Zhamsueva G., Zayakhanov A., Tsydygov V. et al. 2020. Spatial-temporal variability of small gas impurities over lake Baikal during the forest fires in the summer of 2019. *Atmosphere* 12(1): 20. DOI: [10.3390/atmos12010020](https://doi.org/10.3390/atmos12010020)

Результаты синхронных измерений содержания оксидов азота и серы в атмосфере Южного Байкала в июле 2023 г

Оригинальная статья

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Шиховцев М.Ю.¹, Моложникова Е.В.¹, Ходжер Т.В.¹, Жамсуева Г.С.²,
Цыдыпов В.В.², Тюрнев И.Н.^{1*}

¹ Лимнологический институт Сибирского Отделения Российской Академии Наук, ул. Улан-Баторская, 3, Иркутск, 664033, Россия

² Институт физического материаловедения Сибирского отделения РАН, ул. Сахьяновой, 6, г. Улан-Удэ, 670047, Россия

АННОТАЦИЯ. В работе представлены результаты синхронных измерений содержания малых газовых примесей на трех станциях мониторинга атмосферы, расположенных на побережье Южного Байкала, июль 2023 г. Измерения проведены с помощью автоматических газоанализаторов, что позволило получить данные о содержании оксидов серы и азота в атмосферном воздухе с высоким временным разрешением. Исследования показали, что, несмотря на небольшое расстояние между станциями наблюдений, колебания концентраций малых газовых примесей на разных берегах Южного Байкала происходят независимо друг от друга. Было выдвинуто предположение, что повышение концентраций оксидов азота и серы на западном побережье в летний период больше связано с воздействием региональных ТЭЦ, а на восточном с орографическими особенностями южной котловины озера и местными источниками. С использованием методов многомерной статистики, таких как NWR и PSCF, были получены оценки влияния метеорологических условий на содержание газовых компонентов в атмосфере Южного Байкала.

Ключевые слова: загрязнение воздуха, диоксид серы, оксиды азота, Байкальская природная территория, Сибирь

Для цитирования: Шиховцев М.Ю., Моложникова Е.В., Ходжер Т.В., Жамсуева Г.С., Цыдыпов В.В., Тюрнев И.Н. Результаты синхронных измерений содержания оксидов азота и серы в атмосфере Южного Байкала в июле 2023 г // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - С. 1284-1301. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1284

1. Введение

Оксиды серы (SO₂) и азота (NO_x = NO + NO₂) являются распространенными атмосферными примесями, которые играют значительную роль в тропосфере, и приводят к возникновению ряда экологических проблем, таких как кислотные дожди, подкисление пресноводных экосистем (Moiseenko et al., 2018; 2022; Obolkin et al., 2016) и фотохимический смог (He et al., 2007; Shon et al., 2011). Как известно, оксиды серы и азота в атмосфере способствуют генерации аэрозольных частиц аэродинамическим диаметром менее 2,5 мкм (Seinfeld and Pandis, 2016; Liu et al., 2019), которые в свою очередь оказывают негативное воздействие на здоровье человека (Lelieveld et al., 2015; Tiotiu et al., 2020; Southerland et al., 2022), способствуют уменьшению прозрачности атмосферы (Kovadlo et al., 2018; Taschilin et al., 2021), приводят к усилению парни-

кового эффекта и изменению климата (Gharibzadeh et al., 2021; Liu et al., 2022). Кроме того, оксиды азота являются прекурсорами для образования приземного озона, что приводит к ухудшению качества воздуха и негативно влияет на здоровье людей.

За последние четыре десятилетия по всему миру, одновременно с улучшением состояния воздуха в промышленных городах (Fenger, 2009; Sillanpää et al., 2022), происходит увеличение содержания малых газовых примесей в атмосфере фоновых районов (Golobokova et al., 2018a; Sicard et al., 2023). Данная тенденция справедлива и для Байкальского региона, в атмосфере которого отмечается рост содержания оксидов азота (Golobokova et al., 2018b). Ранее было установлено, что значительное загрязнение атмосферы Южного Байкала происходит за счет высотного переноса оксидов серы и азота со стороны удаленных региональных ТЭЦ, расположенных к северо-западу (Obolkin et

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: tyurnev@lin.irk.ru (И.Н. Тюрнев)

Поступила: 03 октября 2024; Принята: 28 октября 2024;
Опубликована online: 31 октября 2024

© Автор(ы) 2024. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



al., 2014; Shikhovtsev et al., 2023) и юго-востоку от озера (Obolkin et al., 2017; Popovicheva et al., 2021). Выбросы от источников загрязнения атмосферы, расположенных в пределах Центральной экологической зоны озера, как правило, распространяются локально и их вклад в общий уровень загрязнения атмосферы над озером в холодный период незначителен (Моложникова и Кучменко, 2004; Molozhnikova et al., 2023).

В летний период значимым источником, определяющим состояние атмосферы над озером, являются лесные пожары. Так, в ходе исследований (Marinaite et al., 2019; Golobokova et al., 2022; Khodzher et al., 2024) зафиксирован рост концентрации оксидов азота, серы, стойких органических загрязнителей, включая полиароматические углеводороды (ПАУ), сажи, биогенных элементов (минеральный азот, калий), микроэлементов (железо, марганец, ванадий, цинк, барий, свинец) как в атмосфере, так и в поверхностных водах озера. Продолжительное поступление азот- и серосодержащих веществ в атмосферу над Южным Байкалом привело к снижению уровня pH атмосферных осадков, которые являются основным источником питания юго-восточных притоков озера. Это, в свою очередь, вызвало закисление речных вод (Томберг и др., 2016).

В работе (Khodzher and Sorokovikova, 2007) показано, что от 2 до 6% растворимых компонентов, и от 30 до 60% питательных веществ поступают в водосборную зону озера Байкал из атмосферы, обеспечивая дополнительный приток питательных веществ. Выпадение атмосферных осадков с повышенным содержанием азота может быть одним из ключевых факторов, способствующих массовому развитию подледного сообщества динофлагеллят *Gymnodinium baicalense* var. *minor* Antipova в бухте Лиственничная (Южный Байкал) в 2018 г. (Obolkin et al., 2019). В бухте Большие Коты, расположенной на южном берегу озера Байкал, неоднократно наблюдались подобные явления. В июле 2019 года после четырёхдневных ливней, обогащённых азотом и фосфором, произошло массовое размножение цианобактерий (Bondarenko et al., 2021). В июне 2022 года из-за обильных осадков (34 мм) в этом же районе увеличилось количество фекальных индикаторных бактерий (Malnik et al., 2024).

Таким образом, газовые примеси могут оказывать влияние на формирование химического состава байкальской воды и определяют её качество. Благодаря внутрикотловинной циркуляции воздуха (Аршинов и др., 2001) примеси, попадающие в атмосферу, могут переноситься по всей акватории, способствуя загрязнению гидросферы региона. Более того, в горном бассейне могут накапливаться загрязняющие вещества не только из местных источников, но и с обширных территорий Сибири, Китая и Монголии (Mashyanov et al., 2022; Nasonov et al., 2023). Все эти процессы необходимо изучать, чтобы прогнозировать изменения окружающей среды в регионе с точки зрения негативного воздействия на уникальные природные объекты.

В исследовании поставлена цель определить, как малые атмосферные примеси распределяются в атмосфере Южного Байкала, и оценить местоположение удалённых источников в период минимального воздействия региональных ТЭЦ. Для этого использовались данные непрерывной автоматической регистрации концентрации малых газовых примесей в атмосферном воздухе Южного Байкала с высокой частотой измерений.

2. Материалы и методы

2.1. Расположение станций и используемое оборудование

Измерения проводились одновременно на трех станциях: «Лиственка» (51,84 с.ш., 104,89 в.д.), «Большие Коты» (51,89 с.ш., 105,06 в.д.) и «Боярский» (51,84 с.ш., 106,07 в.д.). Расположение станций наблюдения, крупнейших стационарных источников загрязнения атмосферы и карта-схема района исследования представлены на Рисунке 1. Измерения выполнялись с помощью хемилюминесцентных газоанализаторов фирмы ОПТЕК (Санкт-Петербург, Россия): СВ-320 и СВ-320А (SO₂); РА-310А (NO₂ и NO); с пределом обнаружения 0,001 мг/м³, приведенной погрешностью ± 25% в диапазоне от 0 мг/м³ до 0,05 мг/м³ и относительной погрешностью ± 25% в диапазоне от 0,05 мг/м³ до 2,0 мг/м³. Данные приборы проходят ежегодную поверку в лаборатории ОПТЕК. Сведения о направлении и скорости ветра получены с помощью акустической метеорологической системы АМК-11 (стационар «Боярский») и метеоконцентрации Сокол-М (станции «Лиственка» и «Большие Коты»).

2.2. Непараметрическая регрессия ветра (NWR)

Для выявления потенциальных локальных источников загрязнения атмосферы на основе метеорологических данных была использована рецепторная модель непараметрической регрессии ветра (NWR) (Henry et al., 2009). В этом исследовании для анализа NWR использовался пакет *repair* (язык R), при этом для результирующего направления и скорости ветра был принят метод сглаживания ядра Гаусса (Carslaw and Ropkins, 2012). Анализ NWR определяется следующими образом (1) и (2):

$$E(C|\theta, u) = \frac{\sum_{i=1}^N K_1 \left(\frac{(\theta - W_i)}{\sigma} \right) K_2 \left(\frac{(u - U_i)}{h} \right) C_i W_i}{\sum_{i=1}^N K_1 \left(\frac{(\theta - W_i)}{\sigma} \right) K_2 \left(\frac{(u - U_i)}{h} \right)} \quad (1)$$

$$K(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \cdot e^{-0,5x^2} \quad (2)$$

где C_i – измеренная концентрация загрязняющего вещества, U_i и W_i – результирующая скорость ветра и стандартное отклонение направления ветра для i -го наблюдения. N – общее количество наблюдений.

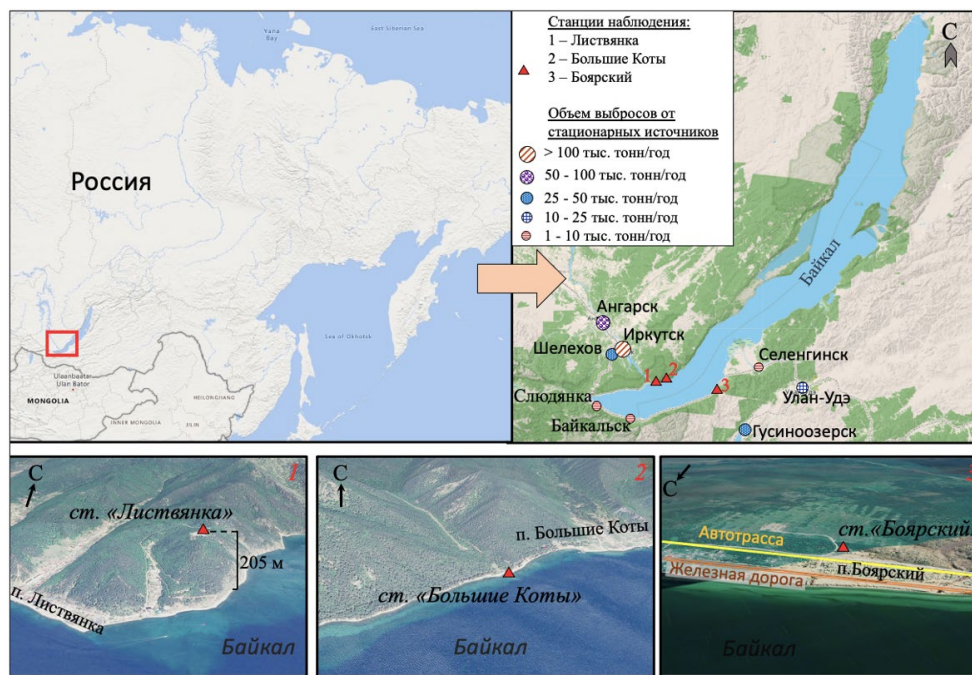


Рис.1. Расположение станции отбора проб: 1 – «Листвянка»; 2 – «Большие Коты»; 3 – «Боярский» и карта исследуемой местности

ний; K_1 и K_2 – сглаживающие ядра; θ – направление ветра; u – скорость ветра; и σ и h являются параметрами сглаживания для направления и скорости ветра соответственно.

2.3. Функция вклада потенциальных источников (PSCF)

Определение местоположения удаленных источников анализируемых загрязняющих веществ выполнено с помощью функции вклада потенциальных источников (PSCF). Метод основан на анализе обратных траекторий движения воздушных масс. Обратные траектории продолжительностью 72 часа, необходимые для анализа, сгенерированы с помощью модели HYSPLIT, разработанной Национальным управлением океанических и атмосферных исследований (NOAA) (Draxler and Hess, 1998; Stein et al., 2015). PSCF рассчитывается с учетом вероятности возникновения i концентрации в каждой ячейке сетки и рассчитывается с использованием следующего уравнения (3):

$$PSCF_{i,j} = \frac{m_{ij}}{n_{ij}} \quad (3)$$

где m_{ij} – количество точек, концентрация которых превышает пороговое значение, а n_{ij} – количество конечных точек обратных путей, которые проходят через каждую ячейку сетки (Karnaev and John, 2011; Liu et al., 2024).

3. Результаты и обсуждения

3.1. Содержание газовых примесей в атмосфере Южного Байкала

В исследовании рассмотрены результаты анализа данных о концентрации SO_2 , NO и NO_2 в при-

земном слое атмосферы в районе Южного Байкала, которые были получены в период с 17 по 28 июля 2023 года. На Рисунке 2 продемонстрированы результаты измерений приземных концентраций оксидов азота и серы на трех станциях мониторинга. Как видно из Рисунка 2 наибольшая изменчивость зафиксирована для диоксида серы. Среднечасовые концентрации SO_2 на стационаре «Боярский» изменялись в пределах от 5 до 30 $мкг/м^3$, на станции «Листвянка» от 0 до 28 $мкг/м^3$. В среднем за период наблюдений концентрации SO_2 на юго-восточном побережье составили 15 $мкг/м^3$, на юго-западном – 5 $мкг/м^3$, что хорошо согласуется с измерениями, проведенными в ходе корабельных экспедиций 2020-2022 гг. (Zhamsueva et al., 2020), так и наземных измерениями проведенных на стационаре Боярский в 2015 г. (Zayakhanov et al., 2019).

Наибольший размах концентраций оксидов азота, также зафиксирован на стационаре «Боярский». Здесь за период наблюдения концентрации диоксида азота повышались до 33 $мкг/м^3$, монооксида азота до 7 $мкг/м^3$. Как видно из Рисунка 2-В на стационаре «Боярский» периодически регистрировались краткосрочные эпизоды подъема концентрации диоксида азота свыше 20 $мкг/м^3$.

3.2. Идентификация локальных источников с использованием модели NWR

Для оценки влияния метеорологических параметров на содержание примесей в атмосфере для всех станций проведен анализ с использованием рецепторной модели непараметрической регрессии ветра (NWR). В качестве зависимой переменной выбрана 10-минутная концентрация примесей (NO , NO_2 , SO_2), а в качестве предикторных переменных среднее направление и скорость ветра (Рис. 3-8).

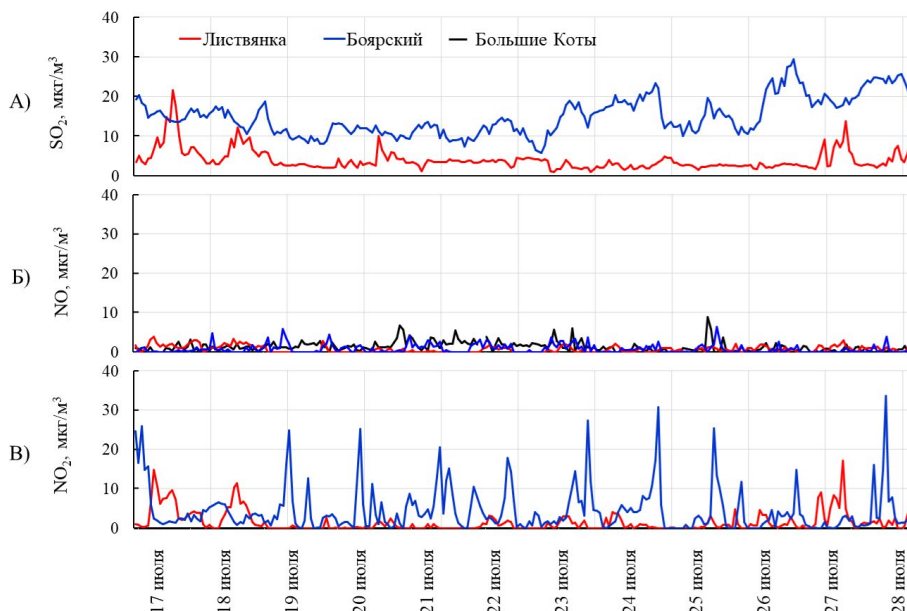


Рис.2. Временная изменчивость среднечасовых значений: А) диоксида серы; Б) оксида азота; В) диоксида азота на станциях «Листвянка», «Большие Коты», «Боярский» с 17 по 28 июля 2023 г.

В результате проведённого анализа (Рис. 3-5) было установлено, что наибольшее содержание SO_2 , NO и NO_2 в приземной атмосфере станции «Листвянка» было зафиксировано в ночные и утренние часы (с 00:00 до 08:00), при ветрах северного и северо-западного направления со скоростями от 1 до 4 м/с. Это связано с тем, что выбросы оксидов азота и серы, распространяющиеся на высотах (со шлейфами ТЭЦ), ввиду уменьшения толщины пограничного слоя атмосферы и ослабления термической конвекции могут опускаться ниже. В дневные часы, в силу нагрева земной поверхности и пограничного слоя атмосферы, усиливается развитие турбулентности, что способствует улучшению условий рассеивания примесей. Ветровой режим становится более разнообразным, что приводит к понижению концентраций оксидов серы и азота до летних фоно-

вых значений Южного Байкала (Zhamsueva et al., 2022; Shikhovtsev et al., 2024). В суточной динамике оксидов азота выделяется второе повышение с 12 до 15 часов. В суточной динамике оксидов азота выделяется второе повышение с 12:00 до 15:00. Данное повышение возникало при ветрах юго-восточного, южного и юго-западного направлений, что соответствует расположению посёлка Листвянка и залива Лиственничный. Вероятными источниками данных газовых примесей могут являться автомобильный и водный транспорт.

На стационаре «Боярский» наибольшие концентрации SO_2 и NO_2 были зафиксированы при ветрах южного и юго-западного направлений. Эти направления соответствуют расположению локальных источников загрязнения атмосферы, которые находятся на юго-восточном побережье озера Байкал

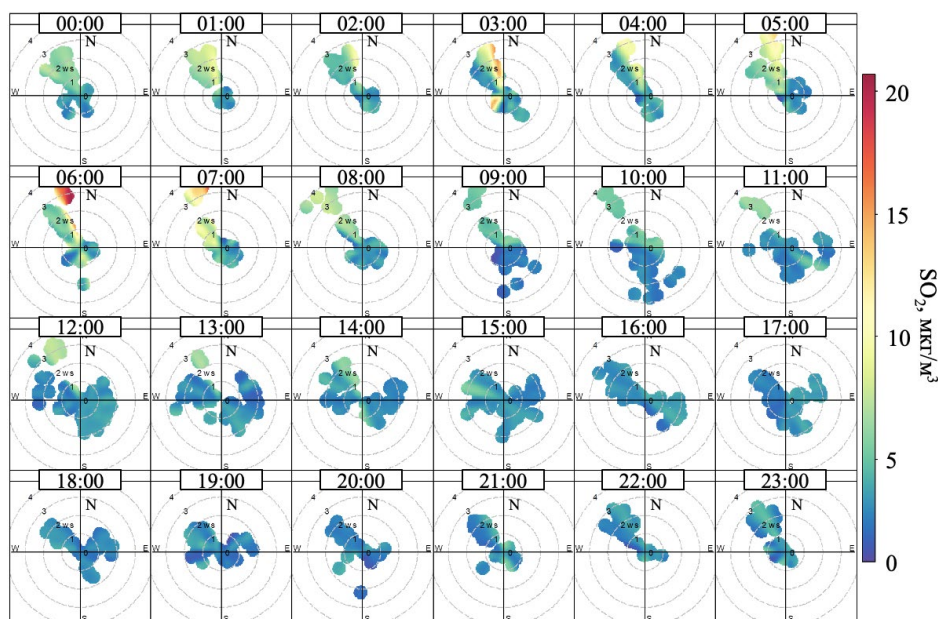


Рис.3. NWR-анализ для десятиминутных концентраций SO_2 в полярной системе координат на ст. «Листвянка», июль 2023 г.

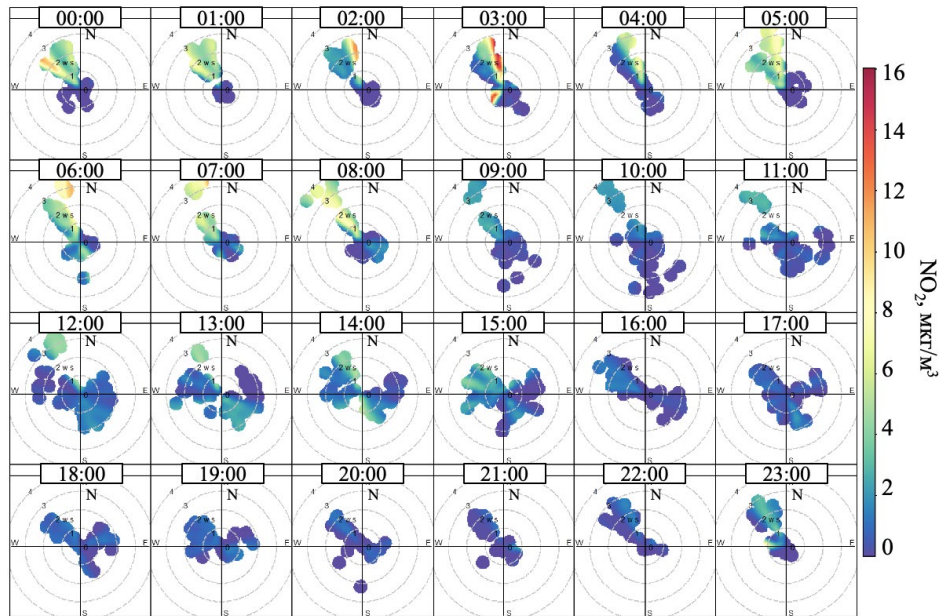


Рис.4. NWR-анализ для десятиминутных концентраций NO₂ в полярной системе координат на ст. «Листвянка», июль 2023 г

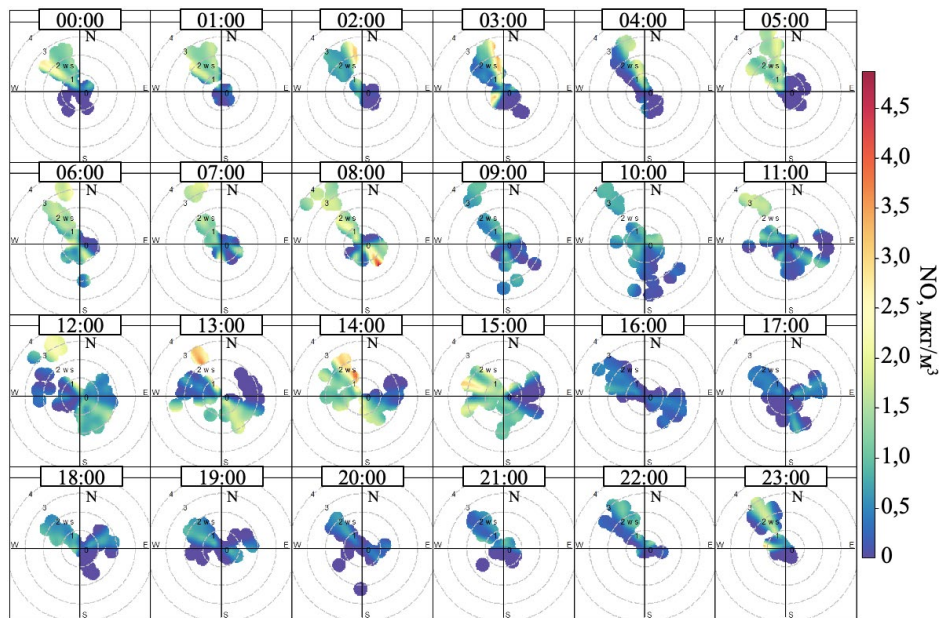


Рис.5. NWR-анализ для десятиминутных концентраций NO в полярной системе координат на ст. «Листвянка», июль 2023 г.

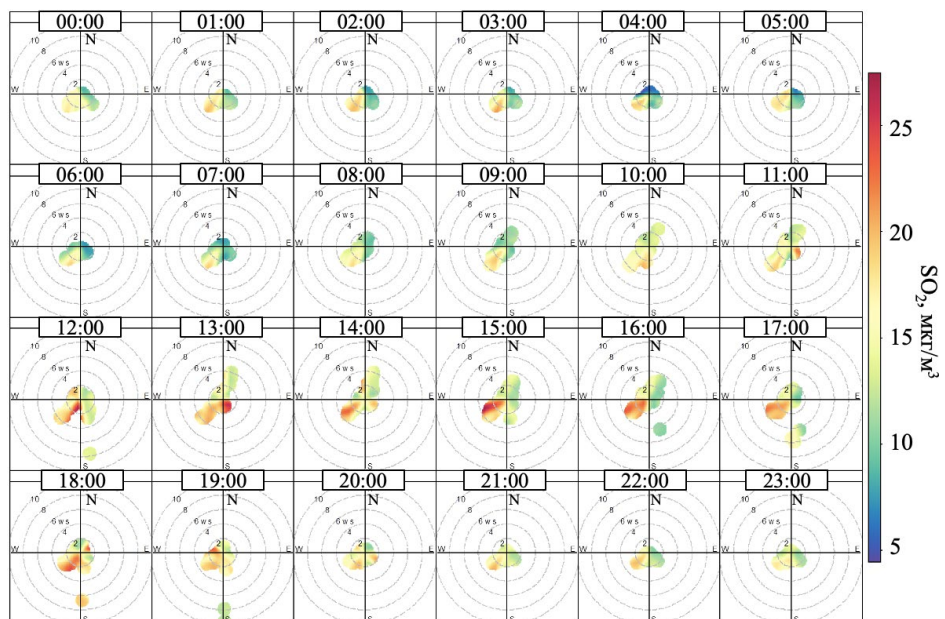


Рис.6. NWR-анализ для десятиминутных концентраций SO₂ в полярной системе координат на ст. «Боярский», июль 2023 г.

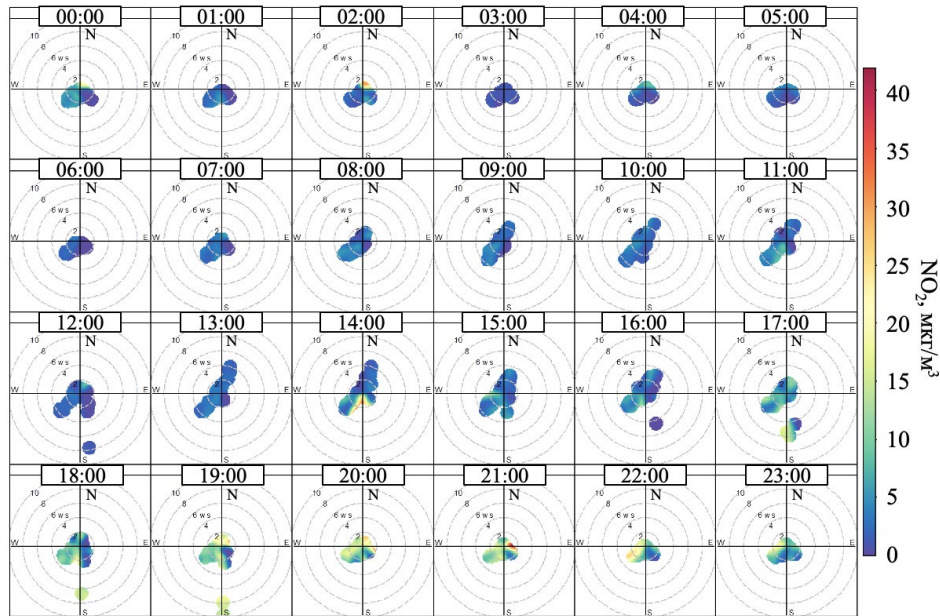


Рис.7. NWR-анализ для десятиминутных концентраций NO_2 в полярной системе координат на ст. «Боярский», июль 2023 г.

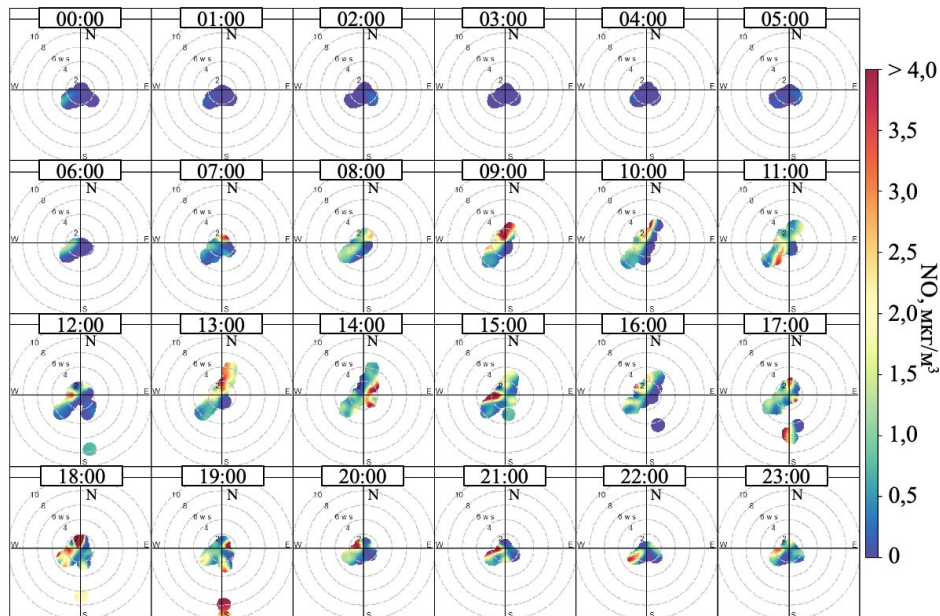


Рис.8. NWR-анализ для десятиминутных концентраций NO в полярной системе координат на ст. «Боярский», июль 2023 г.

(Рис. 6–7). Согласно NWR анализу, были выявлены отдельные эпизоды, когда воздушные массы, обогащённые оксидами азота и серы, переносятся с юга вдоль долины реки Мантуриха. Проведённый расчёт прямых траекторий движения воздушных масс (Рис. 9) показал, что повышение содержания оксидов серы и азота на стационаре «Боярский» может быть связано с влиянием удаленных источников, расположенных в городе Гусиноозерск.

NWR-анализ, проведённый для NO (Рис. 8), демонстрирует, что концентрация монооксида азота возрастает в период с 7 до 23 часов по местному времени вне зависимости от направления ветра. Это может указывать на то, что стационар «Боярский» подвержен влиянию локальных источников загрязнения атмосферы, таких как автотранспорт. В ночные часы концентрации NO снижаются до значений, близких к пределу обнаружения прибора.

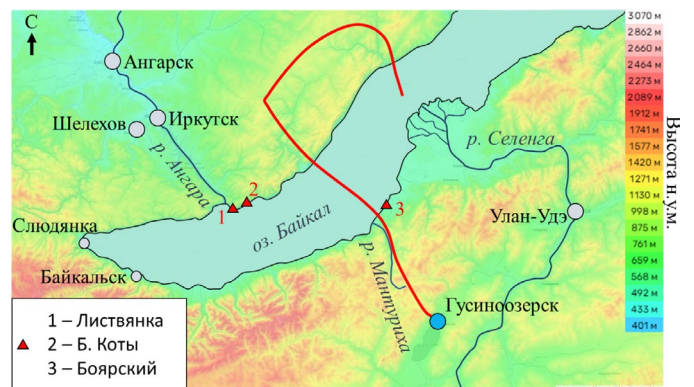


Рис.9. Топографическая карта исследуемого региона (<https://ru-ru.topographic-map.com>) и прямая траектория движения воздушных масс от стационарных источников г. Гусиноозерск на высоте 500 м AGL, 20.07.2023 7:00 МВ.

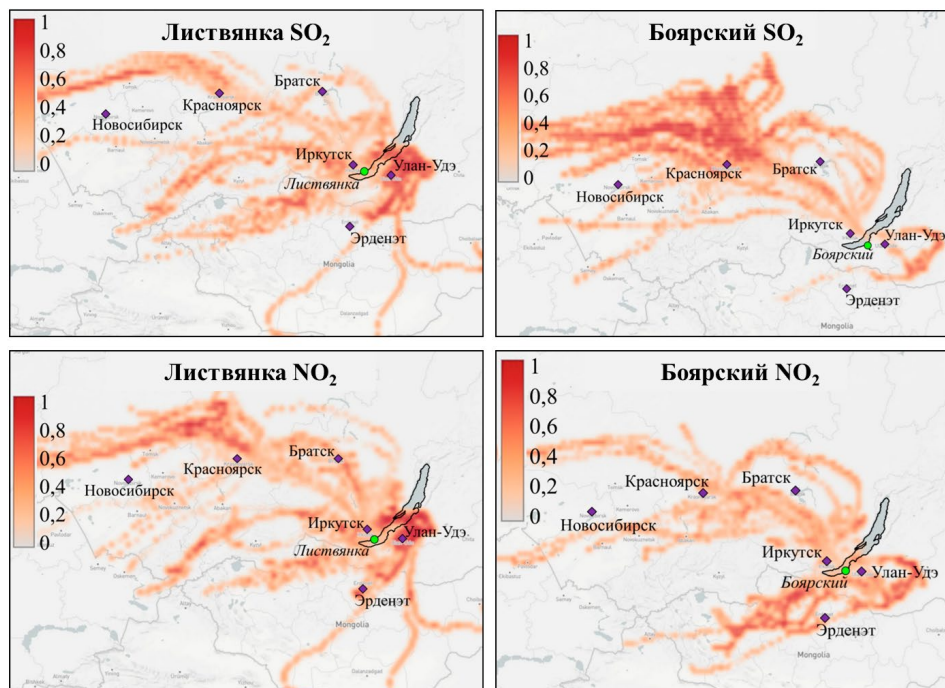


Рис.10. Пространственное распределение вероятности расположения источника SO_2 и NO_2 на ст. «Листвянка» и «Боярский» выполненное с помощью PSCF-анализа с 17 по 28 июля

3.3. Идентификация удаленных источников с использованием анализа PSCF

Для определения областей потенциальных источников газовых примесей – NO_2 и SO_2 в атмосфере Южного Байкала мы использовали метод методов многомерной статистики, основанный на совместном анализе обратных траекторий, рассчитанных с помощью модели HYSPLIT и измерениях приземных концентраций малых газовых примесей. Чтобы оценить удаленные источники продолжительность обратных траекторий принималась равной 72 часам. Расчеты проводились для 1000 метров над уровнем земли (AGL) за период с 17 по 28 июля 2023 г.

Результаты анализа PSCF представлены на Рисунке 10. Из расчетов видно, что вероятности расположения удаленных источников для NO_2 и SO_2 (более 0,5) схожи для двух станций. Первый максимум определен к северу, северо-западу от станций наблюдения. Воздушные массы, входящие в данный сектор характеризуются, как арктические и умеренные, сформировавшиеся над Северной Атлантикой и трансформировавшиеся при движении над промышленными районами Западной и Восточной Сибири, где крупными источниками поступления оксидов азота и серы являются предприятия топливно-энергетического комплекса (Майск, 2017). Поэтому можно предположить, что на начало исследования (с 17 по 23 июля), когда в приземном слое наблюдалась, стабильная атмосфера с незначительными северо-западными потоками, направленными в сторону Южного Байкала, вклад в загрязнение воздушного бассейна южной котловины озера оказывали влияние не только источники Иркутско-Черемховского промышленного узла, но и промышленные города Новосибирской области,

Красноярского края и севера Иркутской области. Это согласуется с данными приземных измерений, продемонстрированных на Рисунках 2-5.

Второй максимум вероятности расположения удаленных источников визуализируется к юг, юго-востоку озера. Он связан с изменением метеорологической ситуации в регионе 23 июля. Станции мониторинга находились под влиянием малоградиентного поля атмосферного давления со слабыми местными ветрами различных направлений, (Рис. 3-8) с небольшим преобладанием южных и юго-восточных ветров станция «Листвянка» и юго-западных, южных ветров на станцию «Боярский». На состояние воздушного бассейна Южного Байкала оказывали влияния воздушные массы, сформировавшиеся над территорией Казахстана и Монголии. Исходя из Рисунка 10 мы видим, что основные источники расположены в промышленных городах Республики Бурятия (гг. Улан-Удэ, Гусиноозерск и пп. Каменск, Селенгинск), а также незначительное влияние г. Эрденэт (Монголия).

4. Заключение

В летний период 2023 года на трех станциях мониторинга атмосферы в Южном Байкале синхронно проанализированы среднечасовые концентрации малых газовых примесей – оксидов серы и азота, метеорологические параметры, включая скорость и направление ветра. Результаты исследования показали, что, несмотря на небольшое расстояние между станциями наблюдений изменения в содержании малых газовых примесей на разных берегах Южного Байкала происходят независимо друг от друга. Причины таких изменений обусловлены расположением станций, особенностями внутрикотловинной циркуляции и расположением относительно антропогенных источников.

Оценки влияния метеорологических параметров на содержание газовых примесей в атмосфере Южного Байкала с использованием модели NWR показали, что, максимальные концентрации на западном побережье озера зафиксированы при ветрах северо-западного направления со скоростью от 1 до 4 м/с. Для восточного побережья озера характерно повышение концентраций при юго-западном в том же диапазоне скоростей.

С помощью функции вклада потенциальных источников (PSCF) определены местоположения удаленных источников, оказавших влияние на состав атмосферного воздуха в южной котловине озера летом 2023 г. Наиболее вероятный вклад, внесли источники расположенные на территории Республики Бурятия и Красноярского края.

Благодарности

Работа выполнена по теме государственного задания ЛИН СО РАН № 0279-2021-0014 «Исследование роли атмосферных выпадений на водные и наземные экосистемы бассейна озера Байкал, идентификация источников загрязнения атмосферы» (измерения на ст. «Листвянка») и гранта РФ №19-77-20058 П (измерения на ст. «Большие Коты» и «Боярский»).

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Bondarenko N.A., Tomberg I.V., Shirokaya A.A. et al. 2021. *Dolichospermum lemmermannii* (Nostocales) bloom in world's deepest Lake Baikal (East Siberia): abundance, toxicity and factors influencing growth. *Limnology and Freshwater Biology* 1: 1101-1110. DOI: [10.31951/2658-3518-2021-A-1-1101](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2021-A-1-1101)

Carslaw D.C., Ropkins K. 2012. Openair—an R package for air quality data analysis. *Environmental Modelling & Software* 27: 52-61. DOI: [10.1016/j.envsoft.2011.09.008](https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.008)

Draxler R.R., Hess G.D. 1998. An overview of the HYSPLIT_4 modeling system for trajectories, dispersion, and deposition. *Australian Meteorological Magazine* 47: 295-308.

Fenger J. 2009. Air pollution in the last 50 years—From local to global. *Atmospheric environment* 43(1): 13-22. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2008.09.061](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.061)

Gharibzadeh M., Bidokhti A.A., Alam K. 2021. The interaction of ozone and aerosol in a semi-arid region in the Middle East: Ozone formation and radiative forcing implications. *Atmospheric Environment* 245(118015): 1-50. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2020.118015](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.118015)

Golobokova L.P., Khodzher T.V., Obolkin V.A. et al. 2018. Aerosol in the atmosphere of the Baikal region: history and contemporary researches. *Limnology and Freshwater Biology* 1: 49-57. DOI: [10.31951/2658-3518-2018-A-1-49](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2018-A-1-49)

Golobokova L.P., Khodzher T.V., Obolkin V.A. et al. 2018. Long-term investigations of atmospheric aerosol and gaseous impurities in Southern Pribaikalye, East Siberia. *International Journal of Environmental Sciences & Natural Resources* 10(3): 74-84. DOI: [10.19080/IJESNR.2018.10.555786](https://doi.org/10.19080/IJESNR.2018.10.555786)

Golobokova L.P., Khodzher T.V., Zhamsueva G.S. et al. 2022. Variability of the chemical composition of the atmo-

spheric aerosol in the coastal zone of the southern basin of Lake Baikal (East Siberia, Russia). *Atmosphere* 13(7): 1090. DOI: [10.3390/atmos13071090](https://doi.org/10.3390/atmos13071090)

Henry R., Norris G.A., Vedantham R. et al. 2009. Source Region Identification Using Kernel Smoothing. *Environmental Science & Technology* 43: 4090-4097. DOI: [10.1021/es8011723](https://doi.org/10.1021/es8011723)

He Y., Uno I., Wang Z. et al. 2007. Variations of the increasing trend of tropospheric NO₂ over central east China during the past decade. *Atmospheric Environment* 41(23): 4865-4876. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2007.02.009](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.02.009)

Karnaes S., John K. 2011. Source apportionment of fine particulate matter measured in an industrialized coastal urban area of South Texas. *Atmospheric Environment* 45(23): 3769-3776. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2011.04.040](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.04.040)

Khodzher T.V., Sorokovikova L.M. 2007. An assessment of the entry of soluble substances from the atmosphere and with the river runoff into Lake Baikal. *Geography and Natural Resources* 3: 185-191.

Khodzher T.V., Yausheva E.P., Shikhovtsev M.Yu. et al. 2024. Black Carbon in the Air of the Baikal Region, (Russia): Sources and Spatiotemporal Variations. *Applied sciences* 14 (16): 1-18. DOI: [10.3390/app14166996](https://doi.org/10.3390/app14166996)

Kovadlo P., Shikhovtsev A., Lukin V. et al. 2018. Solar activity variations inducing effects of light scattering and refraction in the Earth's atmosphere. *Journal of Atmospheric and Solar-Terrestrial Physics* 179: 468-471. DOI: [10.1016/j.jastp.2018.06.001](https://doi.org/10.1016/j.jastp.2018.06.001)

Lielielvd J., Evans J.S., Fnaiss M. et al. 2015. The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale. *Nature* 525 (7569): 367-371. DOI: [10.1038/nature15371](https://doi.org/10.1038/nature15371)

Liu J., Guo Z., Zhou L. et al. 2022. Inversion and analysis of aerosol optical properties and lidar ratios based on sky-radiometer and Raman lidar measurements in Xi'an, China. *Frontiers in Environmental Science* 10(1039559): 1-17. DOI: [10.3389/fenvs.2022.1039559](https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.1039559)

Liu Y., Xu X., Ji D. et al. 2024. Examining trends and variability of PM_{2.5} associated organic and elemental carbon in the megacity of Beijing, China: Insight from decadal continuous in-situ hourly observations. *Science of The Total Environment* 938(173331): 1-14. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2024.173331](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173331)

Liu Y., Zheng M., Yu M. et al. 2019. High-time-resolution source apportionment of PM_{2.5} in Beijing with multiple models. *Atmospheric Chemistry and Physics* 19(9): 6595-6609. DOI: [10.5194/acp-19-6595-2019](https://doi.org/10.5194/acp-19-6595-2019)

Malnik V.V., Gorshkova A.S., Tomberg I.V. et al. 2024. Coastal Water Quality in Lake Baikal in Bol'shie Koty Bay, Determined by the Effect of Atmospheric Precipitation and the Survival of Indicator Microorganisms. *Water Resources* 51: 267-283. DOI: [10.1134/S0097807824700787](https://doi.org/10.1134/S0097807824700787)

Marinaite I.I., Potyomkin V.L., Khodzher T.V. 2019. Distribution characteristics of PAHs and solid particles over the water area of lake Baikal during wildfires in summer 2018. *Proceedings of SPIE* 11208: 1-6. DOI: [10.1117/12.2539014](https://doi.org/10.1117/12.2539014)







Mashyanov N.R., Pogarev S.E., Sholupov S.E. et al. 2022. Air mercury monitoring in the Baikal area (2011-2021). *Limnology and Freshwater Biology* 3: 1315-1318. DOI: [10.31951/2658-3518-2022-A-3-1315](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2022-A-3-1315)

Moiseenko T.I., Bazova M.M., Gashkina N.A. 2022. Development of lake from acidification to eutrophication in the arctic region under reduced acid deposition and climate warming. *Water* 14(21): 1-19. DOI: [10.3390/w14213467](https://doi.org/10.3390/w14213467)

Moiseenko T.I., Dinu M.I., Gashkina N.A. et al. 2018. Present status of water chemistry and acidification under nonpoint sources of pollution across European Russia and West Siberia. *Environmental Research Letters* 13(105007): 1-13. DOI: [10.1088/1748-9326/aae268](https://doi.org/10.1088/1748-9326/aae268)

- Molozhnikova Y.V., Shikhovtsev M.Yu., Netsvetaeva O.G. et al. 2023. Ecological Zoning of the Baikal Basin Based on the Results of Chemical Analysis of the Composition of Atmospheric Precipitation Accumulated in the Snow Cover. *Applied sciences* 13(14): 1-17. DOI: [10.3390/app13148171](https://doi.org/10.3390/app13148171)
- Nasonov S., Balin Y., Klemasheva M. et al. 2023. Study of Atmospheric Aerosol in the Baikal Mountain Basin with Shipborne and Ground-Based Lidars. *Remote sensing* 15(3816): 1-18. DOI: [10.3390/rs15153816](https://doi.org/10.3390/rs15153816)
- Obolkin V., Khodzher T., Sorokovikova L. et al. 2016. Effect of long-range transport of sulphur and nitrogen oxides from large coal power plants on acidification of river waters in the Baikal region, East Siberia. *International Journal of Environmental Studies* 73(3): 452-461. DOI: [10.1080/00207233.2016.1165481](https://doi.org/10.1080/00207233.2016.1165481)
- Obolkin V.A., Potemkin V.L., Makukhin V.L. et al. 2014. Low-level atmospheric jets as main mechanism of long-range transport of power plant plumes in the Lake Baikal Region. *International Journal of Environmental Studies* 71(3): 391-397. DOI: [10.1080/00207233.2014.918396](https://doi.org/10.1080/00207233.2014.918396)
- Obolkin V.A., Potemkin V.L., Makukhin V.L. et al. 2017. Long-range transport of plumes of atmospheric emissions from regional coal power plants to the South Baikal water basin. *Atmospheric and Oceanic Optics* 30(4): 360-365. DOI: [10.1134/S1024856017040078](https://doi.org/10.1134/S1024856017040078)
- Obolkin V.A., Volkova E.A., Ohira S.I. et al. 2019. The role of atmospheric precipitation in the under-ice blooming of endemic dinoflagellate *Gymnodinium baicalense* var. *minor* Antipova in Lake Baikal. *Limnology and Freshwater Biology* 6: 345-352. DOI: [10.31951/2658-3518-2019-A-6-345](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2019-A-6-345)
- Popovicheva O., Molozhnikova E., Nasonov S. et al. 2021. Industrial and wildfire aerosol pollution over world heritage Lake Baikal. *Journal of Environmental Sciences* 107: 49-64. DOI: [10.1016/j.jes.2021.01.011](https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.01.011)
- Seinfeld J.H., Pandis S.N. 2016. *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*. New York: Wiley-VCH.
- Shikhovtsev M.Y., Molozhnikova Y.V., Obolkin V.A. et al. 2024. Features of Temporal Variability of the Concentrations of Gaseous Trace Pollutants in the Air of the Urban and Rural Areas in the Southern Baikal Region (East Siberia, Russia). *Applied Sciences* 14(18): 1-19. DOI: [10.3390/app14188327](https://doi.org/10.3390/app14188327)
- Shikhovtsev M.Yu., Obolkin V.A., Khodzher T.V. et al. 2023. Variability of the Ground Concentration of Particulate Matter PM1—PM10 in the Air Basin of the Southern Baikal Region. *Atmospheric and Oceanic Optics* 36(6): 655-662. DOI: [10.1134/S1024856023060192](https://doi.org/10.1134/S1024856023060192)
- Shon Z.H., Kim K.H., Song S.K. 2011. Long-term trend in NO₂ and NO_x levels and their emission ratio in relation to road traffic activities in East Asia. *Atmospheric Environment* 45(18): 3120-3131. DOI: [10.1016/j.atmosenv.2011.03.009](https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.03.009)
- Sicard P., Agathokleous E., Anenberg S.C. et al. 2023. Trends in urban air pollution over the last two decades: A global perspective. *Science of The Total Environment* 858(160064): 1-13. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2022.160064](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160064)
- Sillanpää S., Fung P.L., Niemi J.V. et al. 2022. Long-term air quality trends of regulated pollutants in the Helsinki metropolitan area from 1994–2019 and its implications to the Air Quality Index. *Boreal Environment Research* 27: 61-79. DOI: [10.1547/porel.1254.238](https://doi.org/10.1547/porel.1254.238)
- Southerland V.A., Brauer M., Mohegh A. et al. 2022. Global urban temporal trends in fine particulate matter (PM_{2.5}) and attributable health burdens: estimates from global datasets. *The Lancet Planetary Health* 6(2): e139-e146. DOI: [10.1016/S2542-5196\(21\)00350-8](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(21)00350-8)
- Stein A.F., Draxler R.R., Rolph G.D. et al. 2015. NOAA's HYSPLIT atmospheric transport and dispersion modeling system. *Bulletin of the American Meteorological Society* 96(12): 2059-2077. DOI: [10.1175/BAMS-D-14-00110.1](https://doi.org/10.1175/BAMS-D-14-00110.1)
- Taschilin M., Yakovleva I., Sakerin S. et al. 2021. Spatiotemporal variations of aerosol optical depth in the atmosphere over Baikal region based on MODIS data. *Atmosphere* 12(12): 1-10. DOI: [10.3390/atmos12121706](https://doi.org/10.3390/atmos12121706)
- Tiotiu A.I., Novakova P., Nedeva D. et al. 2020. Impact of air pollution on asthma outcomes. *International journal of environmental research and public health* 17(17): 1-29. DOI: [10.3390/ijerph17176212](https://doi.org/10.3390/ijerph17176212)
- Zayakhanov A.S., Zhamsueva G.S., Tsydypovet V.V. et al. 2019. Specific features of transport and transformation of atmospheric aerosol and gas admixtures in the coastal zone of Lake Baikal. *Atmospheric and Oceanic Optics* 32: 158-164. DOI: [10.1134/S1024856019020192](https://doi.org/10.1134/S1024856019020192)
- Zhamsueva G., Zayakhanov A., Tsydypov V. et al. 2020. Spatial-temporal variability of small gas impurities over lake Baikal during the forest fires in the summer of 2019. *Atmosphere* 12(1): 20. DOI: [10.3390/atmos12010020](https://doi.org/10.3390/atmos12010020)
- Zhamsueva G., Zayakhanov A., Khodzher T. et al. 2022. Studies of the dispersed composition of atmospheric aerosol and its relationship with small gas impurities in the near-water layer of Lake Baikal based on the results of ship measurements in the summer of 2020. *Atmosphere* 13(1): 139. DOI: [10.3390/atmos13010139](https://doi.org/10.3390/atmos13010139)
- Аршинов М.Ю., Белан Б.Д., Ивлев Г.А. и др. 2001. Пространственно-временные характеристики циркуляции воздуха в котловине озера Байкал. *Оптика атмосферы и океана* 14(4): 290-293.
- Майсюк Е.П. 2017. Роль энергетики в экологическом состоянии Байкальской природной территории. *География и природные ресурсы* 1: 100-107. DOI: [10.21782/GIPRO206-1619-2017-1\(100-107\)](https://doi.org/10.21782/GIPRO206-1619-2017-1(100-107))
- Моложникова Е.В., Кучменко Е.В. 2004. Оценка некоторых характеристик образования и выпадения сульфатов в городах Прибайкалья. *Оптика атмосферы и океана* 17(5-6): 418-422.
- Томберг И.В., Сорочовикова Л.М., Нецветаева О.Г. и др. 2016. Химический состав и тенденция закисления снеговых вод и вод притоков Южного Байкала. *Оптика атмосферы и океана* 29(6): 516-520. DOI: [10.15372/AOO20160612](https://doi.org/10.15372/AOO20160612)

Hydroacoustic studies of the structure of the Baikal omul feeding stock in the Selenga shallows of Lake Baikal

Anoshko P.N.^{}, Dzyuba E.V.*^{}, Khanaev I.V.^{}, Kucher K.M.^{},
Nebesnykh I.A.^{}, Makarov M.M.^{}

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

ABSTRACT. A comparative analysis of hydroacoustic data from 2011 to 2024 allowed us to determine the distribution characteristics of Baikal omul in the spring in the water area of the Selenga shallows under a significant decrease in stocks. Test trawling provided analysis of the length-at-age data on Baikal omul, revealed an increase in the stock abundance owing to the 2019-2023 generations, and confirmed the possibility of the correct use of the length-weight relationship (*LWR*), $W = 10.9(SL_{dnt})^{3.02}$, based on long-term data. The obtained data predict a growth of biomass, as a more inert indicator, in four-six years. To formulate a more accurate forecast, it is necessary to adjust the natural mortality rates.

Keywords: Baikal omul, hydroacoustic method, test trawling, length-at-age data, length-weight relationship, stock assessment, Lake Baikal

For citation: Anoshko P.N., Dzyuba E.V., Khanaev I.V., Kucher K.M., Nebesnykh I.A., Makarov M.M. Hydroacoustic studies of the structure of the Baikal omul feeding stock in the Selenga shallows of Lake Baikal // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - P. 1302-1317. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1302

1. Introduction

As the population grows, and exploitation of fish resources increases, the latter becomes a decisive factor in the population dynamics of many commercial fish species. The fishing intensity has a significant impact on the stocks of commercially important fish species with a long development cycle, such as whitefish (family Coregonidae). Whitefish stocks are a sought-after resource in the continental waters of the Northern Hemisphere (Fera et al., 2015; Winfield and Gerdeaux, 2015, Bourinet et al., 2024). In some regions, they are of great socio-economic importance, being an important component of the consumer market and food security. These species exhibit large stock fluctuations due to both fishing pressure and their high sensitivity to environmental conditions during reproduction and first-year development (Lukin et al., 2006; Straile et al., 2007; Anneville et al., 2009; Myers et al., 2015; Rook et al., 2022; Bourinet et al., 2024).

The decrease in Baikal omul *Coregonus migratorius* (Georgi, 1775) stocks and the subsequent introduction of a commercial fishing ban and recreational fishing restrictions in 2017 led to the decline in the living standard of a significant part of the local residents, whose

income source was fishing. Initially, these measures were expected to help recover the stocks within five years. However, their effect can only be assessed 11-14 years after the ban introduction (Anoshko et al., 2020). Coregonid fishes, with their low reproduction capacity and slow growth, increase their population size in at least two generations (Lukin et al., 2006; Matkovsky, 2021). Taking into account the demographic crisis of the Baikal omul population in 2016-2018 (Materialy ..., 2024) and the fact that the generations capable of providing a sufficient number of spawning stock need six-seven years to reach sexual maturity, their spawn will only be able to significantly increase the biomass of the commercial stock after five-seven years.

The Selenga shallows are one of the main fishing areas at Lake Baikal thanks to vast areas of shallow water with depths favorable for the habitation of Baikal omul. Based on previous estimates resulted from hydroacoustic studies (Melnik et al., 2009), this area concentrated a significant part (up to 50% or more) of the total stock of this species. The Selenga shallows form the basis of the commercial stock of the Selenga and Posolsk populations, which spawn in the Selenga River and the rivers of the Posolsky Sor Bay, respectively. With the decline in the Baikal omul stocks and fish-

*Corresponding author.

E-mail address: e.dzyuba@lin.irk.ru (E.V. Dzyuba)

Received: September 23, 2024; **Accepted:** October 28, 2024;
Available online: October 31, 2024

© Author(s) 2024. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



ing restrictions, the volume of test scientific research limited to fishing areas (Goncharov et al., 2022a; b, 2023a; b) is clearly insufficient. Nevertheless, data on hydroacoustic studies from 2011 to 2015 (Melnik et al., 2009; Makarov et al., 2012) allow us to conduct a comparative analysis of the distribution density of Baikal omul in the Selenga fishing area with our data obtained after the ban introduction. This study aims to conduct a comparative analysis of the structure of the feeding fish stock and change in the Baikal omul stocks in the Selenga shallows between 2011 and 2024.

2. Materials and methods

Hydroacoustic survey in the Selenga fishing area of Lake Baikal was conducted from 22 to 24 May 2024, onboard the research vessel “G.Yu. Vereshchagin” (Table 1). The work was carried out along the standard traverse mesh (Fig. 1) with depth ranges from 50 to 400 m and distance 370 km. An “Echo-Baikal” hydroacoustic complex was used in the survey, representing a software and hardware bundle of the modernized Furuno FCV-1100 fishing sonar (Japan) and the authoring software. The complex was configured for a dual-frequency mode with the following parameters: sounding signal frequencies 28 and 200 kHz, pulse duration 1.0 ms, and single target detection threshold -52 dB. The hydroacoustic complex was calibrated by the standard technique (Simrad, 2001) using a 60 mm diameter copper sphere with a calculated target strength (TS) of 33.61 dB. The hydroacoustic data, both modern (2020-2024) and archival (2011 and 2015), were processed in the Echoview software (Australia) with identical settings. The echo integration method was used to calculate surface densities along the survey traverses. The hydroacoustic traverses were divided into 500 m long sections. The $NASC$ value (Nautical Area Scattering Coefficient) was obtained for each section as a result of data analysis in the software package. The vertical data analysis was limited to 8 m from the surface and 2 m from the bottom. Sections with multiple bottom reflection and sound-scattering layers not associated with fish accumulations, such as gas seepages, were excluded from the analysis. TS of Baikal omul was calculated via the equation $TS = 28.7 * \text{Log}(SL) - 76.4$ (Kudryavtsev et al., 2005) with a correction for the radiation frequency +0.77 dB. This equation provides less bias (underestimation) in the reconstruction of the sizes of small

fish from the TS values with the average $SL = 15-18$ cm, which were recorded in trawl catches compared to the equations obtained for fish with $SL = 21-38$ cm (Goncharov et al., 2008) and $SL = 24-27$ cm (Makarov et al., 2018).

Test trawling (Table 1) was performed with a pelagic trawl (vertical opening 10 m and opening along the ground rope 17.5 and 26.0 m) after passing four-five traverses and detecting fish accumulations. The operation of the trawl gear (opening and movement trajectory relative to the bottom and fish accumulations) was monitored using synchronized depth recording devices installed on the trawl doors, head ropes, and ground ropes. The devices developed in Laboratory of Hydrology and Hydrophysics at Limnological Institute SB RAS consisted of a controller that recorded and saved data from the depth sensor in non-volatile memory as well as of a wireless communication interface of the Bluetooth standard. The devices installed on the trawl doors were additionally equipped with a three-axis acceleration sensor that can record their spatial orientation to monitor the main parameters of the trawl operation. The devices were calibrated before trawling by the cross-calibration method with an RBRduet3 T.D. two-channel submersible temperature and depth logger (Canada). After lifting the trawl on board, data was read via a wireless interface. Based on the test trawling data, the ratio of the trawl working depth to the length of the “veered” (wound from the trawl winch drums) warps, taking into account the operation of the main engine that ensures a vessel speed of 2.5-3.0 knots (4.5-5.5 km/h), was calculated.

The standard length (SL) of fish was measured with an accuracy of up to 1 cm during mass measurements and up to 1 mm during biological analysis. The weight (W) was measured with an accuracy of up to 1 g. The length-to-weight relationship $W_g = 10.9(SL_{dm})^{3.02}$ was used in the calculations, where W_g was the weight in grams and SL_{dm} —the standard length in decimeters (Anoshko et al., 2022) based on the long-term data analysis. The 2011 trawl catches were not used in this study because the selectivity of the size classes of the trawl fish differed significantly. Original hydroacoustic data for 2011 and 2023 from the archive of Laboratory of Ichthyology at Limnological Institute SB RAS were used for a comparative analysis of the distribution and assessment of Baikal omul stocks near the Selenga shallows (Table 1).

Table 1. Hydroacoustic survey data used in the analysis.

Year	Dates of survey, DD.MM – DD.MM	Traverse length, km	Number of test trawls, pcs	Number of analyzed fish, pcs
2011	30.05-01.06	311	10	1808
2015	29.05-31.05	307	-	-
2020	28.05-29.05	296	-	-
2021	26.05-28.05	450	-	-
2022	27.05-28.05	350	7	930
2023	23.05-26.05	217	8	1275
2024	22.05-24.05	370	6	523

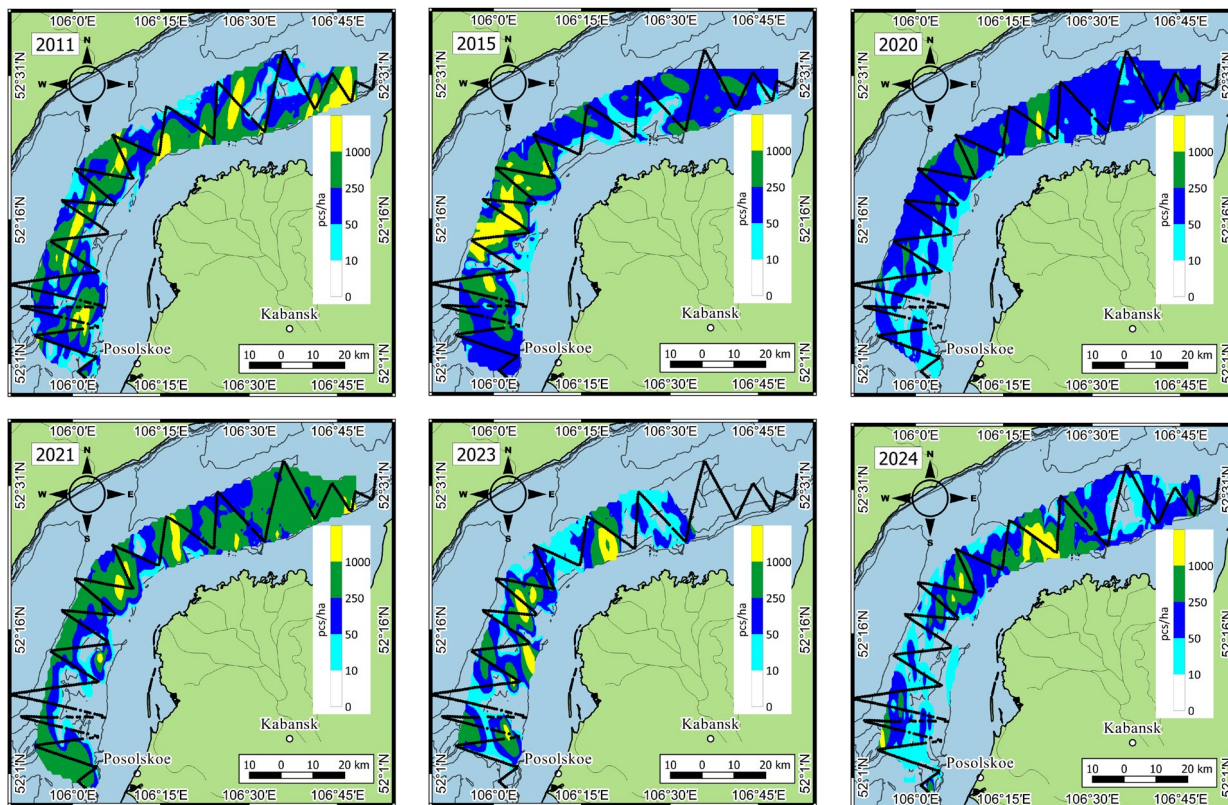


Fig.1. Distribution charts of Baikal omul in the Selenga shallows based on long-term data.

3. Results and discussion

The distribution characteristics of Baikal omul from 2011 to 2024 are shown in Fig. 1. In 2011, when Baikal omul stocks were assessed as satisfactory, accumulations of > 1000 pcs ha⁻¹ were recorded throughout the entire study area of the Selenga shallows, and in 2015, they were detected only in the southeastern part. In 2020, we recorded virtually no fish accumulations. As a rule, their concentrations were < 250 pcs ha⁻¹, which is below average. In 2022, we recorded the concentrations of average density throughout the entire water area of the Selenga shallows. In 2023, there were large accumulations of Baikal omul in southwestern and central parts of the area, but they were relatively uneven and more dynamic (Anoshko et al., 2023). We observed their redistribution from south to north, probably due to the specific heating of the coastal-bay zone as well as to the influx of warmer waters of the Selenga River. In 2024, we recorded omul throughout the entire area of the shallows, and dense accumulations in its central part (Fig. 1).

Size data. The length-weight relationship (*LWR*) is an important characteristic used for calculations in test hydroacoustic studies. As a result of regression analysis based on the 2024 data, we obtained *LWR* $W = 9.6(SL_{dm})^{3.16}$ with a very high determination coefficient $R^2 = 0.99$ (Fig. 2). The average fish length (*SL*) was 17.6 cm, and the average weight—78 g. The use of our previous *LWR* based on long-term data, $W = 10.9(SL_{dm})^{3.02}$ (Anoshko et al., 2022), with such sizes, leads to an error in calculating the average weight of only 1.4% with a bias to the upside.

Based on trawl catches in different parts of the Selenga shallows, *SL* of fish from the feeding stock ranged from 9 to 35 cm between 2022 and 2024.

Representative samples (Fig. 3) had a characteristic distribution of individuals by size with modes corresponding to age classes.

The distribution in *SL* frequency in 2022 indicates the presence of three modes: 10, 16, and 19 cm, that correspond to three generations of 2019, 2020, and 2021. The decrease in the proportion of fish longer than 21 cm was due to the demographic trough from 2016 to 2018 (Materialy ..., 2024). In the subsequent 2023 and 2024, the number of large individuals increased due to the growth of fish of these generations. Moreover, the weight of fish in different size classes more clearly highlights the boundary between small and numerous generations. The size structure of Baikal omul in 2023 showed a relatively high number of individuals aged one year and their higher proportion compared to 2022 and 2024. On the contrary, individuals aged two years were slightly larger with a mode of 17 cm.

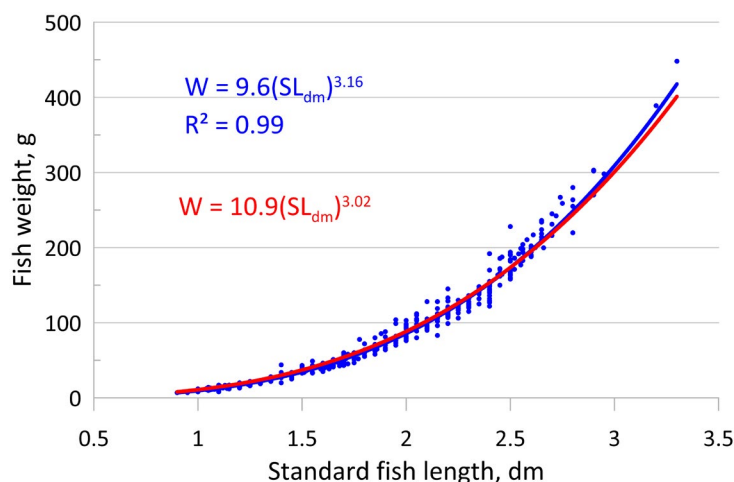


Fig.2. *LWR* of Baikal omul based on — 2024 data and — long-term data equation (Anoshko et al., 2022).

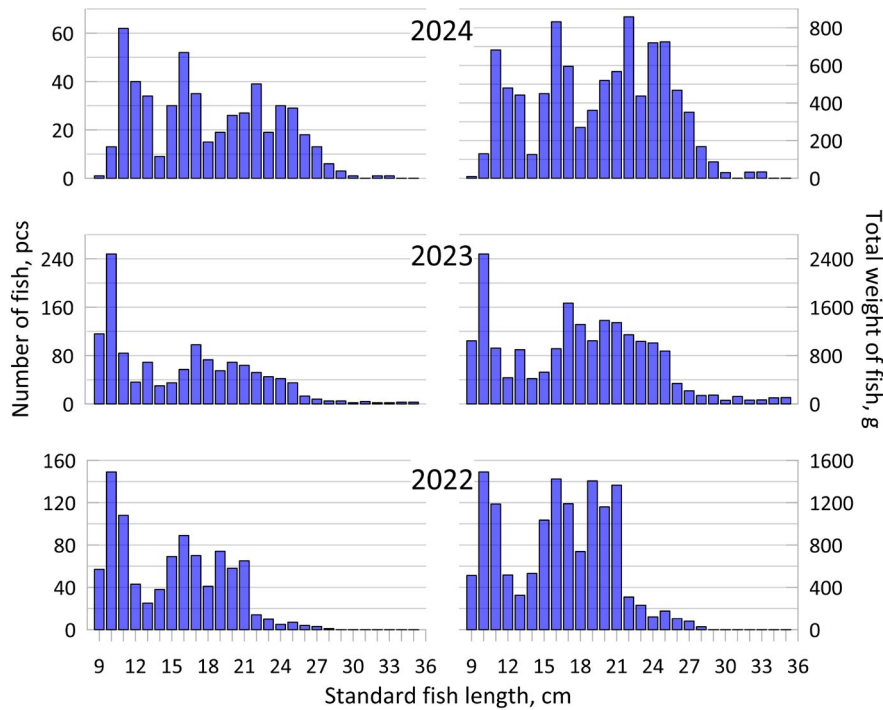


Fig.3. Distribution of Baikal omul individuals by size classes.

Due to the intersection of sizes of fish of different years, there was an additional peak between the peaks of the corresponding age classes, which can be considered as formed by a small generation (Anoshko et al., 2023). According to the official data, the larvae migration into the Selenga River in 2020 was 1186 million individuals, which is three times higher than the average for the period from 2014 to 2023 (Materialy ..., 2024). At the same time, the entry of producers in 2019 was comparable with the entry in adjacent years (Materialy ..., 2024). The size data from our catches were not correlated with this anomalous number of migrated larvae (Fig. 3). Fluctuations in fish sizes can be caused by interannual fluctuations of their growth rates in the first and second years of their life. Fluctuations in sizes of juveniles during the first year of life are expected because of their growth in the relatively dynamic conditions of the coastal-bay zone.

The age structure of Baikal omul depends on the feeding stock replenishment, natural and fishing mortality as well as migrations. The size structure of fish in the water area of the Selenga shallows allows us to conclude that, from 2022 to 2024, there were no significant changes in the replenishment level, which could affect the ratio of size and, hence, of age classes. From the second year of life, the mortality level during the feeding period practically does not depend on the pressure of predators. At depths greater than 50 m, omul juveniles are not accessible to predatory fish that inhabit the coastal-bay zone as well as to fish-eating birds.

The data for 2022 and 2024 allowed us to estimate the natural mortality level (Fig. 4) because commercial fishing of omul was banned, and the mortality of fish of this size due to recreational and poaching fishing can be excluded. The instantaneous rate of natural mortality of individuals aged one to three years in 2022, based on power exponential function, was 0.19,

and those aged from one to four years in 2024 – 0.23. These results comply with the rates calculated for the corresponding ages of *Coregonus muksun* (Pallas, 1814) (Matkovskiy, 2023) having a long lifespan, like Baikal omul.

Stock dynamics. Comparative data analysis in retrospect indicated a fourfold decrease in stocks from 2007 (Melnik et al., 2009, Table 2) to 2020 in the Selenga shallows (145 122 ha). Subsequently, the number of juveniles increased owing to the 2019-2023 generations. Thus, compared to 2020, the abundance of fish doubled but reached only half of values calculated for 2011. Biomass is a more inert indicator, so, in the next four-six years, we expect its growth thanks to the 2019-2024 generations.

Stable state of the Baikal omul stocks in favorable period amounted to 20-26 thousand tones. According to the Total Allowable Catch (TAC) materials (Materialy ..., 2017), which were a basis for the introduction of the ban on catching Baikal omul, its biomass in 2016 was 12.6 thousand tons. It was indicated

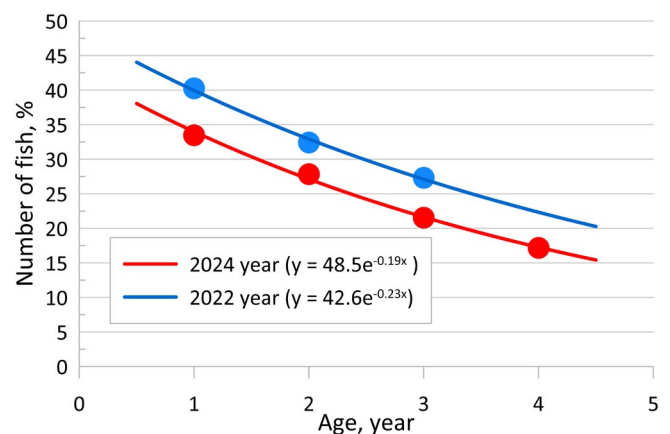


Fig.4. Ratio of age classes of Baikal omul based on trawl catches in 2022 and 2024.

Table 2. Estimation of biomass density and abundance of Baikal omul based on hydroacoustic data.

Year	NASC	Average weight, kg	Average length, cm	pcs ha ⁻¹	kg ha ⁻¹	Biomass, t
2007	229.3	104.0	21.1	367.2	38.2	5543
2011	194.2	85.5	19.8	363.1	31.1	4505
2015	172.2	104.0	21.1	305.6	31.8	4612
2020	52.6	72.0	18.7	128.7	9.3	1345
2021	106.1	46.5	16.2	205.0	9.5	1383
2023	89.6	71.5	18.6	224.7	16.1	2331
2024	83.9	78.8	19.3	195.3	15.4	2233

that the state of the stocks, compared to the 1990s, reached a critical level and was at a lower limit of the accepted reference estimates of stability. Even with these estimates, the stock of 6.8 thousand tons published in the TAC materials after the ban introduction seems inconsistent. According to these estimates, the stock decreased by 5.8 thousand tons. At the same time, according to the fishery statistical report, the catch was 0.6 thousand tons, and, taking into account expert estimates of IUU fishing (illegal, unreported, and unregulated fishing), the total catch was ~1.0 thousand tons. Even though we accept no replenishment during that period, there is still a difference in 4.8 thousand tons that, in our opinion, requires reasonable explanations.

Observations of the spawning stock abundance and stock assessment using hydroacoustic techniques conducted by Russian Federation Research Institute of Fisheries and Oceanography (VNIRO) since 2021 indicate that the omul biomass is much lower (7-8 thousand tons) than it was estimated before the ban was introduced (11-13 thousand tons) using virtual population models. Despite the increase in the number of juveniles, it remains at a consistently low level (Goncharov et al., 2023a; b). No comparative analysis of stock assessments of Baikal omul using virtual population models and hydroacoustic techniques was conducted. Therefore, the differences in the estimates likely result from the use of different methods, and not from the decrease in the biomass after the ban introduction. Notably, VNIRO studied the Baikal omul stocks only in the fishing areas where its main commercial aggregations form but account for <10% of the lake water area. Fish inhabiting the rest of the water area are not taken into account in these studies. In this regard, it is impossible to correctly compare the stock estimates before and after the ban introduction. Trawl-acoustic estimates for 1994, 1995 and 2003 (Melnik et al., 2009) – the period when this research method was developed – are not comparable. Nevertheless, hydroacoustic method is optimal for estimating the density and biomass of coregonid fish in large and deep lakes inhabited by their various ecomorphological forms (Schluter and McPhail, 1993; Harrod et al., 2010; Siwertsson et al., 2010; Malinen et al., 2014). However, unification of the survey according to the agreed traverses, as well as the *TS(SL)* and *LWR* dependencies, is advisable. If possible, it should be carried out in the dark. Dispersal and more even spatial distribution at night are typical of many whitefish species inhabiting relatively deep waters (Schluter and

McPhail, 1993; Mehner et al., 2007; Girard et al., 2020). Thus, a significant proportion of fish is recorded in the form of single echo signals, facilitating more accurate estimates of their abundance and biomass. Modern scientific hydroacoustics hardware and software provide a non-lethal for fish and a cost-effective alternative for estimating abundance (Shin et al., 2005; Simmonds and MacLennan, 2008), which is especially important in the context of dramatically declining stocks. Furthermore, they offer a less selective method for determining size structure compared to fishing. In conditions of relatively low fishing pressure, stock assessment methods based on catch statistics are practically useless (Schluter and McPhail, 1993). At the same time, the construction of cohort models is necessary for forecasting and making administrative decisions on fisheries regulation.

Noteworthy is that coregonid fish inhabit mainly water bodies with dynamic environmental conditions typical of temperate and subarctic climate zones. Despite the ability to survive adverse environmental conditions, their stocks have experienced the periods of significant population decline over the past two decades (Myers et al., 2015; Zischke et al., 2017; Stewart et al., 2021; Bourinet et al., 2024) due to their irrational use as the habitat deteriorated. Significant polymorphism observed in coregonid fish (Smirnov et al., 2009; Zubova et al., 2022; 2024) is not only a way to expand the use of resources but also one of the adaptations to changing habitat conditions.

The main features of populations undergoing structural changes resulted from intensive long-term fishing pressure are as follows: a decrease in the number of age groups, an increase in the proportion of slow-growing individuals, reduction in lifespan, and early maturation with extremely small sizes for the species (Lukin et al., 2006). These features are not characteristic of the Baikal omul population in the Selenga shallows, except for a decrease in the number of older age groups, which is likely a consequence of low reproduction efficiency associated with high poaching pressure along spawning migration routes and high mortality in the first year of life. The discrepancy between the high number of spawning stocks in the autumn of 2015 and the subsequent small migration of larvae in the spring of 2016 (Materialy ..., 2024) may be due to the high level of poaching along spawning migration routes. Meanwhile, from 1999 to 2013, rates of larval migration were high throughout Lake Baikal (Materialy ..., 2024). This indicates that poaching in spawning rivers

during that period did not affect the reproduction rate. Moreover, the Baikal omul generations of these years should have provided high biomass rates in the next seven years. Straile and coauthors (2007) hypothesized that a warm winter during the incubation period leads to earlier hatching of larvae of the common whitefish, *Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758), under conditions of an undeveloped food supply (Straile et al., 2007). For Baikal omul, which spawns in rivers, early hatching of larvae in the river and their migration to the coastal-bay zone with unfavorable feeding conditions are possible during warm (arid) periods. Taking into account that the physicochemical conditions of the habitat did not significantly change in the spawning rivers, we cannot assume the influence of environmental factors on the mortality rate of eggs. High mortality rate in the coastal-bay zone, where juveniles feed, may be associated with high level of predation, including fish-eating birds. The reduction in the stocks of Baikal omul and fishes of the coastal-bay complex coincides with a catastrophic increase in the number of the great cormorant, *Phalacrocorax carbo* (Linnaeus, 1758). However, in the Selenga River delta, it invaded the colony of the great heron, *Ardea cinerea* (Linnaeus, 1758), only in 2014 (Pyzhyanov and Mokridina, 2023), and the number of nesting individuals reached 1000 only in 2020 (Elayev et al., 2021). Baikal omul juveniles 40-120 mm long are ~10% of its food spectrum (Yelayev et al., 2021). These are mainly individuals of the first year of life, which inhabit the coastal zone and are accessible to the great cormorant. On the other hand, its food spectrum includes fish species that can consume juvenile omul (Yelayev et al., 2021). Therefore, the predation of the great cormorant is probably partially compensated.

4. Conclusion

Analysis of long-term hydroacoustic data allowed us to determine the distribution characteristics of Baikal omul in the water area of the Selenga shallows under a significant reduction in the stock of the populations living here. Amidst the overall distribution heterogeneity, relatively dense fish aggregations were localized in one of its parts, rather than throughout the water area. Size data on Baikal omul in trawl catches confirmed the correctness of using the length-weight relationship, $W = 10.9(SL_{dmr})^{3.02}$, that we had obtained previously based on long-term data because it leads to an error in calculating the average weight of only 1.4% with a bias to the upside.

A comparative analysis of the data revealed a fourfold decrease in the Baikal omul stocks from 2007 to 2020. However, the increase in the number of juveniles owing to the 2019-2024 generations suggests a biomass growth in the next four-six years. Among the causes of the 2016-2018 demographic trough, the low-water period between 2015 and 2017 is one of the most likely. At the same time, its impact on the decrease in the replenishment of the Baikal omul stocks can result from several factors, such as accessibility to fish-eating birds, poaching during spawning migrations, and elevated mortality rate of juveniles due to migration to the

coastal-bay zone with a low development of the food supply and/or their death being eaten by predators. To formulate a more accurate forecast, it is necessary to adjust the natural mortality rates.

The study of the distribution characteristics of fish, the feeding stock structure, and changes in abundance and biomass is important not only for regulating fisheries activities but also for understanding the functioning of ecosystems, including the reaction of populations to the stress effects of climate change and anthropogenic load.

Funding and acknowledgements

This study was carried out within the framework of the state projects Nos. 0279-2022-0004 (122012600083-9) and 0279-2021-0005 (121032300224-8). The authors thank the crew of the research vessel “G.Yu. Vereshchagin” for assistance in the collecting material.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

- Anneville O., Souissi S., Molinero J.C. et al. 2009. Influences of human activity and climate on the stock-recruitment dynamics of whitefish, *Coregonus lavaretus*, in Lake Geneva. *Fish Manag Ecol* 16: 492-500. DOI: [10.1111/j.1365-2400.2009.00703.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2009.00703.x)
- Anoshko P.N., Dzyuba E.V., Kucher K.M. et al. 2023. Acoustic-trawl studies of the *Coregonus migratorius* (Georgi, 1775) in the Selenga shallow water zone of Lake Baikal, 2023. *Limnology and Freshwater Biology* 6(4): 126-136. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-4-126](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-4-126)
- Anoshko P.N., Makarov M.M., Ustarbekova D.A. et al. 2022. Ratio “length-weight” in the Baikal omul *Coregonus migratorius* in the fattening period of the Selenga shallow water zone of Lake Baikal. South of Russia: ecology, development 17(1): 17-23. DOI: [10.18470/1992-1098-2022-1-17-23](https://doi.org/10.18470/1992-1098-2022-1-17-23)
- Anoshko P.N., Makarov M.M., Zorkaltsev V.I. et al. 2020. Limits for *Coregonus migratorius* (Georgi, 1775) catches and likely ecological effects. South of Russia: ecology, development 15(3): 132-143. DOI: [10.18470/1992-1098-2020-3-132-143](https://doi.org/10.18470/1992-1098-2020-3-132-143)
- Bourinet F., Anneville O., Drouineau H. et al. 2024. Impact of fishing activities on the population dynamics of European whitefish in four peri-alpine lakes. *International Journal of Limnology* 60: 15. DOI: [10.1051/limn/2024015](https://doi.org/10.1051/limn/2024015)
- Elayev E.N., Dorzhiev Ts.Z., Ananin A.A. et al. 2021. Nesting history and abundance dynamics of the Great cormorant (*Phalacrocorax carbo* L., 1758) in Baikal Siberia. *Bulletin of Buryat State University. Biology, Geography* 3: 21-32. DOI: [10.18101/2587-7143-2021-3-21-32](https://doi.org/10.18101/2587-7143-2021-3-21-32)
- Fera S.A., Rennie M.D., Dunlop E.S. 2015. Cross-basin analysis of long-term trends in the growth of lake white fish in the Laurentian Great Lakes. *J Gt Lakes Res* 41: 1138-1149. DOI: [10.1016/j.jglr.2015.08.010](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2015.08.010)
- Girard M., Goulon C., Tessier A. et al. 2020. Comparisons of daytime and nighttime hydroacoustic surveys in temperate lakes. *Aquatic Living Resources* 33: 9. DOI: [10.1051/alr/2020011](https://doi.org/10.1051/alr/2020011)
- Goncharov S.M., Popov S.B., Bondarenko V.M. et al. 2008. Measuring the target strength of the Baikal omul to

improve the accuracy of estimating its reserve in Lake Baikal. *Fisheries* 3: 87-90.

Goncharov S.M., Popov S.B., Peterfeld V.A. et al. 2022. Results of test hydroacoustic surveys of the Baikal omul in the fishing waters of Lake Baikal in the spring-summer period of 2022. *Trudy VNIRO* 190: 186-192. DOI: [10.36038/2307-3497-2022-190-186-192](https://doi.org/10.36038/2307-3497-2022-190-186-192)

Goncharov S.M., Popov S.B., Peterfeld V.A. 2022. Results of hydroacoustic studies of the Baikal omul (*Coregonus migratorius*) in the fishing waters of Lake Baikal using domestic information developments. *Fisheries* 2: 54-58. DOI: [10.37663/0131-6184-2022-2-54-58](https://doi.org/10.37663/0131-6184-2022-2-54-58)

Goncharov S.M., Popov S.B., Peterfeld V.A. et al. 2023. Assessment the state of the omul stock *Coregonus migratorius* in the waters of Northern Baikal according to hydroacoustic investigations. *Problems of Fisheries* 24(4): 72-80. DOI: [10.36038/0234-2774-2023-24-4-72-80](https://doi.org/10.36038/0234-2774-2023-24-4-72-80)

Goncharov S.M., Popov S.B., Peterfeld V.A. et al. 2023. Hydroacoustic assessment of Baikal omul (*Coregonus migratorius*) reserves based on the results of two-year studies in the spring-summer period of 2021 and 2022. *Fisheries* 2: 73-79. DOI: [10.37663/0131-6184-2023-2-73-79](https://doi.org/10.37663/0131-6184-2023-2-73-79)

Harrod C., Mallela J., Kahilainen K.K. 2010. Phenotype-environment correlations in a putative whitefish adaptive radiation. *Journal of Animal Ecology* 79: 1057-1068. DOI: [10.1111/j.1365-2656.2010.01702.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01702.x)

Kudryavtsev V.I., Dyogtev A.I., Sokolov A.V. 2005. About peculiarities of quantitative assessment of Baikal omul stock by hydroacoustic method. *Fisheries* 3: 66-69.

Lukin A.A., Sharova Y.N., Prishchepa B.F. 2006. The impact of fishery on the state of populations of the European whitefish *Coregonus lavaretus* in Lake Imandra. *Journal of Ichthyology* 46: 383-390. DOI: [10.1134/S0032945206050043](https://doi.org/10.1134/S0032945206050043)

Makarov M.M., Degtev A.I., Khanaev I.V. et al. 2018. Experimental studies for measuring the target strength of the baikalian omul at the frequency of 200 kHz. *International Journal of Applied and Fundamental Research* 2: 142-146. DOI: [10.17513/mjpf.12124](https://doi.org/10.17513/mjpf.12124)

Makarov M.M., Degtev A.I., Kucher K.M. et al. 2012. Estimation of the abundance and biomass of the Baikalian omul by means of trawl-acoustic survey. *Dokl Biol Sci* 447: 363-366. DOI: [10.1134/S0012496612060051](https://doi.org/10.1134/S0012496612060051)

Malinen T., Tuomaala A., Lehtonen H. et al. 2014. Hydroacoustic assessment of mono- and polymorphic *Coregonus* density and biomass in subarctic lakes. *Ecology of Freshwater Fish* 23: 424-437. DOI: [10.1111/eff.120](https://doi.org/10.1111/eff.120)

Materialy, obosnovyuyushchiye obshchedopustimyye ulovy vodnykh biologicheskikh resursov v ozere Baykal (s vpadayushchimi v nego rekami) na 2025 g. (s otsenkoy vozdeystviya na okruzhayushchuyu sredu) [Materials justifying the total allowable catches of aquatic biological resources in Lake Baikal (with the rivers flowing into it) for 2025 (with an assessment of the impact on the environment)]. 2024. URL: http://baikal.vniro.ru/images/материалы_обосновывающие_общие_допустимые_уловы_в_озере_байкал_с_впадающими_в_него_реками_на_2025_g.pdf.pdf (Accessed on 7 October 2024) (in Russian)

Materialy, obosnovyuyushchiye obshchiye dopustimyye ulovy vodnykh biologicheskikh resursov v ozere Baykal (s vpadayushchimi v nego rekami) na 2018 g. (s otsenkoy vozdeystviya na okruzhayushchuyu sredu) (dlya obshchestvennykh slushaniy). 2017. URL: <http://ольхонский-район.рф/tinybrowser/files/novosti/odu-na-2018-god-dlya-obshchestvennyh-slushaniy.pdf> (Accessed on 7 October 2024) (in Russian)

Matkovskiy A.K. 2023. Study of the features of natural mortality in Muksun and Peled of the Ob River by constructing dependences of the number of their generations. *Inland Water Biology* 3: 407-419. DOI: [10.31857/S0320965223030154](https://doi.org/10.31857/S0320965223030154)

Matkovskiy A.K. 2021. Determination of the effectiveness of work on artificial reproduction of *Coregonus peled* in the Ob-Irtysh basin. *Fisheries* 4: 53-60. DOI: [10.37663/0131-6184-2021-4-53-60](https://doi.org/10.37663/0131-6184-2021-4-53-60)

Mehner T., Kasprzak P., Hölker F. 2007. Exploring ultimate hypotheses to predict diel vertical migrations in coregonid fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64: 874-886. DOI: [10.1139/F07-067](https://doi.org/10.1139/F07-067)

Melnik N.G., Smirnova-Zalumi N.S., Smirnov V.V. et al. 2009. Hydroacoustic surveys of Baikal omul. *Novosibirsk: Nauka (in Russian)*

Myers J.T., Yule D.L., Jones M.L. et al. 2015. Spatial synchrony in cisco recruitment. *Fish Res* 165: 11-21. DOI: [10.1016/j.fishres.2014.12.014](https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.12.014)

Pyzhyanov S.V., Mokridina M.S. 2023. Reintroduktsiya baklana na Baykal: prichiny i posledstviya [Reintroduction of the cormorant to Lake Baikal: causes and consequences]. Proceedings of the All-Russian Scientific and Practical conf., dedicated. 30-th anniversary of the Baikal Museum SB RAS "Development of life in the process of abiotic changes on Earth". Irkutsk. State University Publ. DOI: [10.24412/cl-34446-2023-4-31-35](https://doi.org/10.24412/cl-34446-2023-4-31-35)

Rook B.J., Lenart S.J., Caroffino D.C. et al. 2022. A 90-year record of lake whitefish *Coregonus clupeaformis* abundances in Michigan waters of the upper Laurentian Great Lakes. *J Gt Lakes Res* 48: 1618-1635. DOI: [10.1016/j.jglr.2022.08.013](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2022.08.013)

Schluter D., McPhail J.D. 1993. Character displacement and replicate adaptive radiation. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 197-200. DOI: [10.1016/0169-5347\(93\)90098-A](https://doi.org/10.1016/0169-5347(93)90098-A)

Shin Y.-J., Rochet M.-J., Jennings S. et al. 2005. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science* 62: 384-396. DOI: [10.1016/j.icesjms.2005.01.004](https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.004)

Simmonds J., MacLennan D.N. 2008. *Fisheries Acoustics Theory and Practice*, 2nd ed.; John Wiley & Sons: New York, NY, USA.

Simrad. 2001. EK60 Scientific echo sounder instruction manual, Simrad Subsea A/S, Horten, Norway.

Siwertsson A., Knudsen R., Kahilainen K.K. et al. 2010. Sympatric diversification influenced by ecological opportunity and historical contingency in a young species lineage of whitefish. *Evolutionary Ecology Research* 12: 929-947.

Smirnov V.V., Smirnova-Zalumi N.S., Sukhanova L.V. 2009. Mikroevolyutsiya baikalskogo omulya: *Coregonus autumnalis migratorius* (Georgi) [Microevolution of Baikal omul *Coregonus autumnalis migratorius* (Georgi)]. *Novosibirsk: Publishing House of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences. (in Russian)*

Stewart T.R., Mäkinen M., Goulon C. et al. 2021. Influence of warming temperatures on coregonine embryogenesis within and among species. *Hydrobiologia* 848: 4363-4385. DOI: [10.1007/s10750-021-04648-0](https://doi.org/10.1007/s10750-021-04648-0)

Straille D., Eckmann R., Jüngling T. et al. 2007. Influence of climate variability on whitefish (*Coregonus lavaretus*) year-class strength in a deep, warm monomictic lake. *Oecologia* 151: 521-529. DOI: [10.1007/s00442-006-0587-9](https://doi.org/10.1007/s00442-006-0587-9)

Winfield I.J., Gerdeaux D. 2015. Fisheries in the densely populated landscapes of Western Europe. In *Freshwater Fisheries Ecology*. John Wiley & Sons, Ltd, 181-190.

Yelayev E.N., Dorzhiev Ts.Z., Ananin A.A. et al. 2021. Feeding ecology and epizootological value of the Great cormorant (*Phalacrocorax carbo*) during the secondary expansion of the Baikal region. South of Russia: ecology, development 16(4): 47-55. DOI: [10.18470/1992-1098-2021-4-47-55](https://doi.org/10.18470/1992-1098-2021-4-47-55)

Zischke M.T., Bunnell D.B., Troy C.D. et al. 2017. Asynchrony in the inter-annual recruitment of lake whitefish *Coregonus clupeaformis* in the Great Lakes region. *Journal of Great Lakes Research* 43(2): 359-369. DOI: [10.1016/j.jglr.2017.01.007](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2017.01.007)

Zubova E.M., Kashulin N.A., Terentyev P.M. et al. 2022. Morphoecological and genetic differentiation among sympatric forms of whitefish in Lake Kuetsjarvi (River Pasvik basin, Murmansk oblast) *Biology Bulletin Reviews* 142(5): 498-509. DOI: [10.31857/S0042132422050131](https://doi.org/10.31857/S0042132422050131)

Zubova E.M., Terentyev P.M., Kashulin N.A. et al. 2024. European whitefish *Coregonus lavaretus* of the Nizhnetulomskoye Reservoir (Tuloma River basin, Murmansk region) and its habitat conditions. *Limnology and Freshwater Biology* 2024 (2): 58-97. DOI: [10.31951/2658-3518-2024-A-2-58](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2024-A-2-58)

Гидроакустические исследования структуры нагульного стада байкальского омуля на Селенгинском мелководье оз. Байкал

Оригинальная статья

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGYАношко П.Н.^{id}, Дзюба Е.В.*^{id}, Ханаев И.В.^{id}, Кучер К.М.^{id},
Небесных И.А.^{id}, Макаров М.М.^{id}

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

АННОТАЦИЯ. Сравнительный анализ гидроакустических данных с 2011 по 2024 г. позволил выявить особенности распределения байкальского омуля в весенний период на акватории Селенгинского мелководья в условиях значительного снижения его запасов. В результате контрольных тралений проанализирован размерно-возрастной состав байкальского омуля, показано увеличение численности запаса за счет поколений 2019-2023 гг., подтверждена возможность корректного применения, полученного по многолетним данным соотношения длина-вес $LWR: W = 10.9(SL_{dm})^{3.02}$. На основе полученных данных, ожидается рост биомассы, как более инертного показателя, через 4-6 лет. Для формирования более точного прогноза, необходимо провести корректировку коэффициентов естественной смертности.

Ключевые слова: байкальский омуль, гидроакустический метод, контрольные траления, размерно-возрастной состав, соотношение «длина-вес», оценка запасов, озеро Байкал

Для цитирования: Аношко П.Н., Дзюба Е.В., Ханаев И.В., Кучер К.М., Небесных И.А., Макаров М.М. Гидроакустические исследования структуры нагульного стада байкальского омуля на Селенгинском мелководье оз. Байкал // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - С. 1302-1317. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1302

1. Введение

С ростом населения и увеличения уровня эксплуатации рыбных ресурсов, последний становится решающим фактором динамики популяций многих промысловых видов. Интенсивность промысла оказывает существенное влияние на запасы ценных видов рыб с длительным циклом развития, например, сиговых. Запасы сиговых рыб являются востребованным ресурсом континентальных водоемов северного полушария (Fera et al., 2015; Winfield and Gerdeaux, 2015, Bourinet et al., 2024), в отдельных регионах они имеют большое социально-экономическое значение, являясь важной составляющей потребительского рынка и продовольственной безопасности. Эти виды демонстрируют большие колебания запасов как по причине рыболовного пресса, так и из-за их высокой чувствительности в период воспроизводства и развития на первом году жизни к условиям окружающей среды (Лукин и др., 2006; Straile et al., 2007; Anneville et al., 2009; Myers et al., 2015; Rook et al., 2022; Bourinet et al., 2024).

Снижение запасов байкальского омуля и последующее введение запрета на промышленный и ограничений на любительский вылов в 2017 г. явилось фактором снижения уровня жизни значительной части местного населения, источником доходов которого был рыбный промысел. Изначально предполагалось, что принятые меры позволят восстановиться запасам в течение пяти лет. Однако, эффект от принятых мер можно будет оценить только через 11-14 лет после введения запрета (Аношко и др., 2020). Сиговые рыбы при их низкой репродуктивной способности и медленном росте увеличивают численность популяции минимум за два поколения (Лукин и др., 2006; Матковский, 2021). Принимая во внимание демографический кризис популяций байкальского омуля 2016-2018 гг. (Материалы ..., 2024) и то, что для достижения половой зрелости поколениям, способным обеспечить достаточную численность нерестового стада необходимо 6-7 лет, и соответственно их потомство только через 5-7 лет сможет обеспечить значительный прирост биомассы промыслового запаса.

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: e.dzuba@lin.irk.ru (Е.В. Дзюба)

Поступила: 23 сентября 2024; Принята: 28 октября 2024;

Опубликована online: 31 октября 2024

© Автор(ы) 2024. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



Селенгинское мелководье является одним из основных рыбопромысловых районов на озере Байкал, что обусловлено наличием обширных площадей мелководной зоны с глубинами благоприятными для обитания байкальского омуля. По оценкам, полученным ранее в результате гидроакустических исследований (Мельник и др., 2009) в этом районе была сосредоточена значительная часть (до 50% и более) общих запасов этого вида. На Селенгинском мелководье формируется основа промыслового запаса селенгинской и посольской популяций, нерест которых происходит в р. Селенге, а также реках Посольского сора, соответственно. На фоне депрессии запасов байкальского омуля и введения ограничений на его вылов, объем ресурсных научно-исследовательских работ, ограниченных только рыбопромысловыми районами (Гончаров и др., 2022a;b; 2023a;b) явно недостаточен. Тем не менее, материалы гидроакустических исследований за период с 2011 по 2015 гг. (Мельник и др., 2009; Макаров и др., 2012) позволяют провести сравнительный анализ плотности распределения байкальского омуля в Селенгинском рыбопромысловом районе с данными, полученными нами после введения запрета. Целью данной работы является проведение сравнительного анализа структуры нагульного стада, и изменения запасов байкальского омуля на Селенгинском мелководье в период с 2011 по 2024 гг.

2. Материалы и методы

Гидроакустическую съемку в Селенгинском рыбопромысловом районе оз. Байкал проводили с 22 по 24 мая 2024 года на НИС «Г.Ю. Верещагин» (Таблица 1). Работы выполняли по стандартной сетке галсов (Рис. 1) с диапазонами глубин от 50 до 400 м, протяженностью 370 км. Съемку проводили при помощи гидроакустического комплекса «Эхо-Байкал» представляющего программную и аппаратную связку модернизированного промыслового эхолота Furuno FCV-1100 (Япония) и авторского программного обеспечения. Комплекс настраивали на двухчастотный режим с следующими параметрами: частота зондирующего сигнала 28 и 200 кГц, длительность импульса 1.0 мс, порог селекции одиночных целей -52дБ. Гидроакустический комплекс калибровали по стандартной методике (Simrad,

2001) при помощи медной сферы диаметром 60 мм с расчетным значением силы цели (TS) – 33.61 дБ. Обработку гидроакустических данных, как современных (2020–2024 гг.), так и фондовых (2011 и 2015 гг.), проводили в программном комплексе Echo-view (Австралия) с идентичными настройками. Для расчета значений поверхностных плотностей вдоль галсов съемки использовали метод эхоинтегрирования. Гидроакустические галсы делили на участки длиной 500 м. В результате анализа данных в программном комплексе, получали значение $NASC$ (Nautical Area Scattering Coefficient – показатель рассеяния, отражающий интегральную площадь акустического сечения на площади одной морской мили) для каждого участка. Анализ данных по вертикали ограничивали 8 м от поверхности и 2 м от дна. Области с кратным отражением дна и звуко-рассеивающими слоями, несвязанными с рыбными скоплениями, например, газовыми выходами, из анализа исключали. Силу цели байкальского омуля вычисляли по уравнению $TS = 28.7 * \text{Log}(SL) - 76.4$ (Кудрявцев и др., 2005), с корректировкой на частоту излучения +0.77 дБ. Данное уравнение дает меньшее смещение (занижение) при восстановлении размеров мелких рыб из значений TS средней SL 15-18 см, которые зарегистрированы в траловых уловах в сравнении с уравнениями, полученными для рыб $SL = 21-38$ см (Гончаров и др., 2008) и $SL = 24-27$ см (Макаров и др., 2018).

Контрольные траления (Таблица 1) выполняли разноглубинным тралом (вертикальное раскрытие 10 м, раскрытие по нижней подборе 17.5 и 26,0 м) после прохождения 4-5 галсов и обнаружения скоплений рыб. Контроль работы тралового орудия (раскрытие, траекторию движения относительно дна и скоплений рыб) осуществляли с применением приборов синхронной регистрации глубины, размещенных на траловых досках, верхней и нижней подборах. Разработанные в лаборатории гидрологии и гидрофизики ЛИН СО РАН приборы состояли из контроллера, регистрирующего и сохраняющего в энергонезависимую память данные с датчика глубины, а также беспроводного интерфейса связи стандарта Bluetooth. Приборы, установленные на траловых досках, дополнительно оснащали трех-осевым датчиком ускорения, позволяющим регистрировать их пространственную ориентацию для контроля основных параметров

Таблица 1. Материалы гидроакустических съемок, использованные в анализе.

Год	Сроки проведения съемки, дд.мм - дд.мм	Протяженность галсов, км	Количество контрольных тралений, шт.	Количество проанализированных рыб, экз.
2011	30.05-01.06	311	10	1808
2015	29.05-31.05	307	-	-
2020	28.05-29.05	296	-	-
2021	26.05-28.05	450	-	-
2022	27.05-28.05	350	7	930
2023	23.05-26.05	217	8	1275
2024	22.05-24.05	370	6	523

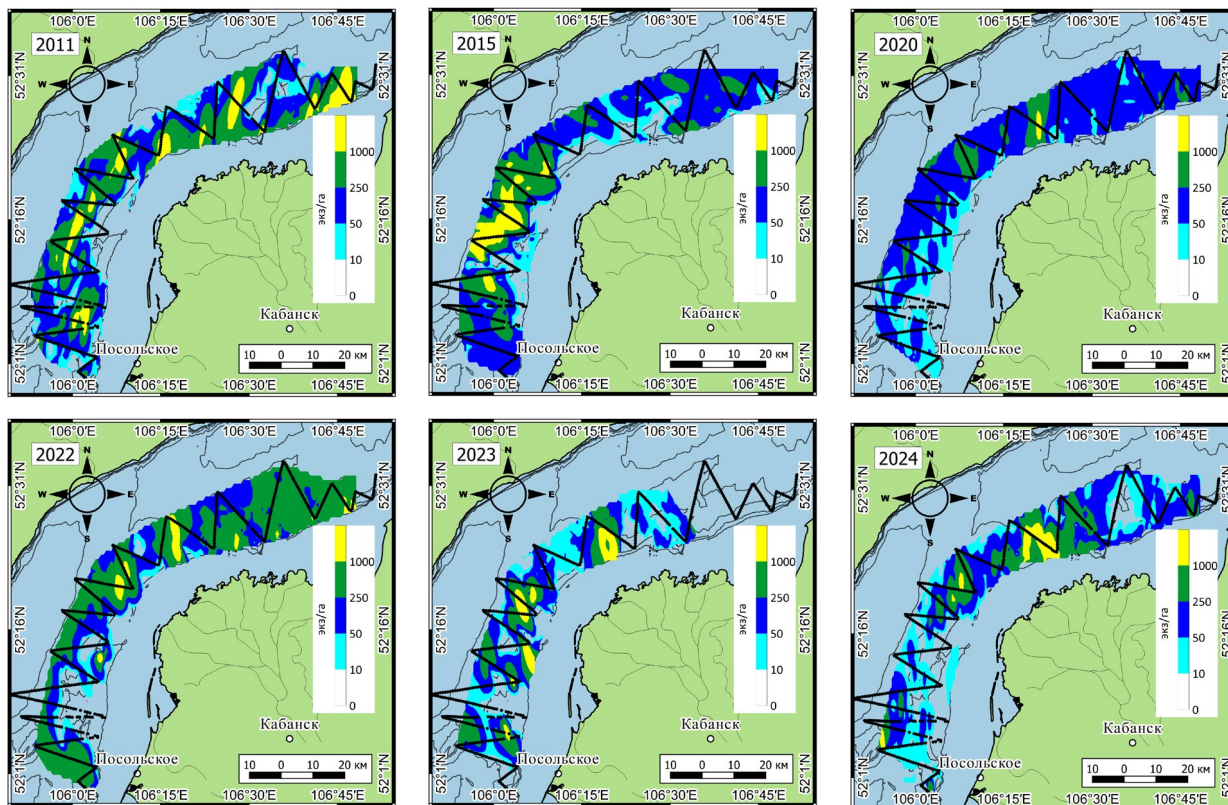


Рис.1. Планшеты распределения байкальского омуля на Селенгинском мелководье по многолетним данным.

работы трала. Калибровку приборов выполняли перед тралениями методом кроскалибровки с двухканальным погружным регистратором температуры и глубины RBRduet3 T.D. (Канада). После подъема трала на борт, проводили считывание данных через беспроводной интерфейс. По данным тестовых тралений были рассчитаны соотношение глубины хода трала от длины «вытравленных» (смотанных с барабанов траловых лебедок) ваеров с учетом работы главного двигателя, обеспечивающего скорость движения судна 2.5-3.0 узла (4.5-5.5 км/ч).

Измерения промысловой длины (SL) рыб при массовых промерах проводили с точностью до 1 см, при проведении биологического анализа с точностью до 1 мм, а вес (W) с точностью до 1 грамма. В расчетах использовали соотношение «длина-вес» $W_g = 10.9(SL_{dm})^{3.02}$, где W_g – вес в граммах, SL_{dm} – стандартная длина в дециметрах (Аношко и др., 2022), полученное на основании анализ многолетних данных. Траловые ловы 2011 г. в данном исследовании не использовали в связи с тем, что селективность размерных классов рыб трала значительно отличалась. Для сравнительного анализа распределения и оценки запасов байкальского омуля в районе Селенгинского мелководья использовали оригинальные записи гидроакустических данных за 2011 и 2023 гг. из архива лаборатории ихтиологии ЛИН СО РАН (Таблица 1).

3. Результаты и обсуждение

Особенности распределения байкальского омуля с 2011 по 2024 гг. представлены на Рисунке 1.

В 2011 г., когда запасы байкальского омуля оценивались как удовлетворительные, скопления более 1000 экз./га регистрировались на всей исследуемой акватории Селенгинского мелководья, а в 2015 г. они были обнаружены только в его юго-восточной части. В 2020 г. скоплений рыб фактически не регистрировались, как правило, их концентрация составляла менее 250 экз./га, что ниже средних значений. В 2022 г. концентрации средней плотности фиксировались по всей акватории Селенгинского мелководья. В 2023 г. крупные скопления байкальского омуля фиксировались в юго-западной и средней части района, при этом они были сравнительно неравномерны и более динамичными (Аношко и др., 2023). Замечено их перераспределение с юга на север, вероятно обусловленное особенностями прогрева прибрежно-соровой зоны, а также поступлением более теплых вод р. Селенга. В 2024 г. омуль регистрировался на всей акватории мелководья, а плотные скопления в его средней части (Рис. 1).

Размерный состав. Соотношение длины и веса (LWR) является важной характеристикой, используемой для расчетов в ресурсных гидроакустических исследованиях. В результате регрессионного анализа на основе данных 2024 г. получено соотношение $LWR W = 9.6(SL_{dm})^{3.16}$ при очень высоком коэффициенте детерминации $R^2 = 0.99$ (Рис. 2). Средняя длина рыб (SL) составила 17,6 см, средний вес – 78 г. Использование полученного нами ранее соотношения основанного на многолетних данных $W = 10.9(SL_{dm})^{3.02}$ (Аношко и др., 2022) при таких размерах приводит к погрешности при расчете среднего веса всего в 1.4% со смещением в большую сторону.

По данным траловых уловов в разных частях Селенгинского мелководья стандартная длина рыб из нагульного стада в 2022-2024 гг. составляла от 9 до 35 см. Представительные выборки (Рис. 3) имели характерное распределение особей по размерам с модами, соответствующими возрастным классам.

Частотное распределение *SL* в 2022 г. свидетельствует о наличии трех мод: 10, 16 и 19 см, которые соответствуют трем поколениям 2019, 2020 и 2021 гг. Снижение доли рыб длиной более 21 см обусловлено демографической ямой в период 2016-2018 гг. (Материалы ..., 2024). В последующие 2023-2024 гг. количество крупных особей увеличивалось вследствие роста рыб этих поколений. Причем вес рыб в разных размерных классах более рельефно выделяет границу между малочисленными и многочисленными поколениями. Размерная структура байкальского омуля в 2023 г. характеризуется относительно высокой численностью особей в возрасте одного года и их более высокой долей в сравнении с 2022 и 2024 гг. Особи в возрасте двух лет, напротив, имели несколько большие размеры с модой 17 см. В результате пересечения размеров рыб разных возрастов между пиками соответствующих возрастным классам отмечается дополнительный пик, который можно принять за сформированный малочисленным поколением (Аношко и др., 2023). По официальным данным скат личинок в р. Селенга в 2020 г. был оценен в 1186 млн экз., что в три раза выше среднего значения за период 2014-2023 гг. (Материалы ..., 2024). При этом заход производителей в 2019 г. был сопоставим с заходом в смежные годы (Материалы ..., 2024). В размерном составе наших уловов данное аномальное значение численности скатившихся личинок не нашло своего отражения (Рис. 3). Флуктуации размеров рыб могут быть обусловлены межгодовыми колеба-

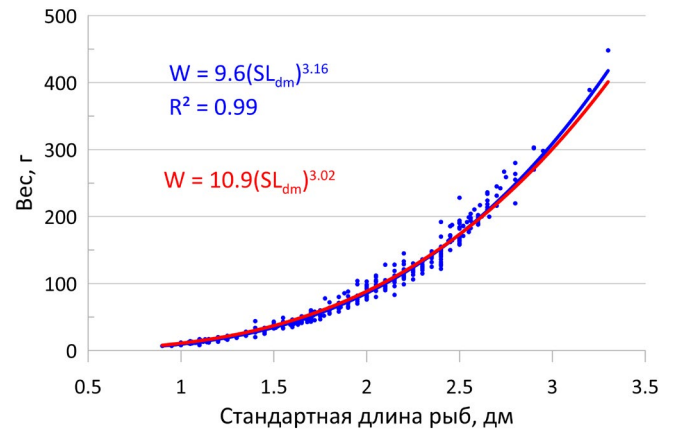


Рис.2. LWR байкальского омуля по данным: — 2024 г. и — уравнению по многолетним данным (Аношко и др., 2022).

ниями их темпов роста на первом и втором годах жизни. Колебания размеров молоди на первом году жизни ожидаемы вследствие ее роста в относительно динамичных условиях прибрежно-соровой зоны.

Возрастная структура байкальского омуля определяется величиной пополнения нагульного стада, естественной и промысловой смертностью, а также миграциями. Размерная структура рыб на акватории Селенгинского мелководья позволяет заключить, что в период с 2022 по 2024 гг. не было значительных изменений в уровне пополнения, которые могли бы повлиять на соотношение размерных, соответственно и возрастных классов. Со второго года жизни уровень смертности в период нагула практически не зависит от пресса хищников. На глубинах более 50 м молодь омуля не доступна хищным рыбам, которые обитают в прибрежно-соровой зоне и рыбоядным птицам.

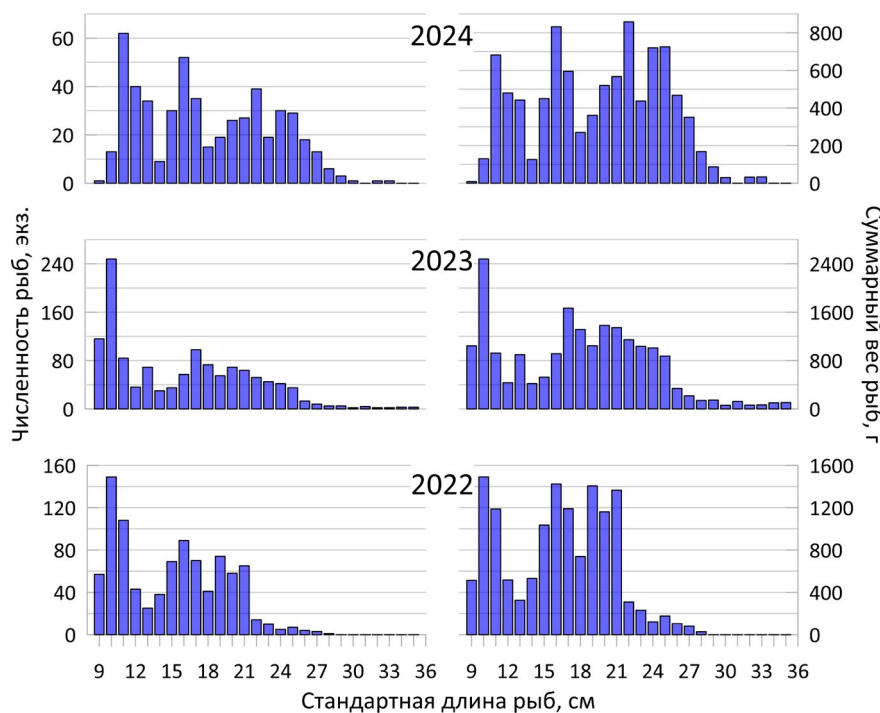


Рис.3. Распределение особей байкальского омуля по размерным классам.

Данные 2022 и 2024 гг. позволили оценить уровень естественной смертности (Рис. 4), так как промышленный лов омуля был запрещен, а уровень смертности рыб таких размеров в следствие любительского и браконьерского вылова можно исключить. Коэффициент мгновенной естественной смертности особей от года до трех лет в 2022 г. согласно показателю степени экспоненциальной зависимости, составил 0.19, а с года до четырех в 2024 г. – 0.23. Эти результаты сопоставимы с коэффициентами, рассчитанными для соответствующих возрастов муксуна *Coregonus muksun* (Pallas, 1814) (Матковский, 2023) с длительной, как у байкальского омуля, продолжительностью жизни.

Динамика запаса. Сравнительный анализ данных в ретроспективе свидетельствует о четырехкратном снижении запасов с 2007 г. (Мельник и др., 2009, Таблица 2) по 2020 г. на Селенгинском мелководье. В дальнейшем происходило увеличение численности молоди за счет поколений 2019-2023 гг. В результате по сравнению с 2020 г. она увеличилась в два раза, но достигла только половины значений, рассчитанных для 2011 г. Биомасса является более инертным показателем, поэтому перспективе ее рост за счет поколений 2019-2024 гг. ожидается в последующие 4-6 лет.

Стабильное состояние запасов байкальского омуля в благоприятный период оценивалось в 20-26 тыс. т. Согласно материалам ОДУ (Материалы ..., 2017), на основании которых был введен запрет на вылов байкальского омуля, его биомасса в 2016 г. определена в 12.6 тыс. т. Было отмечено, что состояние запасов по сравнению с 90-ми годами достигло критического уровня и находится на нижней границе принятых эталонных оценок стабильности. Даже на фоне данных оценок, запас в 6.8 тыс. т в 2017 г опубликованный в материалах ОДУ после введения запрета представляется не обоснованным. В соответствии с данными оценками запас уменьшился на 5.8 тыс. т. При этом, согласно промысловой статистической отчетности вылов составил 0.6 тыс. т, а с учетом экспертных оценок ННН-промысла (незаконный, несообщаемый и нерегулируемый промысел) общий вылов составил около 1.0 тыс. т. Даже если принять, что пополнение в данный период отсутствовало, остается еще разница в 4.8 тыс. т, которая, на наш взгляд требует, аргументированных пояснений.

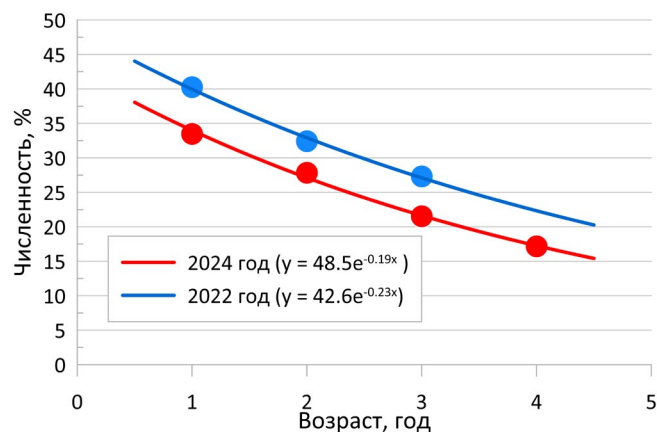


Рис.4. Соотношение возрастных классов байкальского омуля по данным траловых ловов 2022 г. и 2024 г.

Проводимые ВНИРО с 2021 г. наблюдения за численностью нерестового стада и оценка запасов с использованием гидроакустики свидетельствуют о том, что биомасса омуля значительно ниже (7-8 тыс. т), чем она была оценена перед введением запрета (11-13 тыс. т) с использованием моделей виртуальной популяции. Несмотря на увеличение численности молоди, она по-прежнему находится на стабильно низком уровне (Гончаров и др., 2023а; б). Сравнительного анализа оценок запасов байкальского омуля с использованием моделей виртуальной популяции и гидроакустических методов не проводилось. Поэтому различия в оценках, вероятно, являются результатом использования разных методов, а не снижением биомассы после введения запрета. Следует отметить, что исследование запасов байкальского омуля ВНИРО проводилось только по рыбопромысловым районам, в которых формируются его основные промысловые скопления, однако они составляют менее 10 % площади акватории озера. Рыбы, обитающие на остальной акватории в этих работах, не учитываются. В результате невозможно провести корректное сравнение оценок запасов до и после введения запрета. Несопоставимы тралово-акустические оценки 1994, 1995 и 2003 гг. (Мельник и др., 2009) – периода отработки данного метода исследований. Тем не менее, гидроакустический метод является оптимальным для оценки плотности и биомассы сиговых в больших и глубоких озерах, где обитают их различные эколого-морфологические формы (Schluter and McPhail, 1993; Harrod et al., 2010; Siwertsson et

Таблица 2. Оценка плотности биомассы и численности байкальского омуля по данным гидроакустических съемок.

Год	NASC	Средний вес, кг	Средняя длина, см	экз./га	кг/га	Биомасса, т.(145 тыс. га)
2007	229.3	104.0	21.1	367.2	38.2	5543
2011	194.2	85.5	19.8	363.1	31.1	4505
2015	172.2	104.0	21.1	305.6	31.8	4612
2020	52.6	72.0	18.7	128.7	9.3	1345
2021	106.1	46.5	16.2	205.0	9.5	1383
2023	89.6	71.5	18.6	224.7	16.1	2331
2024	83.9	78.8	19.3	195.3	15.4	2233

al., 2010; Malinen et al., 2014). Однако съемку целесообразно унифицировать в соответствии с согласованной схемой галсов, применения зависимостей $TS(SL)$ и LWR . Проводить ее, по возможности, в темное время суток. Рассеивание и более равномерное пространственное распределение в ночное время характерно для многих видов сиговых рыб, обитающих в относительно глубоководных водоемах (Schluter and McPhail, 1993; Mehner et al., 2007; Girard et al., 2020). В результате значительная доля рыб регистрируется в виде одиночных эхо-сигналов, что способствует более точным оценкам их численности и биомассы. Современное аппаратное и программное обеспечение для научной гидроакустики обеспечивает нелетальную для рыб и экономически эффективную альтернативу для оценки численности (Shin et al., 2005; Simmonds and MacLennan, 2008), которая особенно важна в условиях критического снижения запасов. Кроме того, они предполагают менее селективный в сравнении с рыболовством метод определения размерной структуры. В условиях относительно низкой промысловой нагрузки методы оценки запасов, основанные на статистике улова, практически бесполезны (Schluter and McPhail, 1993). Однако построение когортных моделей необходимо для формирования прогнозов и принятию административных решений по регулированию рыболовства.

Следует отметить, что сиговые обитают преимущественно в водоемах с динамичными условиями окружающей среды, характерными для зон с умеренным и субарктическим климатом. Несмотря на способность переживать неблагоприятные условия окружающей среды, их запасы претерпевают периоды значительного снижения численности популяций в течение последних двух десятилетий (Myers et al., 2015; Zischke et al., 2017; Stewart et al., 2021; Bourinet et al., 2024) обусловленного их не рациональным использованием на фоне ухудшения среды обитания. Значительный полиморфизм наблюдаемый у сиговых (Смирнов и др., 2009; Зубова и др., 2022; 2024) является не только способом расширения использования ресурсов, но и одной из адаптаций к изменчивым условиям обитания.

Основными признаками популяций, претерпевающих структурные изменения в результате интенсивной длительной промысловой нагрузки, являются: сокращение численности возрастных групп, увеличение доли медленнорастущих особей, сокращение продолжительности жизни, раннее созревание при крайне малых для вида размерах. (Лукин и др., 2006). Эти признаки не характерны для популяции байкальского омуля акватории Селенгинского мелководья за исключением сокращения численности старших возрастных групп, которое, вероятно, является следствием низкой эффективности воспроизводства, которое связано с высоким прессом браконьерства на путях нерестовых миграций и высокой смертностью на первом году жизни. Несоответствие высокой численности нерестового стада осенью 2015 и последующего малочисленного ската личинок весной 2016 гг.

(Материалы ..., 2024), может быть обусловлено высоким уровнем браконьерства на путях нерестовых миграций. Между тем, в период с 1999 по 2013 гг. наблюдались высокие показатели ската личинок в целом по Байкалу (Материалы ..., 2024). Это свидетельствует о том, что браконьерство на нерестовых реках в это период не повлияло на уровень воспроизводства. Кроме того, поколения байкальского омуля этих лет должны были обеспечить высокие показатели биомассы в последующие 7 лет. Высказана гипотеза о том, что теплая зима в период инкубации приводит к более раннему вылуплению личинок обыкновенного сига *Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758) в условиях неразвитой кормовой базы (Straile et al., 2007). Для байкальского омуля, нерест которого происходит в реках, в теплые (аридные) периоды возможен ранний выклев личинок в реке и их скат в прибрежно-соровую зону с неблагоприятными условиями для нагула. Учитывая, что значительных изменений физико-химических условий обитания в нерестовых реках не установлено, основания предполагать влияние экологических факторов на уровень смертности икры отсутствуют. В прибрежно-соровой зоне, где происходит нагул молоди, высокий уровень смертности может быть связан с высоким уровнем хищничества, в т.ч. рыбоядных птиц. Сокращение запасов байкальского омуля и рыб прибрежно-сорового комплекса совпадает с катастрофическим увеличением численности большого баклана *Phalacrocorax carbo* (Linnaeus, 1758). Однако в дельте реки Селенги он вторгся в колонию серой цапли *Ardea cinerea* (Linnaeus, 1758) только в 2014 г. (Пыжьянов и Мокридина, 2023), а численность гнездящихся особей достигла 1000 только в 2020 г. (Елаев и др., 2021a). В рационе его питания молодь байкальского омуля размерами 40-120 мм занимает около 10% рациона (Елаев и др., 2021b). Это преимущественно особи первого года жизни, которые обитают в прибрежной зоне и доступны для большого баклана. С другой стороны, в его рационе отмечены виды рыб, которые могут потреблять молодь омуля (Елаев и др., 2021b). Таким образом, хищничество большого баклана, вероятно, частично компенсируется.

4. Заключение

Анализ многолетних гидроакустических данных позволил установить особенности распределения байкальского омуля на акватории Селенгинского мелководья в условиях значительного снижения запасов обитающих здесь популяций. На фоне общей неоднородности распределения, относительно плотные скопления рыб локализуются не по всей акватории, а концентрируются в одной из его частей. Размерный состав байкальского омуля в траловых ловах подтвердил корректность применения, полученного нами ранее соотношения основанного на многолетних данных $W = 10.9(SL_{dm})^{3.02}$, т.к. оно приводит к погрешности в расчетах среднего веса всего в 1.4% со смещением в большую сторону.

Сравнительный анализ данных показал четырехкратное снижение запасов байкальского омуля с 2007 к 2020 гг. Однако, увеличение численности молоди за счет поколений 2019-2024 гг. позволяет предположить рост биомассы в последующие 4-6 лет. Среди причин образования демографической ямы 2016-2018 гг. наиболее вероятной является период маловодья 2015-2017 гг. Однако его влияние на снижение пополнения запасов байкальского омуля может реализовываться в результате ряда факторов, среди которых можно выделить доступность рыбоядным птицам и браконьерскому вылову в период нерестовых миграций, а также; повышенный уровень смертности молоди вследствие ската в прибрежно-соровую зону с низким уровнем развития кормовой базы и/или их гибели в результате выедания хищниками. Для формирования более точного прогноза необходимо провести корректировку коэффициентов естественной смертности.

Изучение особенностей распределения рыб, структуры нагульного стада, изменения численности и биомассы важно не только для регулирования рыбохозяйственной деятельности, но и для понимания функционирования экосистем, в том числе реакции популяций на стрессовые воздействия климатических изменений и на антропогенную нагрузку.

Источники финансирования и благодарности

Работа выполнена в рамках тем государственного задания № 0279-2022-0004 (122012600083-9) и № 0279-2021-0005 (121032300224-8). Авторы выражают благодарность команде НИС «Г.Ю. Верецагин» за помощь в сборе материала.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

- Anneville O., Souissi S., Molinero J.C. et al. 2009. Influences of human activity and climate on the stock-recruitment dynamics of whitefish, *Coregonus lavaretus*, in Lake Geneva. *Fish Manag Ecol* 16: 492-500. DOI: [10.1111/j.1365-2400.2009.00703.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2009.00703.x)
- Bourinet F., Anneville O., Drouineau H. et al. 2024. Impact of fishing activities on the population dynamics of European whitefish in four peri-alpine lakes. *International Journal of Limnology* 60: 15. DOI: [10.1051/limn/2024015](https://doi.org/10.1051/limn/2024015)
- Fera S.A., Rennie M.D., Dunlop E.S. 2015. Cross-basin analysis of long-term trends in the growth of lake whitefish in the Laurentian Great Lakes. *J Gt Lakes Res* 41: 1138-1149. DOI: [10.1016/j.jglr.2015.08.010](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2015.08.010)
- Girard M., Goulon C., Tessier A. et al. 2020. Comparisons of day-time and night-time hydroacoustic surveys in temperate lakes. *Aquatic Living Resources* 33: 9. DOI: [10.1051/alr/2020011](https://doi.org/10.1051/alr/2020011)
- Harrod C., Mallela J., Kahilainen K.K. 2010. Phenotype-environment correlations in a putative whitefish adaptive radiation. *Journal of Animal Ecology* 79: 1057-1068. DOI: [10.1111/j.1365-2656.2010.01702.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01702.x)
- Malinen T., Tuomaala A., Lehtonen H. et al. 2014. Hydroacoustic assessment of mono- and polymorphic *Coregonus* density and biomass in subarctic lakes. *Ecology of Freshwater Fish* 23: 424-437. DOI: [10.1111/eff.120](https://doi.org/10.1111/eff.120)
- Mehner T., Kasprzak P., Hölker F. 2007. Exploring ultimate hypotheses to predict diel vertical migrations in coregonid fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64: 874-886. DOI: [10.1139/F07-067](https://doi.org/10.1139/F07-067)
- Myers J.T., Yule D.L., Jones M.L. et al. 2015. Spatial synchrony in cisco recruitment. *Fish Res* 165: 11-21. DOI: [10.1016/j.fishres.2014.12.014](https://doi.org/10.1016/j.fishres.2014.12.014)
- Rook B.J., Lenart S.J., Caroffino D.C. et al. 2022. A 90-year record of lake whitefish *Coregonus clupeaformis* abundances in Michigan waters of the upper Laurentian Great Lakes. *J Gt Lakes Res* 48: 1618-1635. DOI: [10.1016/j.jglr.2022.08.013](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2022.08.013)
- Schluter D., McPhail J.D. 1993. Character displacement and replicate adaptive radiation. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 197-200. DOI: [10.1016/0169-5347\(93\)90098-A](https://doi.org/10.1016/0169-5347(93)90098-A)
- Shin Y.-J., Rochet M.-J., Jennings S. et al. 2005. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of Marine Science* 62: 384-396. DOI: [10.1016/j.icesjms.2005.01.004](https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.01.004)
- Simmonds J., MacLennan D.N. 2008. *Fisheries Acoustics Theory and Practice*, 2nd ed. New York: John Wiley & Sons.
- Simrad. 2001. EK60 Scientific echo sounder instruction manual, Simrad Subsea A/S, Horten, Norway.
- Siwertsson A., Knudsen R., Kahilainen K.K. et al. 2010. Sympatric diversification influenced by ecological opportunity and historical contingency in a young species lineage of whitefish. *Evolutionary Ecology Research* 12: 929-947.
- Stewart T.R., Mäkinen M., Goulon C. et al. 2021. Influence of warming temperatures on coregonine embryogenesis within and among species. *Hydrobiologia* 848: 4363-4385. DOI: [10.1007/s10750-021-04648-0](https://doi.org/10.1007/s10750-021-04648-0)
- Straile D., Eckmann R., Jüngling T. et al. 2007. Influence of climate variability on whitefish (*Coregonus lavaretus*) year-class strength in a deep, warm monomictic lake. *Oecologia* 151: 521-529. DOI: [10.1007/s00442-006-0587-9](https://doi.org/10.1007/s00442-006-0587-9)
- Winfield I.J., Gerdeaux D. 2015. Fisheries in the densely populated landscapes of Western Europe. In *Freshwater Fisheries Ecology*. New York, pp. 181-190.
- Zischke M.T., Bunnell D.B., Troy C.D. et al. 2017. Asynchrony in the inter-annual recruitment of lake whitefish *Coregonus clupeaformis* in the Great Lakes region. *Journal of Great Lakes Research* 43(2): 359-369. DOI: [10.1016/j.jglr.2017.01.007](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2017.01.007)
- Аношко П.Н., Дзюба Е.В., Кучер К.М. и др. 2023. Акустико-траловые исследования байкальского омуля на Селенгинском мелководье озера Байкал 2023 г. *Limnology and Freshwater Biology* 6(4): 126-136. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-4-126](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-4-126)
- Аношко П.Н., Макаров М.М., Зоркальцев В.И. и др. 2020. Ограничение на вылов байкальского омуля *Coregonus migratorius* (Georgi, 1775) и вероятные экологические последствия. *Юг России: экология, развитие* 15(3): 132-143. DOI: [10.18470/1992-1098-2020-3-132-143](https://doi.org/10.18470/1992-1098-2020-3-132-143)
- Аношко П.Н., Макаров М.М., Устарбекова Д.А. и др. 2022. Соотношение длина-вес у байкальского омуля *Coregonus migratorius* в нагульный период в районе Селенгинского мелководья озера Байкал. *Юг России: экология, развитие* 17(1): 17-23. DOI: [10.18470/1992-1098-2022-1-17-23](https://doi.org/10.18470/1992-1098-2022-1-17-23)
- Гончаров С.М., Попов С.Б., Бондаренко В.М. и др. 2008. Измерение силы цели байкальского омуля для повышения точности оценки его запаса в озере Байкал. *Рыбное хозяйство* 3: 87-90.

- Гончаров С.М., Попов С.Б., Петерфельд В.А. и др. 2022. Результаты ресурсных гидроакустических съёмки байкальского омуля на рыбопромысловых акваториях озера Байкал в весенне-летний период 2022 года. Труды ВНИРО 190: 186-192. DOI: [10.36038/2307-3497-2022-190-186-192](https://doi.org/10.36038/2307-3497-2022-190-186-192)
- Гончаров С.М., Попов С.Б., Петерфельд В.А. 2022. Результаты гидроакустических исследований байкальского омуля (*Coregonus migratorius*) на рыбопромысловых акваториях озера Байкал с использованием отечественных информационных разработок. Рыбное хозяйство 2: 54-58. DOI: [10.37663/0131-6184-2022-2-54-58](https://doi.org/10.37663/0131-6184-2022-2-54-58)
- Гончаров С.М., Попов С.Б., Петерфельд В.А. и др. 2023. Оценка состояния запаса омуля *Coregonus migratorius* на акватории Северного Байкала по данным гидроакустических исследований. Вопросы рыболовства 24(4): 72-80. DOI: [10.36038/0234-2774-2023-24-4-72-80](https://doi.org/10.36038/0234-2774-2023-24-4-72-80)
- Гончаров С.М., Попов С.Б., Петерфельд В.А. и др. 2023. Гидроакустическая оценка запасов байкальского омуля (*Coregonus migratorius*) по результатам двухлетних исследований в весенне-летний период 2021 и 2022 годов. Рыбное хозяйство 2: 73-79. DOI: [10.37663/0131-6184-2023-2-73-79](https://doi.org/10.37663/0131-6184-2023-2-73-79)
- Елаев Э.Н., Доржиев Ц.З., Ананин А.А. и др. 2021. История гнездования и динамика численности большого баклана (*Phalacrocorax carbo* L., 1758) в Байкальской Сибири. Вестник Бурятского государственного университета. Биология, география 3: 21-32. DOI: [10.18101/2587-7143-2021-3-21-32](https://doi.org/10.18101/2587-7143-2021-3-21-32)
- Елаев Э.Н., Доржиев Ц.З., Ананин А.А. и др. 2021. Экология питания и эпизоотологическое значение большого баклана (*Phalacrocorax carbo*) в период вторичной экспансии Байкальского региона. Юг России: экология, развитие 16(4): 47-55. DOI: [10.18470/1992-1098-2021-4-47-55](https://doi.org/10.18470/1992-1098-2021-4-47-55)
- Зубова Е.М., Кашулин Н.А., Терентьев П.М. и др. 2022. Морфоэкологическая и генетическая дифференциация симпатрических форм сига озера Куэтсьярви (бассейн реки Пасвик, Мурманская область). Успехи современной биологии 142(5): 498-509. DOI: [10.31857/S0042132422050131](https://doi.org/10.31857/S0042132422050131)
- Зубова Е.М., Терентьев П.М., Кашулин Н.А. и др. 2024. Европейский сиг *Coregonus lavaretus* Нижнетуломского водохранилища (бассейн реки Тулома, Мурманская область) и условия его обитания. *Limnology and Freshwater Biology* 2024 (2): 58-97. DOI: [10.31951/2658-3518-2024-A-2-58](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2024-A-2-58)
- Кудрявцев В.И., Дегтев А.И., Соколов А.В. 2005. Об особенностях количественной оценки запасов байкальского омуля гидроакустическим методом. Рыбное хозяйство 3: 66-69.
- Лукин А.А., Шарова Ю.И., Прищеп Б.Ф. 2006. Влияние промысла на состояние популяций сига *Coregonus lavaretus* в озере Имандра. Вопросы ихтиологии 46(3): 370-373.
- Макаров М.М., Дегтев А.И., Кучер К.М. и др. 2012. Оценка численности и биомассы байкальского омуля тралово-акустическим методом. Доклады академии наук 447(3): 343-346. DOI: [10.1134/S0012496612060051](https://doi.org/10.1134/S0012496612060051)
- Макаров М.М., Дегтев А.И., Ханаев И.В. и др. 2018. Экспериментальные исследования по измерению силы цели байкальского омуля на частоте 200 кГц. Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований 2: 142-146. DOI: [10.17513/mjpf.12124](https://doi.org/10.17513/mjpf.12124)
- Материалы, обосновывающие общие допустимые уловы водных биологических ресурсов в озере Байкал (с впадающими в него реками) на 2018 г. (с оценкой воздействия на окружающую среду) (для общественных слушаний). 2017. URL: <http://ольхонский-район.рф/tinybrowser/files/novosti/odu-na-2018-god-dlya-obschestvennyh-slushaniy.pdf> (дата обращения: 07.10.2024).
- Материалы обосновывающие общие допустимые уловы водных биологических ресурсов в озере Байкал (с впадающими в него реками) на 2025 г. (с оценкой воздействия на окружающую среду). 2024. URL: http://baikal.vniro.ru/images/материалы_обосновывающие_общие_допустимые_уловы_вбр_в_озере_байкал_с_впадающими_в_него_реками_на_2025_gpdf.pdf (дата обращения: 07.10.2024)
- Матковский А.К. 2023. Изучение естественной смертности у муксуна и пеляди р. Обь путем построения зависимостей убыли численности генераций. Биология внутренних вод 3: 407-419. DOI: [10.31857/S0320965223030154](https://doi.org/10.31857/S0320965223030154)
- Матковский А.К. 2021. Определение эффективности работ по искусственному воспроизводству пеляди *Coregonus peled* в Обь-Иртышском бассейне. Рыбное хозяйство 4: 53-60. DOI: [10.37663/0131-6184-2021-4-53-60](https://doi.org/10.37663/0131-6184-2021-4-53-60)
- Мельник Н.Г., Смирнова-Залуми Н.С., Смирнов В.В. и др. 2009. Гидроакустический учет ресурсов байкальского омуля. Новосибирск: Наука.
- Пыжьянов С.В., Мокридина М.С. 2023. Реинтродукция баклана на Байкал: причины и последствия. IV Всероссийская научно-практическая конференция, посвященная 30-летию юбилею Байкальского музея СО РАН «Развитие жизни в процессе абиотических изменений на Земле». Иркутск: Иркутский государственный университет, С. 31-35. DOI: [10.24412/cl-34446-2023-4-31-35](https://doi.org/10.24412/cl-34446-2023-4-31-35)
- Смирнов В.В., Смирнова-Залуми Н.С., Суханова Л.В. 2009. Микроэволюция байкальского омуля: *Coregonus autumnalis migratorius* (Georgi). ред. академик Большаков В.Н. Новосибирск: Изд-во СО РАН.

First reports on the genetic diversity and phylogenetic relationships of bathynellids (Malacostraca: Bathynellidae) from Lake Baikal

Peretolchina T.E.*^{id}, Naumova T.V.^{id}, Sitnikova T.Ya.^{id}

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

ABSTRACT. Within the fauna of Lake Baikal, two species of bathynellids are known: *Bathynella baicalensis* Bazikalova, 1954 and *Baicalobathynella magna* (Bazikalova, 1954), both originally described from the southern basin of the lake. The authors' findings indicate that bathynellids are prevalent across all three basins of the lake, occurring on habitats such as methane seeps, mud volcanoes and hydrothermal vents. A comprehensive analysis of the COI (mtDNA) and 18S rRNA (nuclear DNA) gene fragments from bathynellids collected at tectonic fault sites in the northern basin of the lake revealed the absence of any representatives of the genus *Bathynella* Vejdovsky, 1882 among them. Instead, individuals identified as *Baicalobathynella* cf. *magna* comprise two genetic lineages at the species level, which diverged from a common ancestor approximately 7 Ma. The genus *Altainella* Camacho, 2020, whose representatives inhabit the interstitial hyporheic zone of the Onon river in Mongolia and Aktru mountain river of Altai, is designated as the closest relative of the Baikal bathynellids studied.

Keywords: *Baicalobathynella*, COI, 18S rRNA, Lake Baikal, phylogenetic relationship, divergence time

For citation: Peretolchina T.E., Naumova T.V., Sitnikova T.Ya. First reports on the genetic diversity and phylogenetic relationships of bathynellids (Malacostraca: Bathynellidae) from Lake Baikal // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - P. 1318-1336. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1318

1. Introduction

The order Bathynelacea represents one of the oldest crustacean lineages within the class Malacostraca. These organisms belong to highly specialized groups of stygobionts and interstitiobionts, mostly inhabiting cave, interstitial, ground, capillary, and phreatic waters of all continents except Antarctica, as well as the Canary Islands, Fiji, and New Caledonia. Due to their unique habitats, Bathynelacea are typically eyeless, small, and possess transparent, worm-like bodies with short, weak limbs covered in long, sensitive bristles.

Bathynelacea includes three families: Bathynellidae Grobben, 1905; Parabathynellidae Noodt, 1965; and Leptobathynellidae Noodt, 1965, comprising over 330 valid species and subspecies (Camacho et al., 2021). The family Bathynellidae is widespread throughout the world and includes 36 genera and 109 species (Camacho et al., 2021). In Russia and adjacent countries (ex USSR), 18 species and subspecies from five genera of the family Bathynellidae have been recorded: *Antrobathynella* Serban, 1966; *Baicalobathynella* Birstein & Ljovuschkin,

1967; *Bathynella* Vejdovsky, 1882; *Altainella* Camacho, 2020; and *Tianschanobathynella* Serban, 1993 (Birstein and Ljovuschkin, 1967; Turbanov, 2016; Camacho et al., 2021). In mid-century research, two species of bathynellids were discovered and described in Lake Baikal: *Bathynella baicalensis* Bazikalova, 1954 and *Baicalobathynella magna* (Bazikalova, 1954), differing in size: the length of *B. baicalensis* is 1.5–2 mm, and in *B. magna*, the largest representative of Bathynelacea, it varies from 2.1 to 3.4 mm; the number of setae on the pleopods (up to 12 in *B. magna* and 4–5 in *B. baicalensis*); a complete reduction of exopod of the antenna and the presence of two pairs of pleopods in *B. magna* (Birstein and Ljovuschkin, 1967). A unique feature of *B. magna* is that the morphological characters of this species do not fully correspond to any of the three families, and these characters are plesiomorphic for Bathynellidae (Birstein and Ljovuschkin, 1967; Drewes and Schminke, 2011; Camacho et al., 2021).

Bazikalova A.Ya. (1949; 1954) reports that the crustaceans she described were found in Listvenichny Bay in depth zones of 200–250 and 140–180 m, as well as at depths of 0.2 and 1440 m in the southern basin of

*Corresponding author.

E-mail address: tatiana.peretolchina@gmail.com (T.E. Peretolchina)

Received: September 12, 2024; **Accepted:** October 20, 2024;
Available online: October 31, 2024

© Author(s) 2024. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



Lake Baikal, but does not mention their cohabitation. Later, bathynellids were found in several areas of the deep-water zone (Takhteev et al., 1993) and interstitial at depths of up to 0.6 m in Bolshiye Koty Bay (south-western coast) (Weinberg and Kamaltynov, 1998; Timoshkin et al., 2011).

In the Lake Baikal basin, bathynellids have been repeatedly found in the upper reaches of rivers that are tributaries of the southern part of the lake (Chernaya, Bolshiye Koty, Sennaya, Goloustnaya) and in nearby pits filled with water. The crustaceans have been found in the Barguzin and Angara river basins, as well as in the mountain river Bely Irkut (Eastern Sayan, northern slope of the Munku-Sardyk ridge on the border with Mongolia) (Takhteev et al., 2000).

The diversity of bathynellid species in Lake Baikal and its basin likely exceeds what is currently known. However, due to their small size and reclusive lifestyle, gathering material is labor-intensive, leaving their fauna underexplored not only in Eastern Siberia but also in Central Asia as a whole.

In recent decades, comprehensive studies of the world fauna of Bathynellacea have been conducted using the molecular genetic markers 18S rRNA and COI (Camacho et al., 2013; 2020; 2021; Ji, 2024, etc.), which makes it possible to compare Baikal bathynellids with representatives of other faunas, as well as to obtain a more complete pattern of their biodiversity and evolutionary history. The 18S gene is most often used to solve systematic problems at the high taxa level (genera, families) due to its high conservatism and, generally, low genetic differentiation between species (Tang et al., 2012). The molecular genetic marker COI is widely used to separate species, including cryptic ones, and for DNA barcoding (Antil et al., 2023; Kabus et al., 2023).

This study aims to investigate the genetic polymorphism and analyze phylogenetic relationships of Baikal bathynellids with related taxa through comparison of nucleotide sequences of COI (mtDNA) and 18S rRNA (nuclear DNA) gene fragments, contributing to a deeper understanding of this intriguing and enigmatic crustacean group.

2. Material and methods

Bathynellids were collected in 25 meiobenthic samples in the summer periods from 2009 to 2023 using a dredge, a bottom grab, a box grab and a remotely operated underwater vehicle (RovBuilder) (Table 1, Fig. 1A) in places of tectonic faults, including areas with gas and thermal water outlets.

The animals were photographed under an Olympus BX53 light microscope using an Olympus SC180 digital camera.

Some of the material was used for molecular genetic studies. DNA was extracted from the entire animal body according to the protocol described by Doyle and Dikson (1987). The amplification conditions and primer structure are presented in Table 2. The amplicons were analyzed by electrophoresis in 1% agarose gel. The bands of the expected size were excised and purified according to T. Maniatis (1982). Sequencing was performed on a NANOFOR 05 genetic analyzer using the Brilliant Dye Terminator (v.3.1) Sequencing kit (NimaGene, Holland). The nucleotide sequences were edited and aligned using the BioEdit program (Hall, 2011).

A median-joining network between COI haplotypes was constructed using the Network v.10 (Fluxus Technology Ltd. 2008), which is freely available on the website: <https://www.fluxus-engineering.com/shar-net.htm>.

Phylogenetic analysis based on the 18S rRNA gene fragment was performed using the web version of the IQ-TREE v.1.6.8 program (Nguyen et al., 2015), available at: <http://iqtree.cibiv.univie.ac.at/>. The most suitable model of molecular evolution was selected using the Model Finder module integrated into IQ-TREE (Kalyaanamoorthy et al., 2017). Branch supports were estimated using the ultrafast bootstrap approximation (Minh et al., 2013), as well as the approximate Bayes test (Anisimova et al., 2011). For phylogenetic analysis and calculation of genetic distances, 17 COI sequences and 28 18S gene fragment sequences belonging to different species of the Bathynellidae and one species of the Leptobathynellidae, which we used as an out-

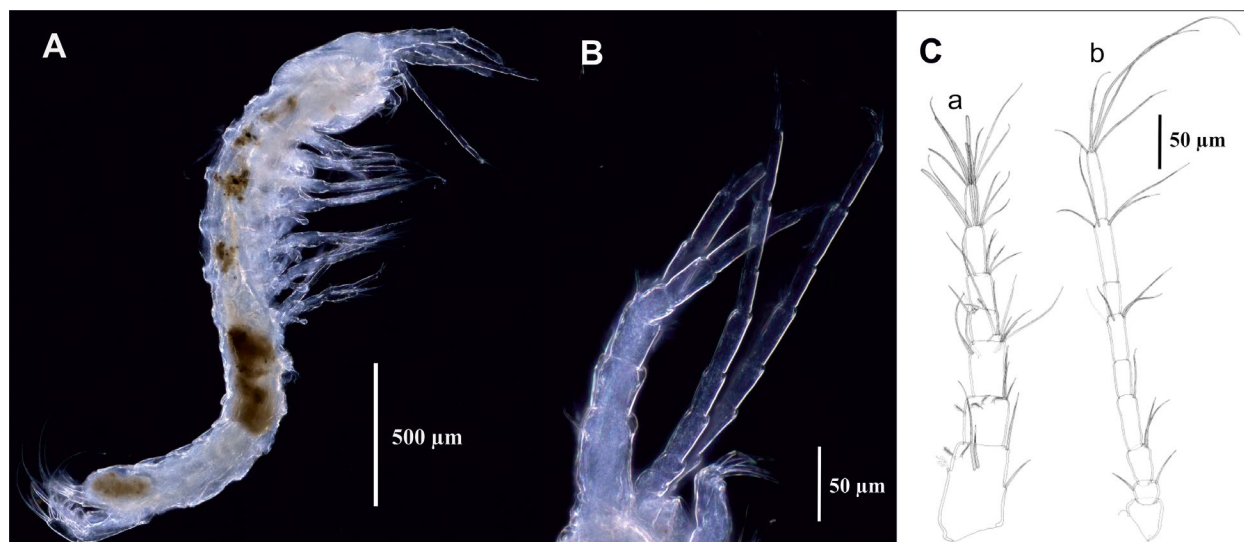


Fig. 1. A – photo of *Baicalobathynella cf. magna* (Bazikalova, 1954); B – photo of antennae of *B. cf. magna* (A and B – photo by Enushchenko I.V.); C – drawing of antennae (a – antennula, b – antenna), adapted from Drewes and Schminke (2011).

Table 1. Sampling locations of Bathynellinae specimens in Lake Baikal.

Date of sample	Место сбора	Depth, m; sampler	Coordinates, N.L., E.L.	Тип грунта
27.09.2009	Krasniy Yar, methane seep, 1 km from the coast	340 m, bottom grab "Ocean"	52°24,5496 N, 109°53,4354 E	Oxidized brown silt, small pebbles, crushed rock and large stones, sand. Dump.
02.10.2009	Elokhin-Davsha section (center)	857 m, bottom grab "Ocean"	54°44,697 N, 109°05,857 E	Oxidized brown silt, layer about 7 cm, contains inclusions of hydrotroilite.
03.10.2009	Academician Ridge, mud volcanoes	389 m, bottom grab "Ocean"	53°62994 N, 108°12172 E	Oxidized silt, 25 cm thick.
17.06.2010	Bolshoye Goloustnoye	93 m, bottom grab "Ocean"	52°00,2084 N, 105°21,6354 E	Reduced silt.
03.07.2015	Mud volcano Malenkiy (Bolshoye Goloustnoye area)	1393 m, box corer	51°92,3788 N, 105°63,1519 E	Oxidized silt 2-3 cm thick, iron-manganese concretions, diatomaceous (from senerda) detritus.
03.07.2015	Posolskaya Banka, methane seep	500 m, box corer	52°03,5767 N, 105°84,3775 E	Oxidized silt 0.5 cm, blue clay without inclusions or layering.
04.07.2015	Academician Ridge, near gas hydrate sediment	531 m, box corer	53°400148 N, 107°891083 E	Oxidized silt layer 1.5 cm, then very soft floating blue silt, many veins of hydrotroilite.
05.07.2015	Academician Ridge	536 m, box corer	53°399337 N, 107°891467 E	Oxidized silt layer 3 cm, then very soft floating blue silt, there are layers of hydrotroilite, iron-manganese concretions.
29.06.2016.	Kukuysky Canyon, mud volcano K-2	939 m, box corer	52°589665 N, 106°770625 E	Oxidized silt layer 3 cm, restored blue silt without inclusions.
29.06.2016.	Kukuysky Canyon, mud volcano K-2	939 m, box corer	52°589613 N, 106°770332 E	Oxidized silt layer 5 cm, reduced blue silt and iron-manganese concretions.
01.07.2016	Gorevoy Utyos Cape, oil-methane seep	885 m, box corer	53°304265 N, 108°391662 E	Oxidized silt layer 1 cm, in the lower layers of restored silt, oil seepage.
03.07.2016	Begul	1169 m, box corer	52°728098 N, 106°586247 E	Small oxidized layer, gray sulfur crystals.
03.07.2016	Begul	1169 m, box corer	52°728902 N, 106°587093 E	Iron-manganese concretions, smell of hydrogen sulfide.
30.06.2017	Seaward of Izhimey Cape	1630 m, box corer	53°16542 N, 107°993352 E	Oxidized silt layer 1-1.5 cm, restored blue silt with iron-manganese concretions and sulfur crystals.
30.06.2017	Seaward of Izhimey Cape	1630 m, box corer	53°275108 N, 107°953110 E	Oxidized silt layer 3 cm, restored blue silt with iron-manganese concretions.
04.07.2017	Hydrothermal vent Frolikha	330-374 m, dredge	55°517062 N, 109°804481 E → 55°520457 N, 109°792553 E	Sand, brown-orange diatomaceous silt, plant-wood detritus.
04.07.2017	Hydrothermal vent Frolikha	413 m, box corer	55°521705 N, 109°776540 E	Dark brown oxidized silt layer 1-2 mm, then homogeneous greenish silt.
18.07.2018	Near the Babushkin town, bubble gas discharge	39 m, box corer	51°749587 N, 105°833133 E	Coarse and small sand.
20.07.2018	Near the Baikalsk town	375 m, box corer	51°538720 N, 104°197605 E	Oxidized silt layer 2-3 cm, restored silt is grey-black, with mica and clay crusts, smell of hydrogen sulfide.
19.06.2021	Academician Ridge	513 m, Ekman-Burge bottom grab	53°26,260 N, 107°53,812 E	Much oxidized silt, reduced blue silt with layers of hydrotroilite.

Date of sample	Место сбора	Depth, m; sampler	Coordinates, N.L., E.L.	Тип грунта
*10.07.2021	Academician Ridge (near Bolshoy Ushkany Island)	517 m, Ekman-Burge bottom grab	53°26,260 N, 107°53,812 E	Oxidized silt, fine sand.
*02.07.2023	North of Shartlay Cape, a ledge near a cliff	58,5 m RovBuilder RB-300	53°56,408 N, 108°11,775 E	Silted gray coarse-grained sand.
*08.07.2023	Sosnovskaya Banka (the northernmost point of the Academician Ridge)	449 m, Ekman-Burge bottom grab	54°08,836 N, 109°25,046 E	Oxidized silt and reduced silt, some sand.
*08.07.2023	Academician Ridge (the bank between the Upper Head of Svyatoy Nos peninsula and Ushkany Islands)	341–349 m, dredge	53°55,409 N, 108°53,135 E → 53°55,272 N, 108°52,866 E	Oxidized silt, a lot of copepod-diatom detritus.
*09.07.2023	Academician Ridge near Khoboy Cape	210-208 m, dredge	53°26,235 N, 107°48,546 E → 53°26,174 N, 107°48,345 E	Very fine, heavily silted sand, a lot of mica.

Note: * – sampling locations of bathynellids for which molecular data were obtained.

group, were additionally retrieved from the GenBank (Table 3).

The matrix of *p*-distance between 18S and COI nucleotide sequences was constructed using the Mega 11 (Tamura et al., 2021).

The divergence time of Baikal bathynellids was calculated using BEAST v.10.5.0 (Suchard et al., 2018). The analysis was performed using the Monte Carlo chain (MCMC) with length 50,000,000 steps. The convergence of the results was assessed using the Tracer 1.7 (Rambaut et al., 2018). Since there are no data on fossil Bathynellacea to calibrate the molecular clock, mean COI nucleotide substitution rate was utilized, calculated on the highest - 1.38% per Ma (Wares and Cunningham, 2001), and the lowest - 0.7% per Ma (Knowlton and Weigt, 1998) rates available for this marker, published for other crustaceans. The ucl.d.mean was set as a normal distribution with mean (Mean) = 0.0104 with standard deviation (Stdev) = 0.0016925. The ucl.d.stdev was set as an exponential distribution with mean = 1.5.

3. Results

Bathynellids were found in all three basins of Lake Baikal, particularly in areas of methane bubble and

jet discharge (Posolskaya Banka, Bolshoe Goloustnoye, Krasny Yar, Babushkin), on the oil-methane seep Gorevoy Utes, on active and extinct mud volcanoes (Malenkiy, Academician Ridge, Kukuysky Canyon), and also on the hydrothermal vent Frolikha. Remarkably, specimens were also discovered in the area of the maximum depths of the lake (1630 m) near Cape Izhimey (Table 1). The collected bathynellids inhabited soft oxidized bottom sediments of light brown and brown color with a thickness of 0.5 to 5 cm with an admixture of sand, pebbles, often ferromanganese crusts, detritus and layers of hydrotroilite. The underlying layer is usually represented by reduced gray and blue clays.

The collected bathynellids were identified as *Baicalobathynella* cf. *magna*, based on morphological features (body size from 2.0 to 2.5 mm and antenna structure) (Fig. 2). Most bathynellids lacked body coloration, except for pink specimens found in the waters of Cape Izhimey, and red specimens found on the Academician Ridge (depth 517 m).

Nucleotide sequences of COI of 661 bp long and 18S rRNA of 1748 bp long were obtained from 11 individuals (nine colorless and two red) and deposited in GenBank under accession numbers PQ476139–PQ476149 for COI and PQ476288–PQ476298 for 18S. Analysis revealed six unique haplotypes for the COI

Table 2. Amplification conditions and primers used in this study.

Gene	Amplification conditions, 30 cycles	Primers	References
COI	DNA denaturation at 95°C – 40 sec (5 minutes on the first cycle), primer annealing at 50°C – 60 sec, nucleotide chain elongation at 72°C – 60 sec (10 minutes on the last cycle)	LCO1490 (f) 5'-GGT CAA CAA ATC ATA AAG ATA TTG G-3' HCO2198 (r) 5'-TAA ACT TCA GGG TGA CCA AAA AAT CA-3'	Folmer et al. (1994)
18S	DNA denaturation at 95°C – 60 sec (5 minutes on the first cycle), primer annealing at 55°C – 60 sec, nucleotide chain elongation at 72°C – 60 sec (10 minutes on the last cycle)	SWAM18S (f) 5'-GAA TGG CTC ATT AAA TCA GTC GAG GTT CCT TAG ATG ATC CAA ATC-3' SWAM18S (r) 5'-ATC CTC GTT AAA GGG TTT AAA GTG TAC TC ATT CCA ATT ACG GAG C-3'	Palumbi et al. (1996)

Table 3. List of taxa used for phylogenetic analysis and calculation of genetic distances with GenBank accession numbers and references.

Species name	18S GB#	COI GB#	References
<i>Bathynella</i> sp.	MN262083, MN262082, MN262079	MN258521	Camacho et al., 2020
<i>Bathynella</i> sp.	MF094716, MF094715	MF114308, MF114309	Camacho et al., 2018b
<i>B. ruffoi</i>	MF436214, MF436212	MF443327, MF443329	Camacho et al., 2020
<i>B. cf. ruffoi</i>	MF436213	MF443328	Camacho et al., 2020
<i>Altainella calcarata</i>	MN262081, MN262080	MN258522, MN258523	Camacho et al., 2020
<i>A. mongoliensis</i>	PQ037633, PQ037634		Ji, 2024
<i>Vejdovskybathynella</i> sp.	MF094713	MF114306	Camacho et al., 2018b
<i>Vejdovskybathynella</i> sp.	KC469515	KC469534	Camacho et al., 2013
<i>V. caroloi</i>	KC469525	KC469538	Camacho et al., 2013
<i>V. vasconica</i>	KC469521, KC469520	KC469535, KC469536	Camacho et al., 2013
<i>Antrobathynella stammeri</i>	MF094714		Camacho et al., 2018b
<i>Gallobathynella</i> sp.	KP999756		Camacho et al., 2017
<i>G. coiffaiti</i>	KP999760		Camacho et al., 2017
<i>G. boui</i>	KP999758	KP974147, KP974146	Camacho et al., 2020
<i>G. tarissei</i>	KP999753		Camacho et al., 2017
<i>Hobbsinella</i> sp.	MN262078, MN262077	MN258519	Camacho et al., 2020
<i>H. edwardensis</i>		MF443323	Camacho et al., 2018a
<i>Paradoxyclamousella</i> sp.	JX121235		
<i>P. fideli</i>	KC469524		Camacho et al., 2013
<i>Parvulobathynella distincta</i> (Leptobathynellidae)	MF436218		Camacho et al., 2020
<i>Baicalobathynella cf. magna</i>	PQ476288– PQ476298	PQ476139– PQ476149;	This study

gene fragment, whereas only two haplotypes were identified for the 18S gene fragment.

The median-joining network derived from COI mtDNA demonstrates distinct genetic structuring among bathynellids, forming two groups (Fig. 1B). The first group consists of colorless individuals of *B. cf. magna* from Cape Shartlay collected at a depth of 58.5 m, while the second group includes colorless and red specimens from the Academician Ridge near Cape Khoboy, Bolshoy Ushkany Island, the upper head of Svyatoy Nos, and Sosnovskaya Banka collected at depths ranging from 341 to 513 m. Average genetic distances between these groups were 8.8% to 9.6% nucleotide substitutions, with intragroup distances being negligible.

The phylogenetic tree based on 18S rRNA, with statistical supports for branch topology, is illustrated in Figure 3. Small clade supports within larger clusters are omitted for clarity. On the phylogenetic tree, Baikal bathynellids form a distinct clade within the

subfamily Bathynellinae, clustering as a sister group to the European representatives of *Bathynella* Vejdovsky, 1882, and *Altainella* Camacho, 2020, from Altai and Mongolia.

Mean genetic *p*-distances for the family Bathynellidae, as shown in Table 4, indicate intergeneric distances based on the COI fragment ranged from 16.3% to 23.0%, whereas 18S distances were lower, between 1.7% and 6.7%. Intrageneric COI varied from 0.1% to 21%, and for 18S, from 0.1 to 1.9%. According to molecular data available in GenBank, the closest relatives of the Baikal bathynellids are representatives of the *Altainella* inhabiting Aktru mountain river (Altai Krai, Russia), including *Altainella calcarata* Camacho, 2019 (Camacho et al., 2020), and *Altainella mongoliensis* Ji, Camacho, Lee, and Min, 2024 found in the interstitial hyporheic zone of the Onon River basin (Mongolia) (Ji, 2024). The average *p*-distance between species of the genera *Baicalobathynella* and *Altainella* was 20.3% for COI and 3.1% for 18S molecular markers.

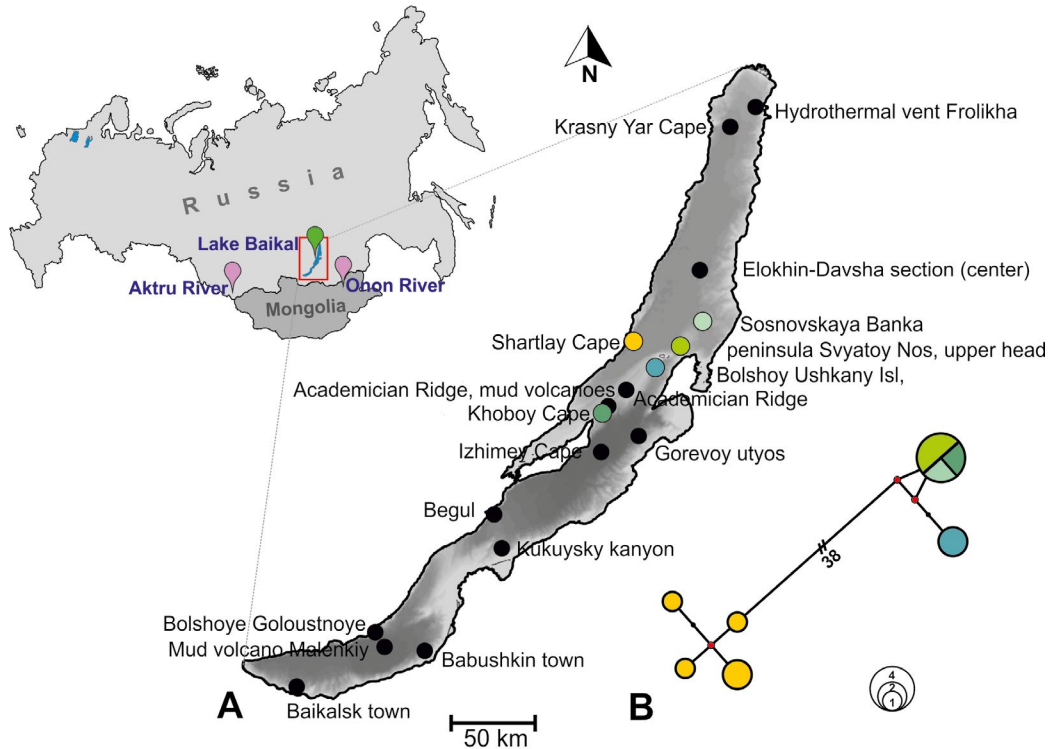


Fig.2. A – Map of sample collection. B – Median joining network constructed based on COI gene fragment sequences. Colors correspond to collection points. The size of the circle is proportional to the number of nucleotide sequences included in it.

The genus *Baicalobathynella* originated in the late Oligocene–early Miocene (around 20.2 Ma), while the divergence time estimated for the two genetic lineages of *B. cf. magna* falls on the late Miocene–early Pliocene (on average 7.2 Ma) (Fig. 4).

4. Discussion

The data obtained on locations of bathynellid finds indicate a mosaic distribution across the three basins of Lake Baikal. It was found that these organisms methane seeps, mud volcanoes, and hydrothermal vents within zones of active tectonic faults varying in length and orientation (Seminsky et al., 2022). Some sites, even without detected methane “flare” discharges, such as the waters of Academician Ridge devoid of mud volcanoes (Khlystov et al., 2000), Begul and Izhimey Capes (Bukharov and Fialkov, 1996), Shartlay Cape (Lunina et al., 2024), and Sosnovka Bay (Kazmin et al., 1995), are also associated with tectonic faults.

Analysis of the nucleotide sequences of mtDNA and 18S rRNA COI gene fragments from bathynellids in northern Lake Baikal fault zones revealed the absence of any representatives of the genus *Bathynella*. Instead, individuals attributed to *B. cf. magna* exhibited polymorphism in their COI gene sequences, forming two genetic lineages: “Shartlay” and “Academician Ridge and Sosnovka.” It should also be noted that the genetic differences between colorless and red individuals of this group do not exceed three substitutions per the COI gene fragment, suggesting intraspecific variability. Probably, mosaic distribution implies that active tectonic faults might influence the genetic structure of Baikal bathynellid.

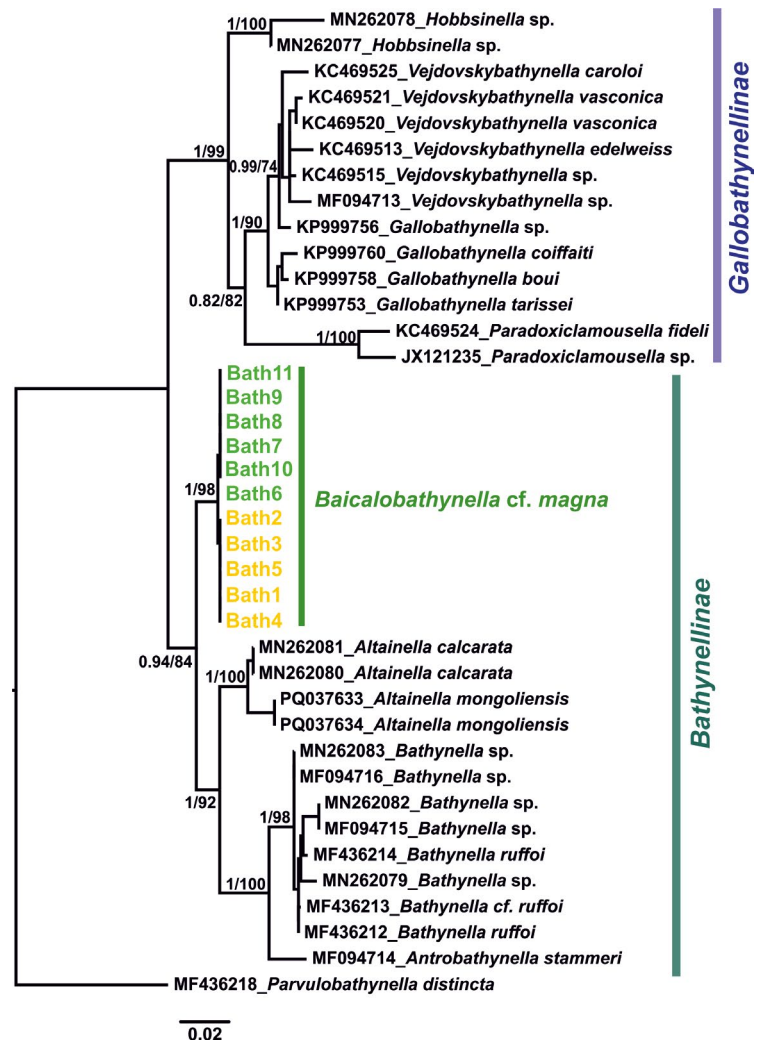


Fig.3. Phylogenetic tree based on 18S nucleotide sequences constructed for the family Bathynellidae. Sequences obtained during this study are highlighted in bright green (“Academician Ridge and Sosnovka”) and yellow (“Shartlay”). Bayesian/bootstraps supports are given at tree nodes.

Table 4. Matrix of mean pairwise p -distances between different genera of Bathynellidae. 18S and COI genetic distances are given above and below diagonal, respectively. Mean intragenus pairwise p -distances for the COI/18S gene fragment are in italics and shown on the diagonal. Minimal genetic distances are shown in bold.

	1.	2.	3.	4.	5.	6.
1. <i>Baicalobathynella</i>	5,0/0,1	4,4	3,1	5,4	4,6	4,0
2. <i>Gallobathynella</i>	22,2	<i>0,1/1,0</i>	5,7	3,8	1,7	6,2
3. <i>Altainella</i>	20,1	19,7	<i>15*/0,8</i>	6,3	6,0	4,0
4. <i>Hobbsinella</i>	23,0	21,0	20,5	<i>21,0/1,9</i>	4,2	6,6
5. <i>Vejdovskybathynella</i>	21,2	16,4	18,5	20,7	<i>14,0/1,2</i>	6,7
6. <i>Bathynella</i>	20,8	19,7	16,3	20,9	20,4	<i>13,0/0,6</i>

Note: * Since the nucleotide sequences for the species *A. mongoliensis* are not yet publicly available in GenBank, COI genetic distances for the genus *Altainella* were taken from Ji et al., 2024.

Molecular genetic data indicate two genetic lineages of *B. cf. magna* represent two independent species, with a significant COI genetic distance of 9.2% between them. Determining whether one corresponds to *B. magna* and the other represents a new species requires further study.

The divergence time of these lineages (or species) dated to the late Miocene–early Pliocene (Fig. 4), and probably aligns with the geological development of Lake Baikal, marked by partial geographical separation of the Northern and Central basins and the development of a single deep-water reservoir around 6–7 million years ago (Kuzmin et al., 2001; Mats et al., 2011). This assumption is based on the fact that the first lineage resides in the Northern Basin near Cape Shartlay, while the second is found in various parts of the Academician Ridge, which serves as the boundary between the Central and Northern Basins.

Representatives of the genus *Altainella* from Altai and Mongolia are identified as the closest relatives to the Baikal bathynellids studied based on 18S

rRNA sequences from GenBank. The genetic distance between the Altai and Mongolian species of *Altainella* is 15% of nucleotide substitutions, whereas the distance between the Baikal genetic lineages “Shartlay” and “Academician Ridge and Sosnovka” is 9% nucleotide substitutions. It is important to note that the minimum geographical distance between Cape Shartlay and the Academician Ridge near Bolshoy Ushkany Island is approximately 25 km, which is nearly 100 times less than the distance between the habitats of two closely related *Altainella* species.

The estimated time of existence for the common ancestor of *Altainella* and Baikal bathynellids suggests their widespread distribution across southern Siberia and northern Mongolia until the late Oligocene–early Miocene (Fig. 4). This period was characterized by the onset of significant global changes within the Baikal rift zone (Logachev, 2003; Mats et al., 2011).

Thus, the bathynellids fauna of Lake Baikal is ancient in origin, and exceeds the two species described in the middle of the last century, is distributed in three

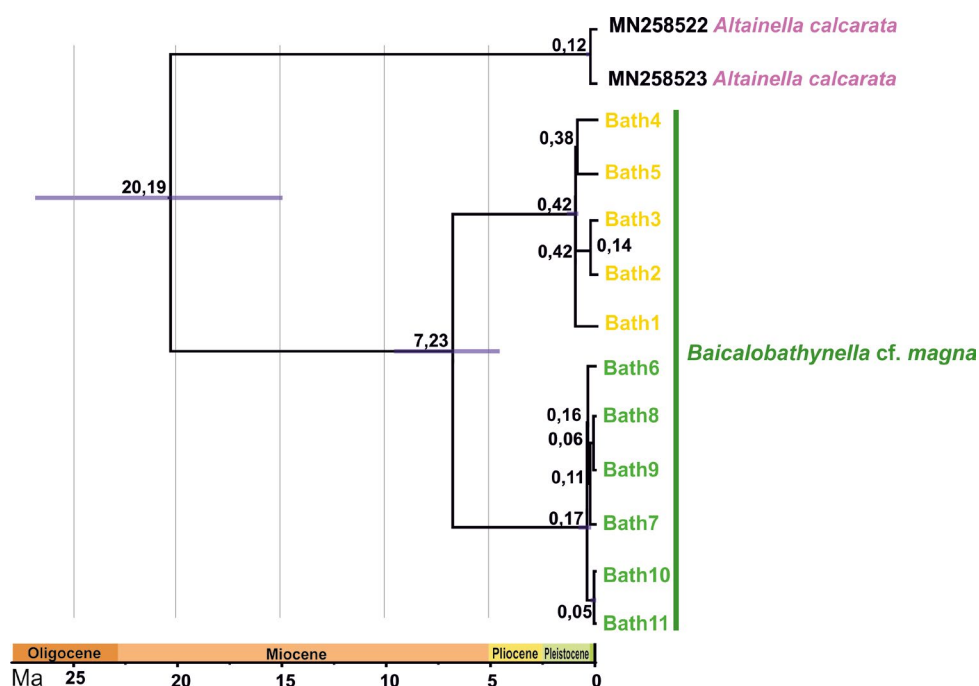


Fig. 4. Divergence times derived from a relaxed molecular clock analysis based on COI sequences for *Baicalobathynella* and *Altainella*. Genetic lineage “Academician Ridge and Sosnovka” is bright green, and genetic lineage “Shartlay” is yellow. Blue bars at nodes indicate the 95% highest posterior density (HPD) intervals.

basins of the lake from the interstitial to maximum depths, including regions with gas and thermal water outlets. Future studies should focus on accurately characterizing the species composition of bathynellids in both interstitial and open waters of Baikal and its tributaries, employing a comprehensive approach integrating morphological and molecular genetics data.

5. Conclusions

The data on the locations of bathynellid finds indicate their mosaic distribution in three basins of Lake Baikal. Bathynellids sampled from tectonic fault sites have been identified as *Baicalobathynella* cf. *magna*. Molecular phylogenetic analysis suggests that their closest relative is the genus *Altainella* Camacho, 2020. Representatives of this genus are found in the interstitial water of the Aktru mountain river in Altai and the Onon river in Mongolia. The study revealed the presence of two distinct lineages of *B.* cf. *magna*; the average genetic distance between them, measured at 9.2% of nucleotide substitutions, is indicative of divergence at the species level. The evolution of genetic lineages aligns with the geological period of partial geographical separation between the Northern and Central basins of Lake Baikal during the formation of a single deep-water reservoir, occurring in the late Miocene–early Pliocene.

Acknowledgements

The research was supported by the state projects 121032300196-8 and 121032300180-7. The authors thank Kucher K.M. for sampling by the ROV “RovBuilder”, PhD Enushchenko I.V. for assistance in bathynellid photographing. The sequencing of the samples was carried out at the Collective Use Instrument Center for Physicochemical Ultramicroanalysis of the LIN SB RAS (Center for Collective Use “Ultramicroanalysis”). The material was collected from the research vessels “G.Yu. Vereshchagin”, “Titov”, and “Papanin”.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest

References

- Anisimova M., Gil M., Dufayard J.E. et al. 2011. Survey of branch support methods demonstrates accuracy, power, and robustness of fast likelihood-based approximation schemes. *Systematic Biology* 60: 685–699. DOI: [10.1093/sysbio/syr041](https://doi.org/10.1093/sysbio/syr041)
- Antil S., Abraham J.S., Sripoorna S. et al. 2023. DNA barcoding, an effective tool for species identification: a review. *Molecular Biology Reports* 50(1): 761–775. DOI: [10.1007/s11033-022-08015-7](https://doi.org/10.1007/s11033-022-08015-7)
- Bazikalova A.Ya. 1949. An interesting crustacean found in Lake Baikal. *Priroda* [Nature] 7: 63-64. (In Russian)
- Bazikalova A.Ya. 1954. New species of genus *Bathynella* from Lake Baikal. *Trudy Baikalskoi limnologicheskoi stantsii AN SSSR* [Proceedings of the Baikal Limnological Station of the Academy of Sciences of the USSR] 14: 355-368. (In Russian)
- Birstein Ya.A., Ljovuschkin S.I. 1967. Order Bathynellacea (Crustacea, Malacostraca) in USSR I. Family Bathynellidae. *Byulleten' Moskovskogo obshchestva ispytatelej prirody. Otdel biologicheskij* [Bulletin of the Moscow Society of Naturalists. Biological Department] 72: 51-66. (In Russian)
- Bukharov A.A., Fialkov V.A. 1996. Geological structure of the bottom of Lake Baikal, a view from “Paisis”. Novosibirsk: Science, Siberian Publishing Company of the Russian Academy of Sciences. (In Russian)
- Camacho A.I., Dorda B.A., Rey I. 2013. Integrating DNA and morphological taxonomy to describe a new species of the family Bathynellidae (Crustacea, Syncarida) from Spain. *Graellsia* 69(2): 179-200. DOI: [10.3989/graeellsia.2013.v69.081](https://doi.org/10.3989/graeellsia.2013.v69.081)
- Camacho A.I., Dorda B.A., Chillón B.S. et al. 2017. The collection of Bathynellacea specimens of MNCN (CSIC) Madrid: microscope slices and DNA extract. *ZooKeys* 678: 31-63. DOI: [10.3897/zookeys.678.11543](https://doi.org/10.3897/zookeys.678.11543)
- Camacho A.I., Hutchins B., Schwartz B.F. et al. 2018. Description of a new genus and species of Bathynellidae (Crustacea: Bathynellacea) from Texas based on morphological and molecular characters. *Journal of Natural History* 52(1-2): 29-51. DOI: [10.5852/ejt.2023.891.2273](https://doi.org/10.5852/ejt.2023.891.2273)
- Camacho A.I., Mas-Peinado P., Dorda B.A. et al. 2018. Molecular tools unveil an underestimated diversity in a stygo-fauna family: a preliminary world phylogeny and an updated morphology of Bathynellidae (Crustacea: Bathynellacea). *Zoological Journal of the Linnean Society* 183(1): 70-96. DOI: [10.1093/zoolinlean/zlx063](https://doi.org/10.1093/zoolinlean/zlx063)
- Camacho A.I., Mas-Peinado P., Iepure S. et al. 2020. Novel sexual dimorphism in a new genus of Bathynellidae from Russia, with a revision of phylogenetic relationships. *Zoologica Scripta* 49(1): 47-63. DOI: [10.1111/zsc.12387](https://doi.org/10.1111/zsc.12387)
- Camacho A.I., Mas-Peinado P., Reddy Y.R. et al. 2021. An integrated approach to re-evaluate the validity of the family Leptobathynellidae (Crustacea: Bathynellacea). *Zoological Journal of the Linnean Society* 192(3): 853-895. DOI: [10.1093/zoolinlean/zlaa121](https://doi.org/10.1093/zoolinlean/zlaa121)
- Doyle J.J., Dickson E. 1987. Preservation of plant samples for DNA restriction endonuclease analysis. *Taxon* 36: 715-722. DOI: [10.2307/1221122](https://doi.org/10.2307/1221122)
- Drewes J., Schminke H.K. 2011. Number of Families within Bathynellacea (Malacostraca) and Year of Publication of their Names, with Redescription of *Baicalobathynella Magna* (Bazikalova, 1954) from Lake Baikal. *Crustaceana* 84(11): 1377-1401. DOI: [10.1163/001121611X590120](https://doi.org/10.1163/001121611X590120)
- Folmer O., Black M., Hoeh W. et al. 1994. DNA Primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular Marine Biology and Biotechnology* 3: 294-299.
- Hall T. 2011. BioEdit: an important software for molecular biology. *Green Earth Research Foundation Bulletin of Bioscience* 2(1): 60-61.
- Ji S.J. 2024. The first report of Bathynellacea in the subterranean water of Mongolia: A new species of *Altainella* Camacho, 2020 (Crustacea, Bathynellidae) *Biodiversity Data Journal* 12: e130024. DOI: [10.3897/BDJ.12.e130024](https://doi.org/10.3897/BDJ.12.e130024)
- Kalyanamoorthy S., Minh B.Q., Wong T.K.F. et al. 2017. ModelFinder: Fast model selection for accurate phylogenetic estimates. *Nature Methods* 14(6): 587-589. DOI: [10.1038/nmeth.4285](https://doi.org/10.1038/nmeth.4285)
- Kabus J., Cunze S., Dombrowski A. et al. 2023. Uncovering the Grinnellian niche space of the cryptic species complex *Gammarus roeselii*. *PeerJ* 11: e15800. DOI: [10.7717/peerj.15800](https://doi.org/10.7717/peerj.15800)
- Kaz'min V.G., Gol'mshatok A.Ya., Klitgord K.D. et al. 1995. Structure and development of the Academician Ridge area (Baikal Rift) according to seismic investigations. *Geologiya i Geofizika* [Russian Geology and Geophysics] 36(10): 164-

176. (in Russian)

Khlystov O.M., Mats V.D., Vorobeva S.S. et al. 2000. Structure and development of the underwater Academichesky ridge. *Geology and Geophysics [Geologiya i geofizika]* 41(6): 819-824. (In Russian)

Knowlton N., Weigt L.A. 1998. New dates and new rates for divergence across the Isthmus of Panama. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 265(1412): 2257-2263.

Kuzmin M.I., Karabanov E.B., Kawai T. et al. 2001. Deepwater drilling on Baikal - main results. *Geology and Geophysics [Geologiya i geofizika]* 42: 8-34. (In Russian)

Logachev N.A. 2003. History and geodynamics of the Baikal rift. *Geology and geophysics [Geologiya i geofizika]* 44(5): 391-406. (In Russian)

Lunina O.V., Denisenko I.A., Ignatenko E.B. et al. 2024. Seismogenic zone of cape Shartlay (Lake Baikal): specific features of structure, displacements and rupture growth. *Geodinamika i tektonofizika [Geodynamics & Tectonophysics]* 15(4): 0776. DOI: [10.5800/GT-2024-15-4-0776](https://doi.org/10.5800/GT-2024-15-4-0776) (In Russian)

Maniatis T. 1982. *Molecular cloning: A laboratory manual*. New York: Cold Spring Harbor Laboratory.

Mats V.D., Shcherbakov D.Y., Efimova I.M. 2011. Late Cretaceous-Cenozoic history of the Lake Baikal depression and formation of its unique biodiversity. *Stratigraphy and Geological Correlation [Stratigrafiya. Geologicheskaya korrelyaciya]* 19: 40-61. (In Russian)

Minh B.Q., Nguyen M.A.T., Haeseler A. 2013. Ultrafast Approximation for Phylogenetic Bootstrap. *Molecular Biology and Evolution* 30(5): 1188-1195. DOI: [10.1093/molbev/mst024](https://doi.org/10.1093/molbev/mst024)

Nguyen L.-T., Schmidt H.A., von Haeseler A. et al. 2015. IQ-TREE: A fast and effective stochastic algorithm for estimating maximum-likelihood phylogenies. *Molecular Biology and Evolution* 32: 268-274. DOI: [10.1093/molbev/msu300](https://doi.org/10.1093/molbev/msu300)

Palumbi S.R. 1996. Nucleic acids II: the polymerase chain reaction. In: Hillis D.M., Moritz C. and Mable B.K. (eds). *Molecular Systematics*, Sinauer Associates Inc. Sunderland Massachusetts, pp. 205-247.

Rambaut A., Drummond A.J., Xie D. et al. 2018. Posterior summarisation in Bayesian phylogenetics using Tracer 1.7. *Systematic Biology* 67(5): 901-904. DOI: [10.1093/sysbio/syy032](https://doi.org/10.1093/sysbio/syy032)

Seminsky K.Zh., Cheremnykh A.S., Khlystov O.M. et al. 2022. Fault Zones and Stress Fields in the Sedimentary Fill of Lake Baikal: Tectonophysical Approach for Seismic and hydroacoustic data interpretation. *Russ. Geol. Geophys* 63(7): 840-855.

Suchard M.A., Lemey P., Baele G. et al. 2018. Bayesian phylogenetic and phylodynamic data integration using BEAST 1.10. *Virus Evolution* 4(1): 1-5. DOI: [10.1093/ve/vey016](https://doi.org/10.1093/ve/vey016)

Takhteev V.V., Okuneva G.L., Knizhin I.B. 2000. On the distribution of bathynellid fungi (Crustacea: Bathynellacea) in the Baikal region. *Studies of ecosystems of Eastern Siberia. Proceedings of the Faculty of Biology and Soil Science of Irkutsk State University [Trudy Biologo-pochvennogo fakul'teta IGU]* 3: 101-103. (In Russian)

Takhteev V.V., Snimshchikova L.N., Okuneva G.L. et al. 1993. Characteristics of the bottom population of the deep zone of Lake Baikal. *Ecology [Ekologiya]* 6: 60-68. (In Russian)

Tamura K., Stecher G., Kumar S. 2021. MEGA11: molecular evolutionary genetics analysis version 11. *Molecular Biology and Evolution* 38(7): 3022-3027. DOI: [10.1093/molbev/msab120](https://doi.org/10.1093/molbev/msab120)

Tang C.Q., Leasi F., Obertegger U. et al. 2012. The widely used small subunit 18S rDNA molecule greatly underestimates true diversity in biodiversity surveys of the meiofauna. *The Proceedings of the National Academy of Sciences* 09(40): 16208-16212. DOI: [10.1073/pnas.1209160109](https://doi.org/10.1073/pnas.1209160109)

Timoshkin O.A., Suturin A.N., Bondarenko N.A. et al. 2011. *Biology of the coastal zone of Lake Baikal. 1. Overview of the current knowledge on the splash zone, first results of interdisciplinary investigations, monitoring as a basic tool in ecological research. The bulletin of Irkutsk State University. Series "Biology. Ecology" [Izvestiya IGU. Seriya «Biologiya. Ekologiya»]* 4(4): 75-110. (In Russian)

Turbanov I.S. 2016. Order Bathynellacea Chappuis, 1915 (Crustacea: Malacostraca) of the fauna of Russia and adjacent countries: the level of study and research prospects. In: *Proceedings of the All-Russian Youth Hydrobiological Conference "Prospects and Problems of Modern Hydrobiology"*, pp. 147-149. (In Russian)

Wares J.P., Cunningham C.W. 2001. Phylogeography and historical ecology of the North Atlantic intertidal. *Evolution* 55(12): 2455-2469.

Weinberg I.V., Kamaltynov R.M. 1998. Macrozoobenthos communities of the rocky beach of Lake Baikal. *Zoological journal [Zoologicheskij zhurnal]* 77(2): 158-165. (In Russian)

Первые сведения о генетическом разнообразии и филогенетических взаимоотношениях батинеллид (Malacostraca: Bathynellidae) из озера Байкал

Перетолчина Т.Е.^{*}^{ORCID}, Наумова Т.В.^{ORCID}, Ситникова Т.Я.^{ORCID}

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

АННОТАЦИЯ. В фауне оз. Байкал известны два вида батинеллид: *Bathynella baicalensis* Bazikalova, 1954 и *Baicalobathynella magna* (Bazikalova, 1954), описанных из южной котловины озера. Авторами выяснено, что батинеллиды распространены в трех котловинах озера, встречаются на метановых сипах, грязевых вулканах и гидротермах. Анализ нуклеотидных последовательностей фрагментов генов COI мтДНК и 18S рРНК батинеллид, обитающих в местах тектонических разломов в северной части озера, выявил отсутствие представителей рода *Bathynella* Vejdovsky, 1882. Рачки, отнесенные к *Baicalobathynella* cf. *magna*, представлены двумя генетическими линиями, уровня самостоятельных видов, разошедшимися от общего предка около 7 Ма. Род *Altainella* Camacho, 2020, представители которого обитают в интерстициали горной реки Актру Алтая и реки Онон в Монголии, обозначен ближайшим родственником исследованных батинеллид Байкала.

Ключевые слова: батинеллиды, 18S рРНК, COI, Байкал, распространение, филогенетический анализ, время дивергенции

Для цитирования: Перетолчина Т.Е., Наумова Т.В., Ситникова Т.Я. Первые сведения о генетическом разнообразии и филогенетических взаимоотношениях батинеллид (Malacostraca: Bathynellidae) из озера Байкал // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - С. 1318-1336. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1318

1. Введение

Отряд Bathynelacea относится к наиболее древним представителям высших ракообразных (Malacostraca). Представители Bathynelacea принадлежат высокоспециализированным группам стигобионтов и интерстициобионтов, по большей части населяющих пещерные, интерстициальные, грунтовые, капиллярные и фреатические воды всех континентов за исключением Антарктиды, а также Канарских островов, Фиджи и Новой Каледонии. Из-за особенностей мест обитания все представители порядка лишены глаз, имеют мелкие размеры и прозрачное, червеобразное тело с короткими слабыми конечностями, покрытыми тонкими длинными чувствительными щетинками.

В составе отряда выделяют три семейства – Bathynellidae Grobben, 1905; Parabathynellidae Noodt, 1965 и Leptobathynellidae Noodt, 1965 – с более чем 330 валидными видами и подвидами (Camacho et al., 2021). Сем. Bathynellidae Grobben, 1905 широко распространено по всему миру, известно 36 родов

и 109 видов (Camacho et al., 2020). На территории России и сопредельных государств (бывшего СССР) констатировано 18 видов и подвигов пяти родов сем. Bathynellidae: *Antrobathynella* Serban, 1966; *Baicalobathynella* Birstein & Ljovuschkin, 1967; *Bathynella* Vejdovsky, 1882; *Altainella* Camacho, 2020 и *Tianschanobathynella* Serban, 1993 (Бирштейн и Левушкин, 1967; Турбанов, 2016; Camacho et al., 2021). В оз. Байкал в середине прошлого столетия обнаружены и описаны 2 вида батинеллид: *Bathynella baicalensis* Bazikalova, 1954 и *Baicalobathynella magna* (Базикалова, 1954), различающиеся размерами: длина *B. baicalensis* составляет 1,5–2 мм и у *B. magna* – самого крупного представителя Bathynelacea – она варьирует от 2,1 до 3,4 мм; количеством щетинок на плеоподах (до 12 у *B. magna* и 4–5 у *B. baicalensis*); полной редукцией экзоподита II антенны и наличием 2 пар плеоподов у *B. magna* (Бирштейн и Левушкин, 1967). Уникальная особенность *B. magna* заключается в том, что морфологические признаки этого вида не соответствуют полностью ни одному из 3-х семейств, и эти при-

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: tatiana.peretolchina@gmail.com (Т.Е. Перетолчина)

Поступила: 12 сентября 2024; Принята: 20 октября 2024;
Опубликована online: 31 октября 2024

© Автор(ы) 2024. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



знаки являются плезиоморфными для Bathynellidae (Бирштейн и Левушкин, 1967; Drewes and Schminke, 2011; Camacho et al., 2021).

Базикалова А.Я. (1949; 1954) сообщает, что описанные ею рачки найдены в зал. Лиственичный (устье р. Крестовка) в зонах глубин 200–250 и 140–180 м, а также на глубине 0,2 и 1440 м в южной котловине Байкала, но не упоминает об их совместном обитании. Позднее батинеллиды были обнаружены в нескольких районах глубоководной зоны (Тахтеев и др., 1993) и интерстициали на глубине до 0,6 м в бухте Большие Коты (юго-западное побережье) (Вейнберг и Камалтынов, 1998; Тимошкин и др., 2011).

В водосборном бассейне оз. Байкал батинеллиды были неоднократно найдены в верхнем течении рек – притоков южной части озера (Чёрной, Большие Коты, Сенной, Голоустной) и в расположенных рядом с ними шурфах, заполненных водой. Рачки обнаружены в бассейнах рек Баргузин, Ангара, а также в горной реке Белый Иркут (Восточный Саян, северный склон хребта Мунку-Сардык на границе с Монголией) (Тахтеев и др., 2000).

Разнообразие видов батинеллид в Байкале и его бассейне, вероятно, всего, намного больше, чем известно сейчас, однако в связи с малыми размерами животных и их образом жизни, сбор материала представляет собой очень трудоемкий процесс, поэтому их фауна по-прежнему слабо исследована не только в Восточной Сибири, но и в Центральной Азии в целом.

В последние десятилетия ведутся комплексные исследования мировой фауны Bathynellacea с использованием молекулярно-генетических маркеров 18S рРНК и COI (Camacho et al., 2013; 2020; 2021; Ji, 2024 etc), что позволяет сравнить байкальских батинеллид с представителями других фаун, а также получить более полное представление о их биоразнообразии и эволюционной истории. Ген 18S используют чаще всего для решения систематических задач на уровне высоких таксонов (родов, семейств) из-за высокой консервативности этого маркера и, как правило, низкой генетической диф-

ференциации между видами (Tang et al., 2012). Молекулярно-генетический маркер COI широко используют для разделения видов, в том числе, криптических, и широко применяют для ДНК баркодирования (Antil et al., 2023; Kabus et al., 2023).

Целью данной работы было исследовать генетический полиморфизм и проанализировать филогенетические взаимоотношения байкальских батинеллид с другими представителями этой группы на основе сравнения нуклеотидных последовательностей фрагментов генов COI (мтДНК) и 18S рРНК (ядерной ДНК). Новые данные облегчат дальнейшее изучение этой интересной и во многом загадочной группы ракообразных.

2. Материалы и методы

Батинеллиды собраны в 25 мейобентосных пробах в летние периоды с 2009 по 2023 с помощью драги, дночерпателя, коробчатого грейфера и управляемого необитаемого подводного аппарата (Таблица 1, Рис. 1А) в местах тектонических разломов, включая районы с выходами газов и термальных вод.

Животные были сфотографированы под световым микроскопом Olympus BX53 с помощью цифровой камеры Olympus SC180.

Часть материала использована для молекулярно-генетических исследований. ДНК экстрагирована из всего тела животного по протоколу, описанному Дойлом и Диксон (Doyle and Dickson, 1987). Условия амплификации и структура праймеров приведены в Таблице 2. Продукты реакции проанализированы электрофоретически в 1%-ном агарозном геле. Полосы ожидаемого размера вырезаны и очищены согласно Т. Маниатис (Maniatis, 1982). Секвенирование проведено на генетическом анализаторе «НАНОФОР 05» с помощью набора реагентов Brilliant Dye Terminator (v.3.1) Sequencing kit (NimaGene, Голландия). Нуклеотидные последовательности отредактированы и выравнены в программе BioEdit (Hall, 2011).

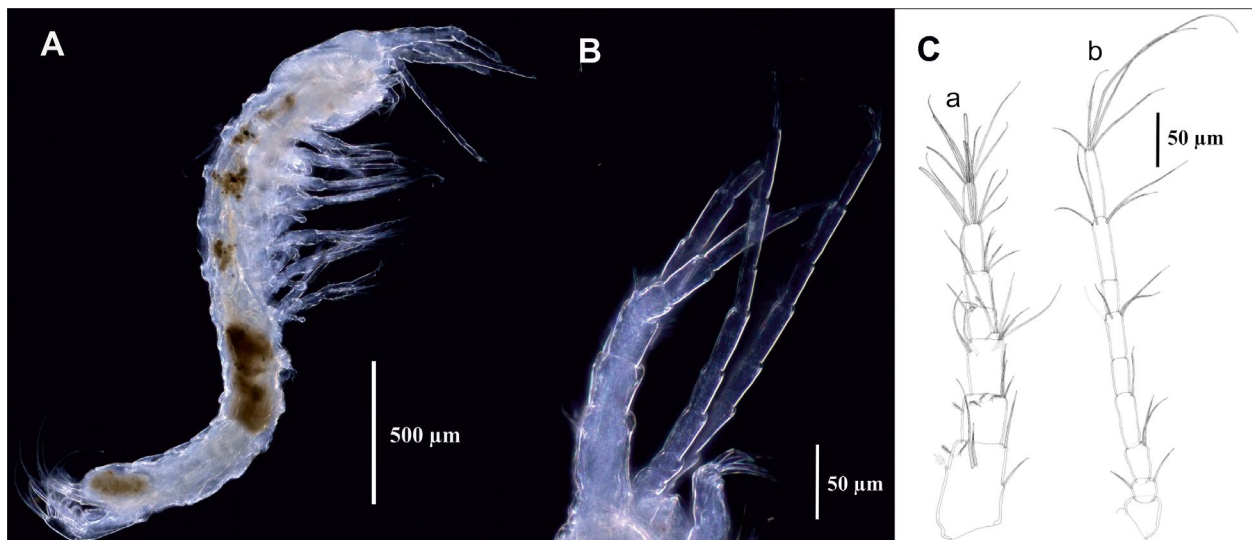


Рис.1. А – фото *Baicalobathynella cf. magna* (Базикалова, 1954); В – фото антенн *B. cf. magna* (А и В – фото Енущенко И.В.); С – рисунок антенн: а – антеннула, b – антенна (рисунок адаптирован из Drewes and Schminke, 2011).

Таблица 1. Места находок представителей Bathynellinae в оз. Байкал.

Дата сбора	Место сбора	Глубина, м; орудие сбора	Координаты, N.L., E.L.	Тип грунта
27.09.2009	Красный Яр, метановый сип, 1 км от берега	340 м, дночерпатель «Океан»	52°24,5496 N, 109°53,4354 E	Окисленный коричневатый ил, мелкие камешки, щебень и крупные камни, песок. Свал.
02.10.2009	Разрез Елохин-Давша (центр)	857 м, дночерпатель «Океан»	54°44,697 N, 109°05,857 E	Окисленный коричневатый ил, слой около 7 см, есть вкрапления гидротроилита.
03.10.2009	Академический хребет, грязевые вулканы	389 м, дночерпатель «Океан»	53°62994 N, 108°12172 E	Окисленный ил, толщиной 25 см.
17.06.2010	Большое Голоустное	93 м, дночерпатель «Океан»	52°00,2084 N, 105°21,6354 E	Восстановленный ил.
03.07.2015	Грязевой вулкан Маленький (р-н Большого Голоустного)	1393 м, грейфер	51°92,3788 N, 105°63,1519 E	Окисленный ил толщиной 2-3 см, железо-марганцевые корочки, детрит диатомово-сенедровый.
03.07.2015	Посольская банка, метановый сип	500 м, грейфер	52°03,5767 N, 105°84,3775 E	Окисленный ил 0.5 см, голубая глина без вкраплений и слоистости.
04.07.2015	Академический хребет, рядом с газогидратом	531 м, грейфер	53°400148 N, 107°891083 E	Окисленный слой ила 1.5 см, далее очень мягкий плавучий голубой ил, много прожилок гидротроилита.
05.07.2015	Академический хребет	536 м, грейфер	53°399337 N, 107°891467 E	Окисленный слой ила 3 см, далее очень мягкий плавучий голубой ил, есть прослойки гидротроилита, железо-марганцевые корочки.
29.06.2016.	Кукуйский каньон, грязевой вулкан К-2	939 м, грейфер	52°589665 N, 106°770625 E	Окисленный слой ила 3 см, восстановленный голубой ил без вкраплений.
29.06.2016.	Кукуйский каньон, грязевой вулкан К-2	939 м, грейфер	52°589613 N, 106°770332 E	Окисленный слой ила 5 см, восстановленный голубой ил и железо-марганцевые корочки.
01.07.2016	Горевой Утес, нефте-метановый сип	885 м, грейфер	53°304265 N, 108°391662 E	Окисленный слой ила 1 см, в нижних слоях восстановленного ила сочтения нефти.
03.07.2016	Бегул	1169 м, грейфер	52°728098 N, 106°586247 E	Небольшой окисленный слой, серые кристаллы серы.
03.07.2016	Бегул	1169 м, грейфер	52°728902 N, 106°587093 E	Железо-марганцевые корочки, запах сероводорода.
30.06.2017	Мористее мыса Ижимей	1630 м, грейфер	53°16542 N, 107°993352 E	Окисленный слой ила 1-1,5 см, восстановленный голубой ил с железо-марганцевыми корочками и кристаллами серы.
30.06.2017	Мористее мыса Ижимей	1630 м, грейфер	53°275108 N, 107°953110 E	Окисленный слой ила 3 см, восстановленный голубой ил с железо-марганцевыми корочками.
04.07.2017	Гидротермальный вент Фролиха	330–374 м, драга	55°517062 N, 109°804481 E → 55°520457 N, 109°792553 E	Песок, коричнево-оранжевый диатомовый ил, растительно-древесный детрит.
04.07.2017	Гидротермальный вент Фролиха	413 м, грейфер	55°521705 N, 109°776540 E	Темно-коричневый окисленный слой ила 1-2 мм, далее однородный зеленоватого цвета ил.
18.07.2018	Возле г. Бабушкин, пузырьковая разгрузка газов	39 м, грейфер	51°749587 N, 105°833133 E	Крупный и мелкий песок.

Дата сбора	Место сбора	Глубина, м; орудие сбора	Координаты, N.L., E.L.	Тип грунта
20.07.2018	Возле г. Байкальск	375 м, грейфер	51°538720 N, 104°197605 E	Окисленный слой ила 2-3 см, восстановленный ил серо-черный, со слюдой и глинистыми корочками, запах сероводорода.
19.06.2021	Академический хребет	513 м, дночерпатель Экмана-Берджа	53°26,260 N, 107°53,812 E	Грунт – много окисленного ила, восстановленный голубой ил со слоями гидротроилита.
*10.07.2021	Академический хребет (около о-ва Большой Ушканий)	517 м, дночерпатель Экмана-Берджа	53°26,260 N, 107°53,812 E	Окисленный ил, мелкий песок
*02.07.2023	Севернее мыса Шартлай , уступ возле скалы	58,5 м, НПА Ровбилдер RB-300	53°56,408 N, 108°11,775 E	Заиленный серый крупнозернистый песок.
*08.07.2023	Сосновская банка (самая северная точка Академического хребта)	449 м, дночерпатель Экмана-Берджа	54°08,836 N, 109°25,046 E	Окисленный ил и восстановленный ил, немного песка.
*08.07.2023	Академический хребет (банка между Верхним Изголовьем Святого Носа и Ушканьими о-вами)	341–349 м, драга	53°55,409 N, 108°53,135 E → 53°55,272 N, 108°52,866 E	Окисленный ил, очень много кокепод-но-диатомового детрита.
*09.07.2023	Академический хребет у м. Хобой	210–208 м, драга	53°26,235 N, 107°48,546 E → 53°26,174 N, 107°48,345 E	Очень мелкий, сильно заиленный песок

Примечание: * – места сбора батинеллид, для которых получены молекулярные данные.

Медианная сеть гаплотипов по фрагменту гена COI построена с помощью программы Network v.10 (Fluxus Technology Ltd. 2008), находящейся в свободном доступе на сайте: <https://www.fluxus-engineering.com/sharenet.htm>.

Филогенетический анализ по фрагменту гена 18S рРНК проведен с помощью веб версии программы IQ-TREE v.1.6.8. (Nguyen et al., 2015), доступной по ссылке: <http://iqtree.cibiv.univie.ac.at/>. Наиболее подходящая модель молекулярной эволюции выбрана с помощью модуля Model Finder, интегрированного в IQ-TREE (Kalyaanamoorthy et al., 2017). Поддержки ветвей оценены быстрым бутстреп-методом (Minh et al., 2013), а также с помощью байесовского теста (Anisimova et al., 2011). Для филогенетического анализа и расчета генетических дистанций дополнительно из базы данных GenBank привлечено 17 последовательностей COI и 28 последовательностей фрагмента гена 18S, принадлежа-

щих разным видам сем. Bathynellidae и одному виду сем. Leptobathynellidae, который мы использовали в качестве аутгруппы (Таблица 3).

Матрица *p*-дистанций между нуклеотидными последовательностями 18S и COI построена с помощью программы Mega 11 (Tamura et al., 2021).

Время дивергенции байкальских батинеллид рассчитано с помощью BEAST v.10.5.0 (Suchard et al., 2018). Для анализа запускали программу с длиной цепи Монте-Карло (MCMC) 50 000 000 шагов. Сходимость результатов оценена с помощью программы Tracer 1.7 (Rambaut et al., 2018). Поскольку сведения об ископаемых Bathynellacea отсутствуют, для калибровки молекулярных часов использованы средние скорости нуклеотидных замен COI, рассчитанные на основе самой высокой – 1,38% замен за млн лет (Wares and Cunningham, 2001), и самой низкой – 0,7% замен за млн лет (Knowlton and Weigt, 1998) доступных скоростей для этого маркера,

Таблица 2. Условия амплификации и структура праймеров.

Ген	Условия амплификации, 30 циклов	Структура праймеров	Ссылки
COI	денатурация ДНК: 95°C – 40с (5 минут на первом цикле), отжиг праймеров – 50°C - 60с, элонгация нуклеотидной цепи – 72°C – 60с (10 минут на последнем цикле)	LCO1490 (f) 5'-GGT CAA CAA ATC ATA AAG ATA TTG G-3' HCO2198 (r) 5'-TAA ACT TCA GGG TGA CCA AAA AAT CA-3'	Folmer et al. (1994)
18S	денатурация ДНК: 95°C – 60с (5 минут на первом цикле), отжиг праймеров: 55°C - 60с, элонгация нуклеотидной цепи: 72°C – 60с (10 минут на последнем цикле)	SWAM18S (f) 5'-GAA TGG CTC ATT AAA TCA GTC GAG GTT CCT TAG ATG ATC CAA ATC-3' SWAM18S (r) 5'-ATC CTC GTT AAA GGG TTT AAA GTG TAC TC ATT CCA ATT ACG GAG C-3'	Palumbi et al. (1996)

Таблица 3. Список таксонов, использованных для филогенетического анализа и расчета генетических дистанций с номерами доступа в GenBank и ссылками.

Название вида	18S GB#	COI GB#	Ссылки
<i>Bathynella</i> sp.	MN262083, MN262082, MN262079	MN258521	Camacho et al., 2020
<i>Bathynella</i> sp.	MF094716, MF094715	MF114308, MF114309	Camacho et al., 2018b
<i>B. ruffoi</i>	MF436214, MF436212	MF443327, MF443329	Camacho et al., 2020
<i>B. cf. ruffoi</i>	MF436213	MF443328	Camacho et al., 2020
<i>Altainella calcarata</i>	MN262081, MN262080	MN258522, MN258523	Camacho et al., 2020
<i>A. mongoliensis</i>	PQ037633, PQ037634		Ji, 2024
<i>Vejdovskybathynella</i> sp.	MF094713	MF114306	Camacho et al., 2018b
<i>Vejdovskybathynella</i> sp.	KC469515	KC469534	Camacho et al., 2013
<i>V. caroloi</i>	KC469525	KC469538	Camacho et al., 2013
<i>V. vasconica</i>	KC469521, KC469520	KC469535, KC469536	Camacho et al., 2013
<i>Antrobathynella stammeri</i>	MF094714		Camacho et al., 2018b
<i>Gallobathynella</i> sp.	KP999756		Camacho et al., 2017
<i>G. coiffaiti</i>	KP999760		Camacho et al., 2017
<i>G. boui</i>	KP999758	KP974147, KP974146	Camacho et al., 2020
<i>G. tarissei</i>	KP999753		Camacho et al., 2017
<i>Hobbsinella</i> sp.	MN262078, MN262077	MN258519	Camacho et al., 2020
<i>H. edwardensis</i>		MF443323	Camacho et al., 2018a
<i>Paradoxicalamousella</i> sp.	JX121235		
<i>P. fideli</i>	KC469524		Camacho et al., 2013
<i>Parvulobathynella distincta</i> (Leptobathynellidae)	MF436218		Camacho et al., 2020
<i>Baicalobathynella cf. magna</i>	PQ476288– PQ476298	PQ476139– PQ476149;	Наше исследование

опубликованных по другим ракообразным. Чтобы задать параметры для `ucl.d.mean` выбрано нормальное распределение со средним показателем (Mean) = 0,0104 и стандартным отклонением (Stdev) = 0,0016925. В качестве параметров для `ucl.d.stdev` выбрано экспоненциальное распределение со средним значением = 1,5.

3. Результаты

Батинеллиды найдены в 3-х котловинах озера, в том числе в местах пузырьковой и струйной разгрузки метана (Посольская банка, Большое Голоустное, Красный Яр, Бабушкин), на нефте-метановом сипе Горевой Утес, на действующих и потухших грязевых вулканах (Маленький, Академический хребет, Кукуйский каньон), а также на гидротермальном венте Фролиха. Обнаружены рачки и в районе максимальных глубин озера (1630 м) – у м. Ижимей (Таблица 1). Батинеллиды

собраны на мягких окисленных донных осадках светло-коричневого и коричневого цвета толщиной от 0,5 до 5 см с примесью песка, гальки, часто железо-марганцевыми корочками, детритом и прослоями гидротроилита. Подстилающий слой представлен, как правило, восстановленными серыми и голубыми илами.

По морфологическим признакам (размеры тела от 2,0 до 2,5 мм и строению антенн) собранные батинеллиды идентифицированы как *Baicalobathynella cf. magna* (Рис. 2). Большинство батинеллид не имели окраски тела, лишь в акватории м. Ижимей были обнаружены особи розового цвета, а на Академическом хребте (глубина 517 м) – особи красного цвета.

Нуклеотидные последовательности фрагментов генов COI мт ДНК длиной 661 п.н., а также 18S рРНК длиной 1748 п.н. получены от 11 батинеллид (девяти бесцветных и двух красных) и депонированы в базу данных GenBank с номерами доступа:

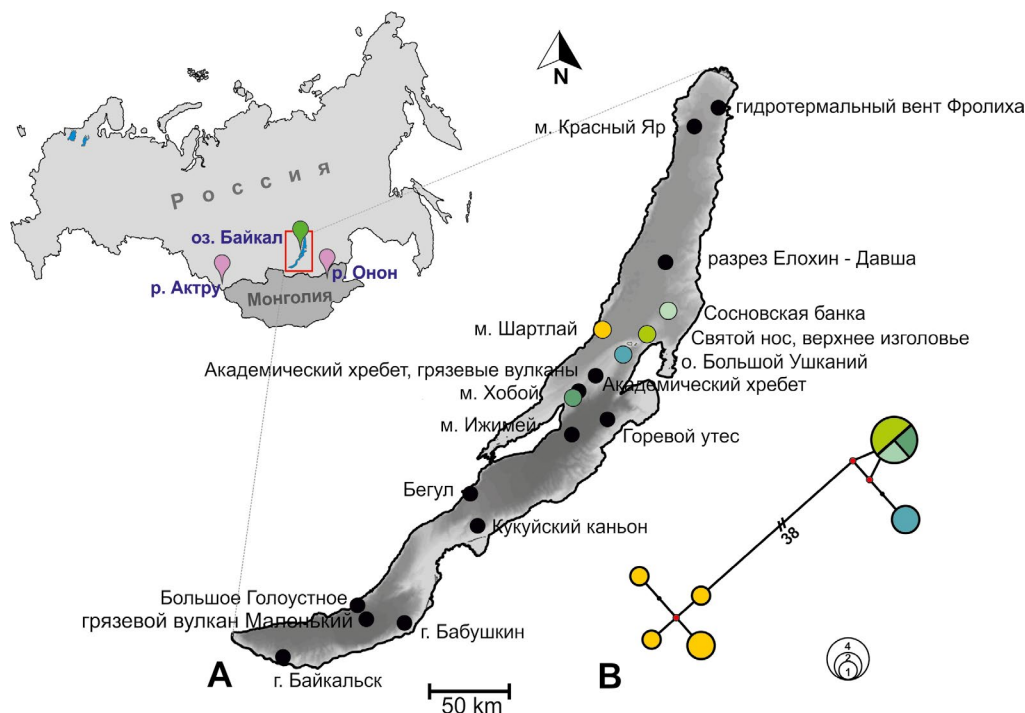


Рис.2. А – Карта-схема с обозначением мест сбора образцов. Розовым цветом обозначены места сборов представителей *Altainella* (Camacho et al., 2020; Ji, 2024). В – Сеть гаплотипов, построенная на основе последовательностей фрагмента гена COI. Цвета соответствуют точкам сбора. Величина круга пропорциональна количеству входящих в него нуклеотидных последовательностей.

PQ476139–PQ476149 (COI) и PQ476288–PQ476298 (18S). По фрагменту гена COI выявлено 6 уникальных гаплотипов, тогда как по 18S – всего два.

На медианной сети гаплотипов по COI мтДНК показано, что исследуемые батынеллиды имеют четкую генетическую структуру и формируют две группы (Рис. 1В). В первую группу входят особи *B. cf. magna*, собранные у м. Шартлай (глубина 58,5 м), вторая группа сформирована батынеллидами (в том числе красного цвета), собранными на Академическом хребте у м. Хобой, о. Большой Ушканий, верхнего изголовья Святого Носа и в Сосновской банке (глубины 341–513 м). Генетические дистанции между группами составили 8,8–9,6% нуклеотидных замен, тогда как внутригрупповые дистанции близки к нулю.

Филогенетическое дерево по 18S рРНК со статистическими поддержками топологии ветвления приведено на Рисунке 3. Поддержки для мелких

клад внутри больших кластеров не указаны, так как они не несут большой информационной нагрузки и затрудняют чтение рисунка. На дереве показано, что байкальские батынеллиды формируют самостоятельную кладу внутри подсемейства *Bathynellinae* и кластеризуются в качестве сестринской группы по отношению к кладе, включающей европейских представителей рода *Bathynella* Vejdovsky, 1882 и рода *Altainella* Camacho, 2020 из Алтая и Монголии.

Внутриродовые и межродовые матрицы генетических дистанций для сем. *Bathynellidae*, вычисленные по молекулярно-филогенетическим маркерам представлены в Таблице 4. Межродовые *p*-дистанции, рассчитанные по фрагменту гена COI, варьируют от 16,3% до 23,0%, тогда как по 18S *p*-дистанции существенно ниже, 1,7%–6,7%. Значения внутриродовых дистанций по COI варьируют от 0,1% до 21%, 18S – от 0,1 до 1,9%. Ближайшими родственниками байкальских батынеллид, по

Таблица 4. Матрица *p*-дистанций между разными родами сем. *Bathynellidae*. Генетические дистанции по фрагменту гена 18S приведены в верхней части матрицы, по фрагменту гена COI – в нижней части матрицы. Средние значения *p*-дистанций внутри каждого рода по фрагменту гена COI/18S выделены курсивом и приведены на диагонали. Жирным шрифтом выделены минимальные генетические дистанции.

	1.	2.	3.	4.	5.	6.
1. <i>Baicalobathynella</i>	5,0/0,1	4,4	3,1	5,4	4,6	4,0
2. <i>Galloobathynella</i>	22,2	<i>0,1/1,0</i>	5,7	3,8	1,7	6,2
3. <i>Altainella</i>	20,1	19,7	<i>15*/0,8</i>	6,3	6,0	4,0
4. <i>Hobbsinella</i>	23,0	21,0	20,5	<i>21,0/1,9</i>	4,2	6,6
5. <i>Vejdovskymbathynella</i>	21,2	16,4	18,5	20,7	<i>14,0/1,2</i>	6,7
6. <i>Bathynella</i>	20,8	19,7	16,3	20,9	20,4	<i>13,0/0,6</i>

Примечание: * Генетические дистанции для рода *Altainella* по фрагменту гена COI взяты из Ji et al., 2024, так как в GenBank нуклеотидные последовательности для вида *A. mongoliensis* еще не открыты для свободного доступа.

доступным в GenBank молекулярным данным, являются представители рода *Altainella*, обитающие в горной реке Актру (Алтайский край, Россия) – *Altainella calcarata* (Camacho et al., 2020), а также обнаруженные в интерстициальной области гипореали бассейна реки Онон (Монголия) – *Altainella mongoliensis* (Ji, 2024). Средняя *p*-дистанция между видами родов *Baicalobathynella* и *Altainella* составила 20,3%/3,1% нуклеотидных замен по COI/18S молекулярным маркерам.

Род *Baicalobathynella* начал формироваться в позднем олигоцене–раннем миоцене (в среднем 20,2 Ma), тогда как рассчитанное время дивергенции двух генетических линий *B. cf. magna* приходится на поздний миоцен–ранний плиоцен (в среднем 7,2 Ma) (Рис. 4).

4. Обсуждение

Полученные данные о местах находок батиnellид свидетельствует об их мозаичном распространении в 3-х котловинах озера Байкал. Выяснено, что батиnellиды могут обитать на метановых сипах, грязевых вулканах и гидротермах. Эти районы находятся в зоне активных тектонических разломов различной протяженности и направленности (Seminsky et al., 2022). Некоторые места находок, где не обнаружена «факельная» разгрузка метана, также приурочены к тектоническим разломам – это акватории Академического хребта в местах отсутствия грязевых вулканов (Хлыстов и др., 2000), у мысов Бегул и Ижимей (Бухаров и Фиалков, 1996), и мыса Шартлай (Lunina et al., 2024), бухты Сосновка (включая подводную возвышенность – банку) (Казьмин и др., 1995). Анализ нуклеотидных последовательностей фрагментов генов COI мтДНК и 18S рРНК батиnellид, обитающих в местах тектонических разломов в северной части озера, выявил отсутствие представителей рода *Bathynella*. При этом рачки, отнесенные к *B. cf. magna*, оказались полиморфными по фрагменту гена COI и представлены двумя генетическими линиями: «Шартлай» и «Академический хребет и Сосновка». Следует также отметить, что генетические различия между бесцветными и красными особями линии «Академический хребет и Сосновка» не превышает 3 замен в гене COI, что соответствует внутривидовой изменчивости. Вероятно, мозаичное распространение батиnellид в зонах активных тектонических разломов влияет на формирование их генетической структуры.

Молекулярно-генетические данные свидетельствуют, что две генетические линии исследованных батиnellид принадлежат двум самостоятельным видам с высоким уровнем дифференциации (COI дистанция между ними составляет 9,2%). Какой из этих видов принадлежит к *B. magna*, а какой является новым для науки, ещё предстоит выяснить.

Рассчитанное время дивергенции двух генетических линий (или видов), соответствует позднему миоцену–раннему плиоцену (Рис. 4) и, вероятно,

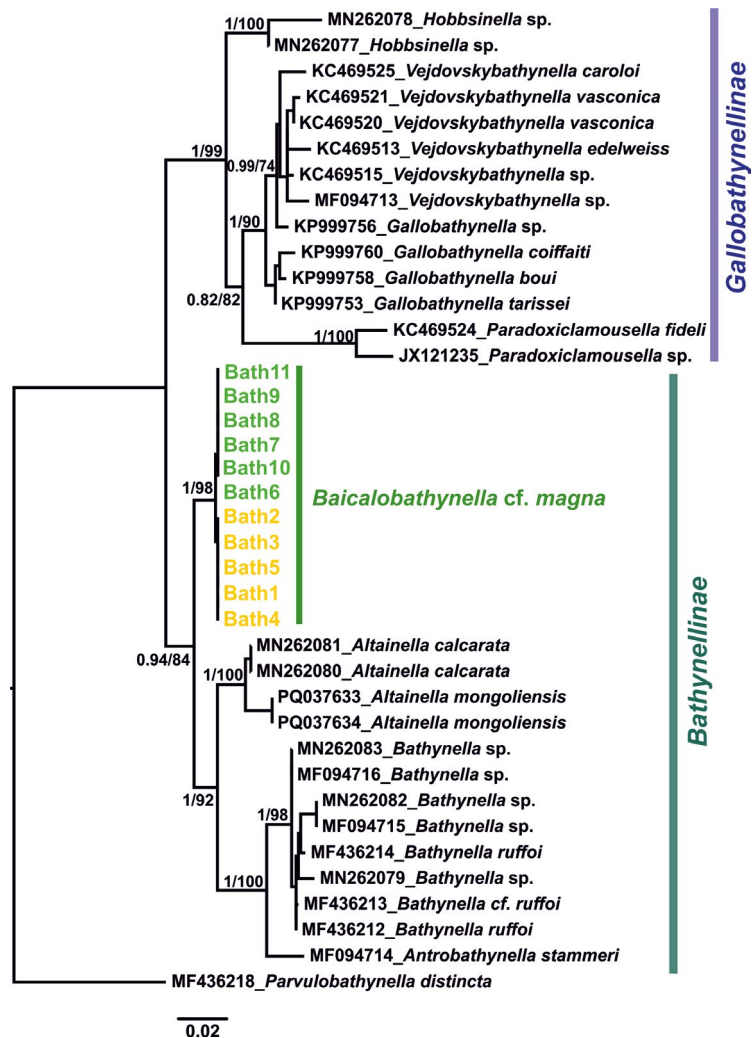


Рис. 3. Филогенетическое дерево, построенное по нуклеотидным последовательностям 18S для сем. Bathynellidae. Ярко-зеленым («Академический хребет и Сосновка») и желтым («Шартлай») выделены последовательности, полученные в ходе данного исследования. Байесовские/бутстреп-поддержки приведены в узлах дерева.

сопряжено с геологическим развитием Байкала, т.е. происходила в период частичной географической разобщенности Северной и Центральной котловин озера и формирования единого глубоководного водоема (не ранее 6–7 млн лет назад) (Кузьмин и др., 2001; Мац и др., 2011). Это предположение основано на том, что представители первой генетической линии обитают в Северной котловине у мыса Шартлай, представители второй генетической линии населяют различные участки Академического хребта, являющегося границей, разделяющей Центральную и Северную котловины.

Представители рода *Altainella* из Алтая и Монголии, судя по имеющимся в Генбанке нуклеотидным последовательностям гена 18S рРНК, являются ближайшими родственниками исследованных байкальских батиnellид. Генетическая дистанция между алтайским и монгольским видами этого рода составила 15% нуклеотидных замен, тогда как между байкальскими генетическими линиями «Шартлай» и «Академический хребет и Сосновка» – 9% замен. Однако отметим, что минимальное гео-

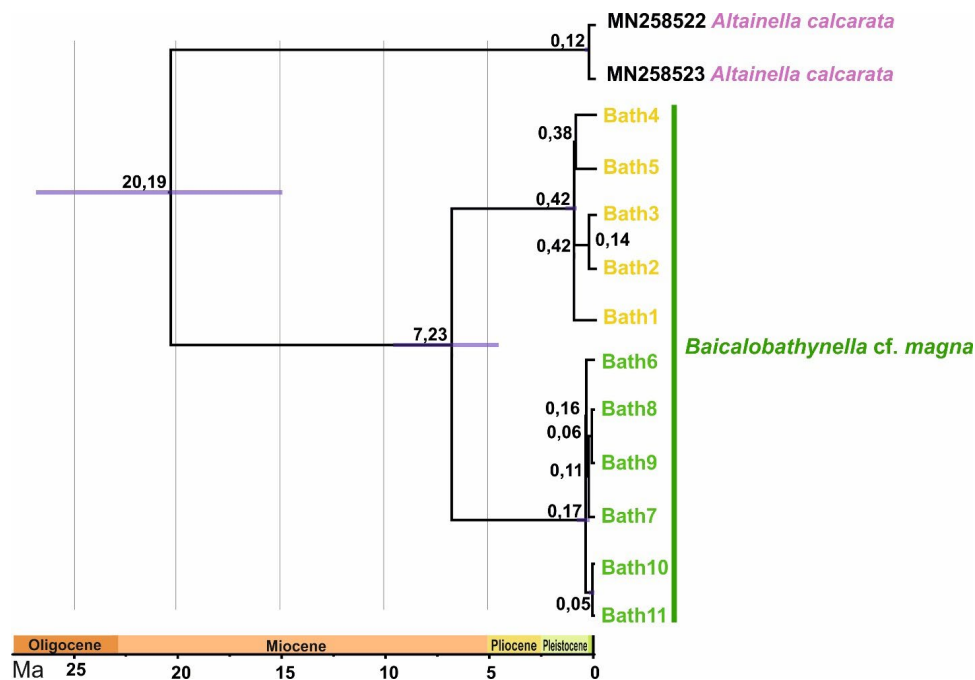


Рис. 4. Времена дивергенции, оцененные с помощью расслабленных молекулярных часов на основе нуклеотидных последовательностей COI для представителей *Baicalobathynella* и *Altainella*. Ярко-зеленым обозначена генетическая линия «Академический хребет и Сосновка», желтым – генетическая линия «Шартлай». В голубых прямоугольниках даны 95% доверительные интервалы времени дивергенции.

графическое расстояние между мысом Шартлай и Академическим хребтом (у Большого Ушканьего острова) составляет всего около 25 км, что почти в 100 раз меньше, чем между ареалами двух близкородственных видов рода *Altainella*.

Время существования общего предка *Altainella* и байкальских батинеллид, свидетельствует о их широком распространении в Южной Сибири и Северной Монголии вплоть до позднего олигоцена–раннего миоцена (Рис. 4). Это геологическое время ознаменовано началом глобальных изменений в Байкальской рифтовой зоне (Логачев, 2003; Мац и др., 2011).

Таким образом, фауна батинеллид Байкала является древней по происхождению, включает больше, чем два описанных в середине прошлого века вида, распространена в трех котловинах озера от интерстициали до максимальных глубин, включая районы с выходами газов и термальных вод. Дальнейшие исследования должны быть направлены на выяснение видового состава батинеллид, обитающих в интерстициали и открытых водах Байкала и его притоков с применением комплексного подхода, основанного как на морфологических, так и на молекулярно-генетических данных.

5. Выводы

Полученные сведения о местах находок батинеллид свидетельствует об их мозаичном распространении в 3-х котловинах озера Байкал. Батинеллиды, собранные в местах тектонических разломов, отнесены к виду *Baicalobathynella* cf. *magna*. Молекулярно-филогенетический анализ показал, что их ближайшим родственником является род *Altainella* Camacho, 2020, представители

которого обитают в интерстициали горной реки Актру Алтая и реки Онон в Монголии. Выявлено существование двух дивергентных линий *B.* cf. *magna*, генетическая дистанция между которыми в среднем составила 9,2% нуклеотидных замен, что соответствует различиям на уровне разных видов. Эволюция генетических линий приходится на период частичной географической разобщенности Северной и Центральной котловин озера Байкал и формирования единого глубоководного водоема (поздний миоцен – ранний плиоцен).

Благодарности

Работа выполнена при поддержке бюджетных проектов 121032300196-8 и 121032300180-7. Авторы выражают благодарность Кучеру К.М. за отбор пробы с помощью НПА «Ровбилдер», к.б.н. Енущенко И.В. за помощь при фотографировании батинеллид. Секвенирование образцов проведено в Приборном центре коллективного пользования физико-химического ультрамикрoанализа ЛИН СО РАН (ЦКП «Ультрамикрoанализ»). Сбор материала проводился с бортов НИС «Г.Ю. Верещагин», «Титов», «Папанин»

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Anisimova M., Gil M., Dufayard J.E. et al. 2011. Survey of branch support methods demonstrates accuracy, power, and robustness of fast likelihood-based approximation schemes. *Systematic Biology* 60: 685–699. DOI: [10.1093/sysbio/syr041](https://doi.org/10.1093/sysbio/syr041)

- Antil S., Abraham J.S., Sripoorna S. et al. 2023. DNA barcoding, an effective tool for species identification: a review. *Molecular Biology Reports* 50(1): 761–775. DOI: [10.1007/s11033-022-08015-7](https://doi.org/10.1007/s11033-022-08015-7)
- Camacho A.I., Dorda B.A., Rey I. 2013. Integrating DNA and morphological taxonomy to describe a new species of the family Bathynellidae (Crustacea, Syncarida) from Spain. *Graellsia* 69(2): 179-200. DOI: [10.3989/graelisia.2013.v69.081](https://doi.org/10.3989/graelisia.2013.v69.081)
- Camacho A.I., Dorda B.A., Chillón B.S. et al. 2017. The collection of Bathynellacea specimens of MNCN (CSIC) Madrid: microscope slices and DNA extract. *ZooKeys* 678: 31-63. DOI: [10.3897/zookeys.678.11543](https://doi.org/10.3897/zookeys.678.11543)
- Camacho A.I., Hutchins B., Schwartz B.F. et al. 2018. Description of a new genus and species of Bathynellidae (Crustacea: Bathynellacea) from Texas based on morphological and molecular characters. *Journal of Natural History* 52(1-2): 29-51. DOI: [10.5852/ejt.2023.891.2273](https://doi.org/10.5852/ejt.2023.891.2273)
- Camacho A.I., Mas-Peinado P., Dorda B.A. et al. 2018. Molecular tools unveil an underestimated diversity in a stygofauna family: a preliminary world phylogeny and an updated morphology of Bathynellidae (Crustacea: Bathynellacea). *Zoological Journal of the Linnean Society* 183(1): 70-96. DOI: [10.1093/zoolinnean/zlx063](https://doi.org/10.1093/zoolinnean/zlx063)
- Camacho A.I., Mas-Peinado P., Iepure S. et al. 2020. Novel sexual dimorphism in a new genus of Bathynellidae from Russia, with a revision of phylogenetic relationships. *Zoologica Scripta* 49(1): 47-63. DOI: [10.1111/zsc.12387](https://doi.org/10.1111/zsc.12387)
- Camacho A.I., Mas-Peinado P., Reddy Y.R. et al. 2021. An integrated approach to re-evaluate the validity of the family Leptobathynellidae (Crustacea: Bathynellacea). *Zoological Journal of the Linnean Society* 192(3): 853-895. DOI: [10.1093/zoolinnean/zlaa121](https://doi.org/10.1093/zoolinnean/zlaa121)
- Doyle J.J., Dickson E. 1987. Preservation of plant samples for DNA restriction endonuclease analysis. *Taxon* 36: 715-722. DOI: [10.2307/1221122](https://doi.org/10.2307/1221122)
- Drewes J., Schminke H.K. 2011. Number of Families within Bathynellacea (Malacostraca) and Year of Publication of their Names, with Redescription of Baicalobathynella Magna (Bazikalova, 1954) from Lake Baikal. *Crustaceana* 84(11): 1377-1401. DOI: [10.1163/001121611X590120](https://doi.org/10.1163/001121611X590120)
- Folmer O., Black M., Hoeh W. et al. 1994. DNA Primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular Marine Biology and Biotechnology* 3: 294-299.
- Hall T. 2011. BioEdit: an important software for molecular biology. *Green Earth Research Foundation Bulletin of Bioscience* 2(1): 60-61.
- Ji S.J. 2024. The first report of Bathynellacea in the subterranean water of Mongolia: A new species of Altainella Camacho, 2020 (Crustacea, Bathynellidae) *Biodiversity Data Journal* 12: e130024. DOI: [10.3897/BDJ.12.e130024](https://doi.org/10.3897/BDJ.12.e130024)
- Kalyaanamoorthy S., Minh B.Q., Wong T.K.F. et al. 2017. ModelFinder: Fast model selection for accurate phylogenetic estimates. *Nature Methods* 14(6): 587-589. DOI: [10.1038/nmeth.4285](https://doi.org/10.1038/nmeth.4285)
- Kabus J., Cunze S., Dombrowski A. et al. 2023. Uncovering the Grinnellian niche space of the cryptic species complex *Gammarus roeselii*. *PeerJ* 11: e15800. DOI: [10.7717/peerj.15800](https://doi.org/10.7717/peerj.15800)
- Knowlton N., Weigt L.A. 1998. New dates and new rates for divergence across the Isthmus of Panama. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 265(1412): 2257-2263.
- Lunina O.V., Denisenko I.A., Ignatenko E.B. et al. 2024. Seismogenic zone of cape Shartlay (Lake Baikal): specific features of structure, displacements and rupture growth. *Geodinamika i tektonofizika [Geodynamics & Tectonophysics]* 15(4): 0776. DOI: [10.5800/GT-2024-15-4-0776](https://doi.org/10.5800/GT-2024-15-4-0776) (In Russian)
- Maniatis T. 1982. *Molecular cloning: A laboratory manual*. New York: Cold Spring Harbor Laboratory.
- Minh B.Q., Nguyen M.A.T., Haeseler A. 2013. Ultrafast Approximation for Phylogenetic Bootstrap. *Molecular Biology and Evolution* 30(5): 1188-1195. DOI: [10.1093/molbev/mst024](https://doi.org/10.1093/molbev/mst024)
- Nguyen L.-T., Schmidt H.A., von Haeseler A. et al. 2015. IQ-TREE: A fast and effective stochastic algorithm for estimating maximum-likelihood phylogenies. *Molecular Biology and Evolution* 32: 268-274. DOI: [10.1093/molbev/msu300](https://doi.org/10.1093/molbev/msu300)
- Palumbi S.R. 1996. Nucleic acids II: the polymerase chain reaction. In: Hillis D.M., Moritz C. and Mable B.K. (eds). *Molecular Systematics*, Sinauer Associates Inc. Sunderland Massachusetts, pp. 205-247.
- Rambaut A., Drummond A.J., Xie D. et al. 2018. Posterior summarisation in Bayesian phylogenetics using Tracer 1.7. *Systematic Biology* 67(5): 901-904. DOI: [10.1093/sysbio/syy032](https://doi.org/10.1093/sysbio/syy032)
- Seminsky K.Zh., Cheremnykh A.S., Khlystov O.M. et al. 2022. Fault Zones and Stress Fields in the Sedimentary Fill of Lake Baikal: Tectonophysical Approach for Seismic and hydroacoustic data interpretation. *Russ. Geol. Geophys* 63(7): 840-855.
- Suchard M.A., Lemey P., Baele G. et al. 2018. Bayesian phylogenetic and phylodynamic data integration using BEAST 1.10. *Virus Evolution* 4(1): 1-5. DOI: [10.1093/ve/vey016](https://doi.org/10.1093/ve/vey016)
- Tamura K., Stecher G., Kumar S. 2021. MEGA11: molecular evolutionary genetics analysis version 11. *Molecular Biology and Evolution* 38(7): 3022-3027. DOI: [10.1093/molbev/msab120](https://doi.org/10.1093/molbev/msab120)
- Tang C.Q., Leasi F., Obertegger U. et al. 2012. The widely used small subunit 18S rDNA molecule greatly underestimates true diversity in biodiversity surveys of the meiofauna. *The Proceedings of the National Academy of Sciences* 09(40): 16208-16212. DOI: [10.1073/pnas.1209160109](https://doi.org/10.1073/pnas.1209160109)
- Wares J.P., Cunningham C.W. 2001. Phylogeography and historical ecology of the North Atlantic intertidal. *Evolution* 55(12): 2455-2469.
- Базикалова А.Я. 1949. Находка из оз. Байкал интересного ракообразного. *Природа* 7: 63–64.
- Базикалова А.Я. 1954. Новые виды рода *Bathynella* из озера Байкал. *Труды Байкальской лимнологической станции* 14: 355–368.
- Бирштейн Я.А., Левушкин С.И. 1967. Отряд Bathynellacea (Crustacea, Malacostraca) в СССР. I. Семейство Bathynellidae. *Бюллетень Московского общества испытателей природы. Отдел биологический* 72: 51–66.
- Бухаров А.А., Фиалков В.А. 1996. Геологическое строение дна Байкала, взгляд из «Пайсиса». Новосибирск: Наука, Сибирская издательская фирма РАН.
- Вейнберг И.В., Камалтынов Р.М. 1998. Сообщества макрозообентоса каменистого пляжа озера Байкал. *Зоологический журнал* 77(2): 158–165.
- Казьмин В.Г., Гольмшток А.Я., Клитгорд К. и др. 1995. Строение и развитие Академического хребта по данным сейсмических и подводных исследований. *Геология и геофизика* 36(10): 164–176.
- Кузьмин М.И., Карабанов Е.Б., Каваи Т. и др. 2001. Глубоководное бурение на Байкале – основные результаты. *Геология и геофизика* 42: 8–34.
- Логачев Н.А. 2003. История и геодинамика Байкальского рифта. *Геология и геофизика* 44(5): 391–406.
- Мац В.Д., Щербаков Д.Ю., Ефимова И.М. 2011. Позднемеловая-кайнозойская история байкальской впадины и формирование уникального биоразнообразия Байкала. *Стратиграфия. Геологическая корреляция* 19: 40–61.

Тахтеев В.В., Окунева Г.Л., Книжин И.Б. 2000. О распространении батынеллид (Crustacea: Bathynellacea) в Байкальском регионе. Исследования экосистем Восточной Сибири. Труды Биолого-почвенного факультета ИГУ 3: 101–103.

Тахтеев В.В., Снимщикова Л.Н., Окунева Г.Л. и др. 1993. Характеристика донного населения глубинной зоны Байкала. *Экология* 6: 60–68.

Тимошкин О.А., Сутурин А.Н., Бондаренко Н.А. и др. 2011. Биология прибрежной зоны озера Байкал Сообщение 1. Заплевковая зона: первые результаты междисциплинарных исследований, важность для мониторинга экосистемы. *Известия ИГУ. Серия «Биология. Экология»* 4(4): 75–110.

Турбанов И.С. 2016. Отряд Bathynellacea Chappuis, 1915 (Crustacea: Malacostraca) фауны России и сопредельных государств: степень изученности и перспективы исследования. Материалы Всероссийской молодежной гидробиологической конференции «Перспективы и проблемы современной гидробиологии», С. 147–149.

Хлыстов О.М., Мац В.Д., Воробьева С.С. и др. 2000. Строение и развитие подводного Академического хребта. *Геология и геофизика* 41(6): 819–824.

Current assessment of nitrogen and phosphorus content in the river water and snow cover of the Southern Baikal basin

Onishchuk N.A.¹, Tomberg I.V.¹, Netsvetaeva O.G.¹

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

ABSTRACT. The paper presents the results of long-term studies of chemical composition of water of tributaries and snow cover of the south-eastern and south-western coasts of Lake Baikal. The content of different forms of nitrogen and phosphorus in river water and snow cover was analyzed. A quantitative assessment of total nitrogen and phosphorus input from the atmosphere to the Southern Baikal catchment area for 2019-2023 is given. The south-western coast of the lake experiences a great load in terms of the content of various forms of nitrogen and phosphorus in the snow cover and water of tributaries. Nitrogen in the snow cover and tributaries of Southern Baikal is represented mainly by its mineral form. The rivers of the south-eastern coast, which are exclusively atmosphere-fed, are generally not subjected to anthropogenic impact. In contrast, the minor watercourses of the south-western coast of the lake (Listvyanka settlement) are significantly influenced by economic activities. The organic form of phosphorus predominates in the snow cover of Southern Baikal and in river waters of the south-eastern coast. In the water of tributaries of the south-west coast phosphorus is found in its mineral form. A comparison of current data with the results of previous years was carried out.

Keywords: tributaries of Southern Baikal, snow cover, phosphorus, nitrogen, Listvyanka settlement

For citation: Onishchuk N.A., Tomberg I.V., Netsvetaeva O.G. Current assessment of nitrogen and phosphorus content in the river water and snow cover of the Southern Baikal basin // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - P. 1337-1356. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1337

1. Introduction

The most detailed hydrochemical studies of the Southern Baikal tributaries were carried out in the 1950s, in the pre-industrial period. Votintsev et al. (1965) characterized the ionic and gas composition and concentrations of biogenic elements. The results of these studies reflect the natural background in the region and can be used for comparison with current data. Recent studies indicated an increase in the input of phosphorus and nitrogen compounds into the littoral water of Lake Baikal, which can be attributed to an increased anthropogenic load on the nearshore areas of the lake. The work showed that high concentrations of nitrate, ammonium, and phosphate were recorded in urbanized areas of the lake and in the water of rivers flowing through settlements and cities (Malnik et al., 2022; Onishchuk et al., 2022). The input of biogenic elements resulted in a significant increase in the productivity of the biocenoses of the Baikal littoral waters. This led to the proliferation of macroalgae species that are not typically found in the lake, a shift in the dom-

inant species at the lake bottom, and a disruption in the natural distribution of species within the ecosystem (Kravtsova et al., 2014; Timoshkin et al., 2016).

The settlement of Listvyanka, a well-known tourist destination with a well-developed infrastructure that includes numerous hotels, cafes, and a large number of motor and river transports, is one of the most important sources of nitrogen and phosphorus inputs on the south-western coast of Lake Baikal. The study of watercourses (Krestovka River, Bol. and M. Cheremshanka and Kamenushka streams) flowing through the settlement is being conducted in response to the increasing anthropogenic load and the threat of eutrophication of Listvennichny Bay. According to Zagorulko et al. (2014), Vorobyeva et al. (2017), and Kostyukova (2022), the water composition of the Krestovka River has changed significantly over the last 50 years towards a decrease in water quality. Comprehensive research has demonstrated that human activity affects not only groundwater and surface water but also soils, vegetation, and atmospheric precipitation (Monitoring..., 2010; Vorobyova et al., 2016; Suturin et al., 2016; Chebunina

*Corresponding author.

E-mail address: onischuk@lin.irk.ru (N.A. Onishchuk)

Received: September 27, 2024; **Accepted:** October 28, 2024;
Available online: October 31, 2024

© Author(s) 2024. This work is distributed under the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International License.



et al., 2018; Yanchuk et al., 2021). In Listvyanka settlement, sustainable pollution of groundwater by nitrate ions, less frequently by ammonium ions, has been noted (Naprasnikova et al., 2007; Alekseev et al., 2016; Alekseev et al., 2018; Alekseeva et al., 2023; Alekseeva and Alekseev, 2023).

River waters on the south-eastern coast of Lake Baikal are subjected to nitrogen acidification under the influence of atmospheric precipitation. The main sources of atmospheric pollution in this area are the railway and motorway, as well as the transfer of pollutants from the Irkutsk-Angarsk industrial complex (Sorokovikova et al., 2015; Sorokovikova et al., 2020; Sorokovikova et al., 2021). Currently, most of the nitrogen compounds entering terrestrial systems with precipitation are of anthropogenic origin and are associated with nitrogen emissions from industrial enterprises and motor transport. Throughout Russia, emissions of these gases from stationary sources increased by 11% for the period 2018-2022 and in Irkutsk region by 3% (State Review..., 2023; State Report..., 2023).

As it is known, snow cover is a convenient indicator of atmospheric air pollution. The sensitivity of snow cover to changes in the level of anthropogenic load in the region enables us to assess the impact of atmospheric fallout, including nitrogen and phosphorus, on the chemical composition of surface waters.

The aim of this work is to assess the current input of nitrogen and phosphorus compounds from the atmosphere, to study the seasonal and interannual dynamics of these components in the water of the Southern Baikal tributaries.

2. Materials and methods

The content of nitrogen and phosphorus compounds in the water of 2 groups of the Southern Baikal tributaries was studied. The first group includes rivers originating on the northern slope of the Khamar-Daban ridge, which are the most representative of the changes in chemical composition of river water caused by pollutants from the atmosphere (Sorokovikova et al., 2020). These tributaries are fed only by precipitation. The river basins are highly humidified due to their favorable position in relation to the direction of the prevailing moisture transport. The largest amount of precipitation for the Southern Baikal region falls here, up to 1060-1720 mm, and snow cover thickness can reach 2 m (Obolkin, 1989).

The second group of rivers flows through the settlement of Listvyanka, which is situated on the western coast of Southern Baikal on the right bank of the Angara River source. The streets of the settlement stretch along the creek valley, where small watercourses flow, the most abundant of which is the Krestovka River.

Samples were collected from the tributaries of Southern Baikal, which flow from the north-western slope of the Khamar-Daban Range, at the river mouths in different hydrological seasons (March, May, July, and September) 2019-2023. Taking into account high pollution of littoral territories of the western coast of Southern Baikal, observations were carried out monthly

at watercourses in Listvyanka settlement in two stations: above the settlement (background station) and in the estuary part. Snow cover samples were taken in February (maximum moisture content in the snow cover) to quantify nitrogen and phosphorus inputs from the atmosphere. The content of nitrogen and phosphorus in snow water was determined and their accumulation in the basins of the studied rivers was calculated. The scheme of sampling of snow cover and tributaries of Southern Baikal is presented in Figure 1.

The mineral forms of nitrogen - N_{min} (nitrates, nitrites, ammonium ions) and phosphorus (phosphates) P_{min} and their total content (N_{tot} , P_{tot}) were determined in river water. From the difference of total and mineral forms, the organic part (N_{org} , P_{org}) was calculated. The concentrations of mineral forms in river water were determined using a spectrophotometer (PE-5400VI, Russia). The analysis of nitrite was conducted with Griess reagent, nitrate with sodium salicylic acid, ammonium nitrogen by the indophenol method, and phosphate by the Deniger-Atkins method with tin chloride as a reducing agent. In snow melts, nitrite and phosphate were determined in the same way as in river water, ammonium nitrogen was measured spectrophotometrically with Nessler's reagent, and nitrate was measured by ion chromatography. The total phosphorus and nitrogen contents of the samples were determined on a spectrophotometer following persulfate oxidation to phosphate and nitrate, respectively (Wetzel and Likens, 2000; Khodzher et al., 2016; Analytical..., 2017).

3. Results and discussion

3.1. Content of nitrogen and phosphorus compounds in snow cover of the studied areas

As illustrated, the mean annual concentration of N_{tot} in the snow cover of the south-eastern coast of the lake was 0.66 mg/L, with variations from 0.45 to 1.13 mg/L. The highest mean value was observed in the

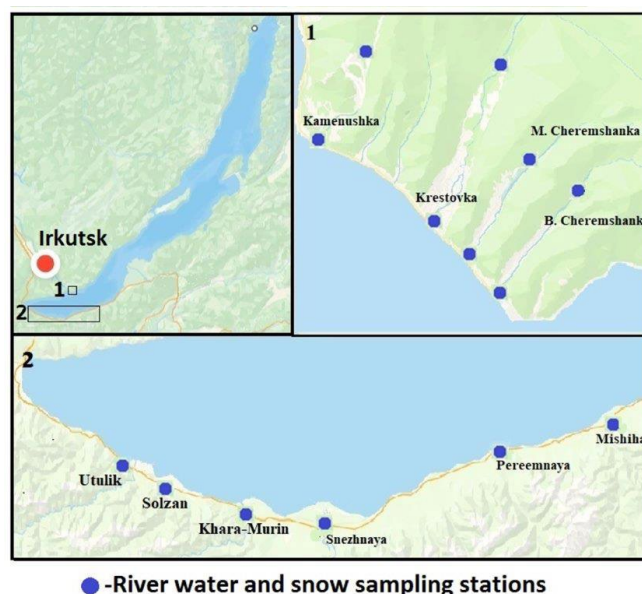


Fig.1. Sampling scheme.

Pereemnaya River basin (0.78 ± 0.21 mg/L), which is subjected to additional anthropogenic impact due to the transfer of gas components and impurities (nitrogen oxides) from industrial sources located in the Irkutsk agglomeration (Irkutsk, Angarsk, Shelekhov). Snow cover in the Khara-Murin River basin is characterized by the lowest content of N_{tot} (average 0.56 ± 0.09 mg/L). The most “clean” snow cover in terms of the content of N_{tot} was recorded in this area in 2020 (0.55 mg/L), while the most “polluted” was recorded in 2019 (0.74 mg/L). Table 1 shows that the majority of the nitrogen in the snow cover is in its mineral form (on average, 73%). The highest concentration of this form of nitrogen in the snow cover was found at the mouth of the Mishiha River.

The mean long-term P_{tot} content in the snow cover of this area was found to vary significantly, from 9 to 109 $\mu\text{g/L}$ (Table 1), with a mean value of 27 ± 12 $\mu\text{g/L}$. The Pereemnaya River basin had the highest average content at 44 $\mu\text{g/L}$, while the Khara-Murin River area had the lowest at 2.6 times less. The highest concentrations of P_{tot} , as well as N_{tot} , on the south-eastern coast were recorded in 2019. Table 1 indicates that the organic form of phosphorus predominates in the snow cover of this territory. Its content is on average 76%. The maximum content of P_{tot} was recorded in the Snezhnaya River basin. The share of mineral P in the snow cover of the area did not exceed 30%, its maximum content was recorded in the Utulik River basin.

The mean long-term concentration of N_{tot} in the snow cover of the south-western coast of Lake Baikal was 1.1 mg/L, with fluctuations from 0.6 to 2.0 mg/L. The highest average value was observed at the mouth of the Bol. Cheremshanka River, with concentration of 1.53 ± 0.46 mg/L. The atmospheric air in the area of Listvyanka settlement is subjected to a considerable anthropogenic load during the cold period. This is due to the functioning of the local boiler facility burning fuel oil residue, stove heating and a high volume of traffic on the automobile road along the settlement and on the lake ice in this tourist area. Besides, it has been established that under certain meteorological conditions, polluted air masses with north-westward air transfer enter this region from the nearest industrial towns of the Baikal region (Obolkin et al., 2021; Shikhovtsev et al., 2022). The lowest N_{tot} content was recorded in the snow cover in the upper reaches of the

Bol. Cheremshanka River, 2 times lower than at the mouth. The same trend can be observed for the snow cover sampled in the upper and lower reaches of the other rivers studied in the settlement. The lowest concentrations of N_{tot} in Listvyanka were observed in 2021. Compared to the south-eastern coast, the N_{tot} content on the south-western coast of Lake Baikal is 1.6 times higher, which is related to the greater anthropogenic load on the air environment in the settlement.

Table 2 demonstrates that nitrogen in the snow cover of Listvyanka settlement, as well as on the south-eastern coast, is represented predominantly by its mineral form. The highest content of this form of nitrogen was recorded at the mouth of M. Cheremshanka stream. The maximum content of N_{org} was determined in the snow cover at the mouth of the Krestovka River. On both coasts, nitrate nitrogen is the predominant form of nitrogen in the mineral form. Its content varies between 71-98%. The share of N_{min} in the total nitrogen content in the snow cover of the western coast is analogous to that of the eastern coast (74%).

The mean long-term concentration of P_{tot} in the snow cover of the south-western coast is 61 ± 32 $\mu\text{g/L}$, which is 2.3 times more than on the south-eastern coast. This value fluctuates considerably, ranging from 10 to 610 $\mu\text{g/L}$. The maximum content was registered in the lower reaches of the Kamenushka River. The highest average value was noted in 2022, 2 times higher than the mean long-term value. The lowest content of P_{tot} (26 $\mu\text{g/L}$) was found in the snow cover of the upper reaches of the M. and Bol. Cheremshanka streams above the settlement in the forest zone. We should note that in the upper reaches of the studied watercourses, above the settlement, the content of P_{tot} in the snow cover is two to four times lower than in the lower reaches of the rivers, on the territory of the settlement itself.

The calculation of the ratios of different forms of phosphorus in the snow cover in the upper reaches of the rivers on the south-western coast of Lake Baikal revealed that P_{org} was the dominant form (Table 2), as well as on the south-eastern coast. The average P_{org} content represented 78% of the total phosphorus content, which was in line with the figure observed on the south-eastern coast (76%). The highest recorded value was observed at the mouth of the Bol. Cheremshanka stream. The highest contribution of P_{min} was recorded in the snow cover at the mouth of the Krestovka River.

Table 1. Content of different forms of phosphorus and nitrogen in snow cover in the basin of tributaries of the south-eastern coast of Lake Baikal, 2019-2023.

Rivers	Range of concentrations	% from P_{tot}		Range of concentrations	% from N_{tot}	
	P_{tot} , $\mu\text{g/L}$	P_{min}	P_{org}	N_{tot} , mg/L	N_{min}	N_{org}
Utulik	9-88	29	71	0.58-0.83	72	28
Solzan	12-88	18	82	0.54-0.78	74	26
Khara-Murin	9-31	23	77	0.45-0.64	72	28
Snezhnaya	10-46	14	86	0.49-0.70	69	31
Pereemnaya	14-109	20	80	0.58-1.13	73	27
Mishiha	10-60	26	74	0.61-0.78	78	22

Table 2. Content of different forms of phosphorus and nitrogen in snow cover in the basin of tributaries of the south-western coast of Lake Baikal, 2019-2023.

Watercourses	Range of concentrations	% from P_{tot}		Range of concentrations	% from N_{tot}	
	P_{tot} , $\mu\text{g/L}$	P_{min}	P_{org}	N_{tot} , mg/L	N_{min}	N_{org}
Bol. Cheremshanka, estuary	40-127	6	94	0.78-2.00	80	20
Bol. Cheremshanka, beyond the settlement	22-29	25	75	0.60-0.86	72	28
M. Cheremshanka, estuary	10-75	13	87	0.76-1.87	88	18
M. Cheremshanka, beyond the settlement	22-30	20	80	0.67-0.81	69	31
Krestovka, estuary	23-127	37	63	0.73-1.51	65	35
Krestovka, beyond the settlement	17-59	23	77	0.69-0.79	76	24
Kamenushka, estuary	60-610	32	68	0.89-1.65	67	33
Kamenushka, beyond the settlement	34-70	23	77	0.76-1.91	77	23

Based on long-term data, the accumulation of P_{tot} and N_{tot} in the snow cover of the studied areas was calculated. Figure 2 illustrates that the accumulation of total nitrogen varies in the range of 28-103 mg/m^2 . The accumulation of this compound is, on average, 1.5 times higher on the south-eastern coast due to a greater moisture content (2-3 times), with a maximum at the estuary of the Snezhnaya River. In Listvyanka, the basin of the Kamenushka River exhibits the highest accumulation of N_{tot} . The accumulation of P_{tot} in snow cover was found to vary from 1.1 to 8.3 mg/m^2 . The lowest accumulation was recorded at the estuary of the Mishiha River, while the highest was found in the lower reaches of the Kamenushka River. A comparison of the average values of phosphorus accumulation in two areas of Southern Baikal revealed a higher accumulation (1.9 times) on the south-western coast, which can be attributed to higher concentrations in the lower reaches of the Kamenushka River. With the exception of this area, the accumulation of this compound in the snow cover on the two coasts is at the same level and does not exceed 3 mg/m^2 .

According to the data of snow measurement surveys and monitoring of atmospheric precipitation at Listvyanka station in 2019-2023 and at Tankhoy station (south-eastern coast of the lake) in 2023, the annual fallout of total nitrogen and phosphorus from the atmosphere to the underlying surface was calculated and their input to the water area of Southern Baikal was estimated (Table 3). The values of fallout of P_{tot} do not differ much on the studied coasts of Southern Baikal, as can be seen. Precipitation of N_{tot} on the eastern coast is 34 % higher due to a greater (2 times) amount of precipitation.

We made certain assumptions to enable comparison of our data with those obtained previously (in 1986-1987) for the entire lake. The analysis of data from long-term monitoring of atmospheric precipitation at Listvyanka station showed that the concentrations of N_{tot} in snow and rainfall fallout do not differ much. The content of P_{tot} in warm periods is, as a rule, two times higher. Therefore, due to the lack of data on the content of the studied compounds in the rainfall in Middle and Northern Baikal, their average concentra-

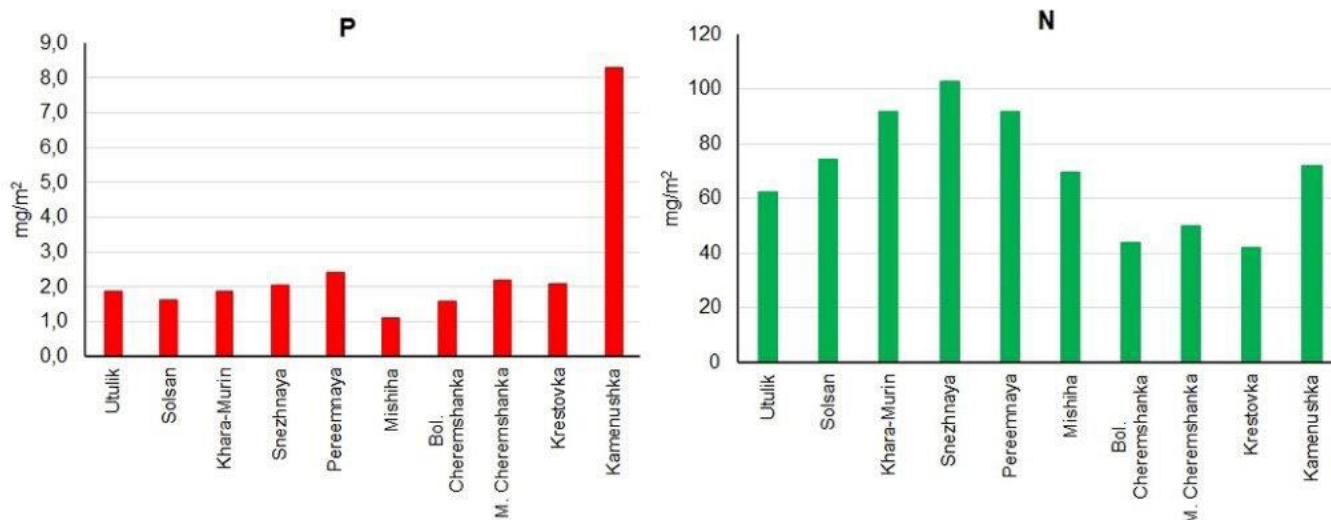
**Fig.2.** Accumulation of total phosphorus and total nitrogen in the snow cover of the south-eastern and south-western coasts of Lake Baikal, mg/m^2 (2019-2023).

Table 3. Atmospheric inputs of total phosphorus and nitrogen to the Lake Baikal water area (in the numerator, range of fluctuations, in the denominator, average values), 2019-2023.

Study area	Annual fallout, t/km ² per year		Southern basin (7,432 km ²), ths. t/year		Water area of Lake Baikal (31,722 km ²), ths. t/year	
	P _{tot}	N _{tot}	P _{tot}	N _{tot}	P _{tot}	N _{tot}
South- western coast	0.027	0.50	0.20	3.7	-	-
South- eastern coast	0.030	0.67	0.22	5.0	-	-
Whole lake (2019-2023)	<u>0.008-0.057</u> 0.017	<u>0.16-1.1</u> 0.33	-	-	<u>0.3-1.8</u> 0.6	<u>5.0-34.9</u> 10.6
Whole lake (1986-1987) *	-	-	-	-	<u>0.6-0.8</u> 0.7	<u>5.9-8.3</u> 7.1

Note: * - Atlas of Lake Baikal, 1993.

tions in the snow cover sampled in different locations of the lake's coast and water area were taken to calculate annual nitrogen fallout. The mean annual content of P_{tot} in moist fallout was found taking into account its large values in warm periods. The concentrations determined in this way were multiplied by the annual amount of precipitation in different regions of the lake, 1320 mm for Khamar-Daban station (Southern Baikal) and 190 mm for Uzur station (Olkhon Island, Middle Baikal). The precipitation amount was taken from the work by Obolkin and Khodzher (1990). Table 3 presents the minimum and maximum values of inputs to the lake water area. Due to a significant difference in precipitation amount at the selected stations (7 times), the range of fluctuations is rather wide. The mean values, which seem to be more reliable, are calculated from the average for Lake Baikal precipitation (400 mm) (Obolkin, 1989).

Our findings show that over the past 35 years, the input of N_{tot} from the atmosphere to the Baikal water area has increased by an average of 1.5 times, while the P_{tot} input has not changed (Table 3). It is important to note that these are the first estimates of the input of selected compounds to the water area of the whole lake. Therefore, they are preliminary and require further, more detailed studies of the content of organic forms of phosphorus and nitrogen in atmospheric fallout in Middle and Northern Baikal area. The observed increase in fallout of N_{tot} from the atmosphere compared to the 1980s is probably caused by an increase in nitrogen oxide emissions from stationary sources and in the number of motor vehicles, as they now occupy the leading place in environmental pollution.

3.2. Content of nitrogen and phosphorus compounds in the water of tributaries of the south-eastern coast of Lake Baikal

Analysis of long-term data showed that the content of P_{tot} in the water of tributaries of the south-eastern coast of Lake Baikal is mainly low, at 1-12 µg/L. Higher concentrations were registered only in the water of the Snezhnaya River in summer (up to 23 µg/L) (Fig. 3). This river is the largest and most abundant watercourse in the area, with a length of more than 170 km. An increase in the concentrations of P_{tot} in summer in the water of this river and in other rivers (Utulik, Mishiha) is probably linked to the increase in the content of

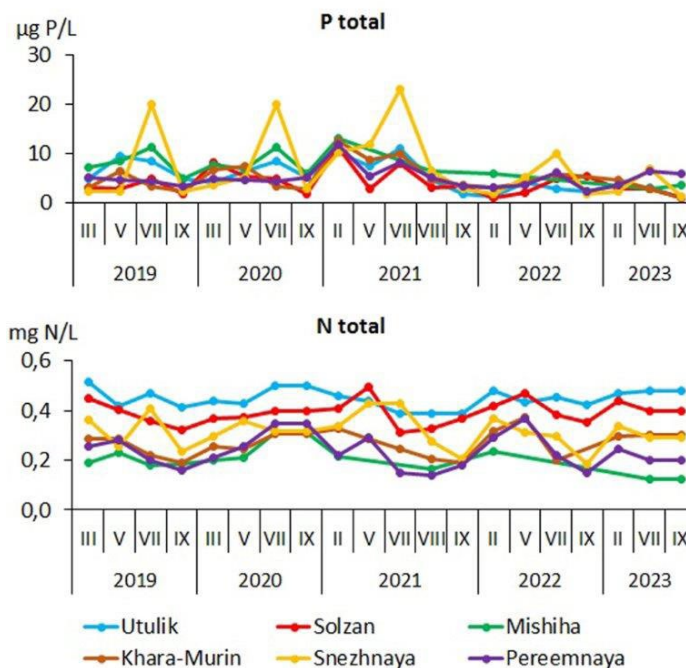


Fig. 3. Seasonal and interannual dynamics of the content of total phosphorus and total nitrogen in the water of tributaries of the south-eastern coast of Lake Baikal, 2019–2023.

organic matter as a result of summer phytoplankton vegetation. No seasonal dynamics could be detected in other tributaries of this area. A decrease in the concentration of P_{tot} in 2022-2023 is probably related to the high water content of rivers in these years.

As is the case with snow cover, the organic form of phosphorus dominates in tributary water, accounting for 58-97% of the total phosphorus content (average 73%); therefore, the mean annual values of P_{org} and the dynamics of concentrations basically coincide with those of P_{tot}. The mineral form of P in rivers has a very low content, with an average annual value of 1 µg/L. Maximum concentrations of P_{min} were recorded in winter and spring reaching up to 5 µg/L, while in summer, due to bioaccumulation by algae, they decreased to trace values (Table 4).

The content of N_{tot} in the water of tributaries varied from 0.12 to 0.51 mg/L. The highest concentrations were recorded in the Utulik and Solzan rivers, with mean annual values of 0.45 and 0.39 mg/L, respectively. The lowest recorded concentration, with mean annual values of 0.21 and 0.24 mg/L, was observed in the Pereemnaya and rivers (Fig. 3).

Table 4. Seasonal dynamics of the content of different forms of phosphorus in the water of tributaries of the south-eastern coast of Lake Baikal, 2019-2023.

Rivers	Winter			Spring			Summer			Autumn		
	P _{tot}	P _{min}	P _{org}	P _{tot}	P _{min}	P _{org}	P _{tot}	P _{min}	P _{org}	P _{tot}	P _{min}	P _{org}
	µg /L	% from P _{tot}		µg /L	% from P _{tot}		µg /L	% from P _{tot}		µg /L	% from P _{tot}	
Utulik	1-10	18	82	4-9	3	97	3-11	22	78	1-5	31	69
Solzan	1-11	11	89	2-6	42	58	3-8	37	63	1-5	23	77
Khara-Murin	3-13	25	75	4-9	16	84	3-10	19	81	1-4	20	80
Snezhnaya	2-10	30	70	2-12	9	91	6-23	9	91	1-3	26	74
Pereemnaya	3-12	21	79	3-5	25	75	3-9	30	70	2-6	28	72
Mishiha	6-13	42	58	3-9	20	80	3-11	35	65	4-6	13	87
Selenga*	<u>36-52</u> 41			<u>26-198</u> 84			<u>52-112</u> 79			<u>21-43</u> 31		

Note: *Sorokovikova et al. (2018), in the numerator is the range of concentrations, in the denominator is the mean concentration.

In contrast to phosphorus, which was predominantly in its organic form for the majority of the year, the mineral component (on average, 70% of N_{tot}) was the dominant in the composition of nitrogen. Concentrations of N_{min} during the study period varied from 0.07 to 0.47 mg/L. In winter, the share of N_{min} reached 79-92 % of the total content. In summer, plankton development and input of organic matter from the basin caused some decrease in concentrations of N_{min} and increase in N_{org}/L to 0.29 mg/L); however, mineral nitrogen prevailed in the water of most rivers even in this period (Table 5).

The contribution of nitrates (90–100% of the content of N_{min}) is the primary cause of the high relative content of N_{min} in the water of rivers that flow from the Khamar-Daban ridge. Nitrate nitrogen concentrations in the water of rivers during the study period varied from 0.08 to 0.47 mg/L. The highest values of this component were observed in winter and during the flood period, while the lowest values were recorded in summer. Content of ammonia nitrogen in tributary water was usually below 0.01 mg/L, and only during high water or high summer floods concentrations increased up to 0.04 mg/L (about 10% of N_{min}). Nitrite nitrogen in the river water was either absent or recorded in trace amounts (below 1 µg/L).

Compared to the data of the 1950s (Votintsev et al., 1965), nitrate nitrogen concentrations in the waters

of tributaries of the south-eastern coast have increased by 40-60 % in the present period. The content of phosphate phosphorus remained almost unchanged.

3.3. Content of nitrogen and phosphorus compounds in the water of tributaries of the south-western coast of Lake Baikal

In Bol. and Mal. Cheremshanka, streams show higher concentrations of P_{tot} in the estuaries than in the upper reaches between 2019 and 2023 (Fig. 4). The Krestovka River and Kamenushka Stream statistics, however, show a different trend. Certain years (2020 and 2023 for the Krestovka River, 2021 and 2023 for Kamenushka Stream) have a higher content of P_{tot} in the upper reaches.

The results of our study indicate that the concentration of P_{tot} in the estuary of the Krestovka River ranged from 3 to 190 µg/L, with an average value of 19 µg/L; above the settlement, the concentration ranged from 3 to 74 µg/L, with an average value of 18 µg/L (Table 6). Based on the available literature, the concentration of this component in the Krestovka water between 2008 and 2011 was within the range of 10 to 360 µg/L. From January to August 2012, the average total phosphorus content was 37 µg/L, with a maximum of 90 µg/L (Zagorulko et al., 2014).

Table 5. Seasonal dynamics of the content of different forms of nitrogen in the water of tributaries of the south-eastern coast of Lake Baikal, 2019-2023.

Rivers	Winter			Spring			Summer			Autumn		
	N _{tot} mg/L	N _{min}	N _{org}	N _{tot} mg/L	N _{min}	N _{org}	N _{tot} mg/L	N _{min}	N _{org}	N _{tot} mg/L	N _{min}	N _{org}
	% from N _{tot}		% from N _{tot}		% from N _{tot}		% from N _{tot}		% from N _{tot}		% from N _{tot}	
Utulik	0.44-0.51	91	9	0.42-0.44	53	47	0.39-0.50	71	29	0.39-0.50	82	18
Solzan	0.37-0.45	92	8	0.37-0.50	80	20	0.31-0.40	60	40	0.31-0.37	67	33
Khara-Murin	0.26-0.53	79	21	0.25-0.37	56	44	0.20-0.31	57	43	0.19-0.24	78	22
Snezhnaya	0.29-0.37	88	12	0.26-0.43	57	43	0.27-0.43	48	52	0.19-0.23	81	19
Pereemnaya	0.20-0.31	87	13	0.24-0.37	73	27	0.14-0.47	52	48	0.15-0.39	56	44
Mishiha	0.19-0.22	84	16	0.23-0.25	52	48	0.12-0.31	40	60	0.18-0.34	47	53

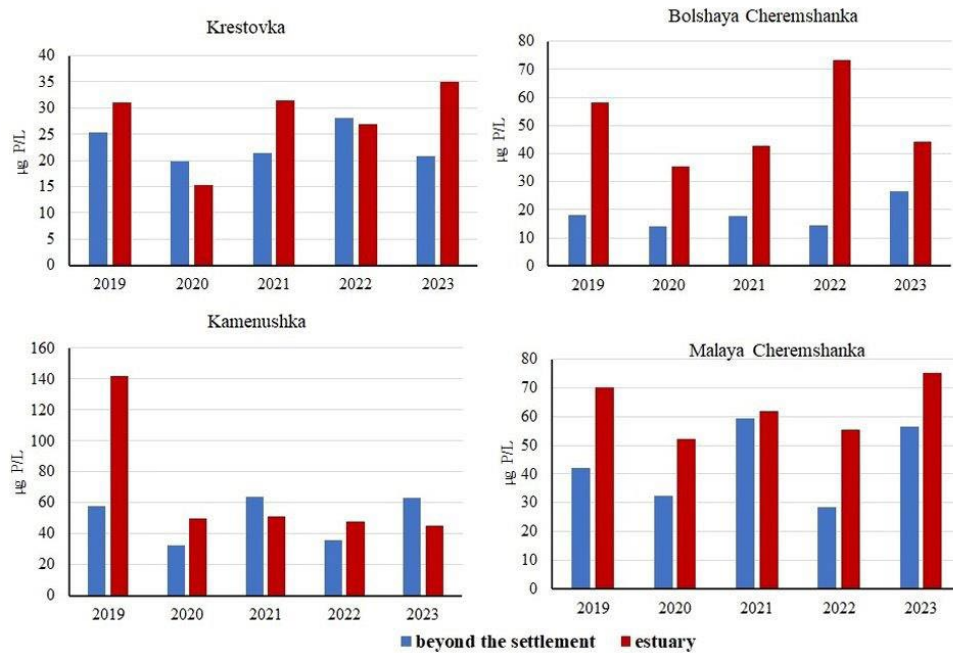


Fig.4. Interannual dynamics of total phosphorus content in the water of tributaries of the south-western coast of Lake Baikal, 2019-2023.

Our data indicate a direct correlation between the interannual dynamics of phosphorus (P_{tot}) content in tributaries of the south-western coast of Lake Baikal and tourist traffic. In 2020, there was a significant decrease in total phosphorus in the water of all watercourses of Listvyanka settlement, which was most likely related to restrictive measures on visiting tourist locations because of the COVID-19 incidence. The decrease in the concentration of P_{tot} in all watercourses in this period compared to 2019 was 2-fold (Fig. 4). According to the data (State Report..., 2023), the number of tourists visiting Irkutsk region decreased from 1728 thousand in 2019 to just 938 thousand in 2020. In 2021, after the removal of restrictive measures, the annual

average concentration of total phosphorus in watercourses increased coupled with the growth of tourist flow (1241 thousand) in Listvyanka settlement.

The concentration of P_{tot} in the water of the tributaries on the south-western coast is 3-17 times higher than on the south-eastern coast of the lake. The content of this component in the water of the Selenga River (the main tributary of the lake) in the period 2010-2016 was as follows: 31 $\mu\text{g/L}$ in autumn, 84 $\mu\text{g/L}$ in spring, with a mean annual value of 59 $\mu\text{g/L}$ (Table 4). These concentrations are comparable to those in the streams of Listvyanka settlement (Table 6). The average annual concentration in the Krestovka River was three times higher.

Table 6. Content of different forms of phosphorus and nitrogen in the water of tributaries of the south-western coast of Lake Baikal, 2019-2023. In the numerator is the range of concentrations, in the denominator is the average content for the observation period.

Watercourses	Range of concentrations	% from P_{tot}		Range of concentrations	% from N_{tot}	
	P_{tot} , $\mu\text{g/L}$	P_{min}	P_{org}	N_{tot} , mg/L	N_{min}	N_{org}
Bol. Cheremshanka, beyond the settlement	$\frac{1-62}{15}$	37	63	$\frac{0.12-2.57}{0.74}$	59	41
Bol. Cheremshanka, estuary	$\frac{5-221}{52}$	71	29	$\frac{0.5-28}{3.15}$	78	22
M. Cheremshanka, beyond the settlement	$\frac{3-140}{31}$	41	59	$\frac{0.12-2.56}{0.66}$	28	72
M. Cheremshanka, estuary	$\frac{5-400}{71}$	66	44	$\frac{0.23-14}{2.87}$	70	30
Krestovka, beyond the settlement	$\frac{3-74}{18}$	40	60	$\frac{0.05-3}{0.40}$	31	69
Krestovka, estuary	$\frac{3-190}{19}$	39	61	$\frac{0.15-4}{0.60}$	45	55
Kamenushka, beyond the settlement	$\frac{11-190}{38}$	60	40	$\frac{0.19-5.57}{0.72}$	55	45
Kamenushka, estuary	$\frac{16-235}{70}$	71	29	$\frac{0.18-4.68}{1.20}$	65	35

Figure 5 presents the dynamics of the total nitrogen content in the water of the tributaries of Listvyanka settlement. Concentrations in the water of watercourses have decreased compared to 2019, which is probably linked to a reduction in tourist activity. The content of N_{tot} was definitively decreasing in Bol. and M. Cheremshanka streams in 2021. In terms of total phosphorus, there is a clear increase in the concentration of N_{tot} downstream of the river. The content of N_{tot} in Bol. and M. Cheremshanka streams increases by 5-10 times from upstream to the estuary. In the Krestovka river, its concentration changes insignificantly along the river flow, increasing 1.5 times to the estuary and 2 times in the Kamenushka stream. The results of the groundwater study in Listvyanka settlement also revealed a decrease in nitrate nitrogen concentrations in water over the period 2018-2021. The authors attribute this to two factors: an increase in precipitation in the region, which resulted in increased groundwater aquifer recharge and groundwater surface water elevation, and the elimination of anthropogenic sources of groundwater contamination (Alekseeva et al., 2023).

The concentration of total phosphorus and nitrogen increases along the course of streams, as does the change in their form of location (Table 6). The share of mineral forms of phosphorus and nitrogen increases in all streams upstream of the estuary. In the watercourses of M. and Bol. Cheremshanka, N_{min} is represented by 91% and 98% nitrate nitrogen, respectively. For the waters of the Krestovka River, the share of nitrate nitrogen is 79% and ammonium nitrogen is 20% of the total content of N_{min} in the waters of the Krestovka River, and for the waters of the Kamenushka River, 75 and 24%, respectively.

The concentration of N_{tot} in the waters of the tributaries on the south-western coast is 2-10 times higher than that observed in the south-eastern coast of the lake.

Determination of total nitrogen in the water of tributaries of the south-western coast of Lake Baikal was not carried out before, therefore the nitrate content as a component of mineral nitrogen is compared. The nitrate nitrogen content of the Krestovka River in 1950-1955 was found to vary from 0 to 0.14 mg/L with an average value of 0.05 mg/L (Votintsev et al., 1965). The concentrations of this component were higher in 2007-2012, at 0.02 - 0.23 mg/L, averaging 0.08 mg/L (Zagorulko et al., 2014). The range of variation for the period 2019-2023 was 0.02-1.01 mg/L. The average nitrate concentration was found to be five times higher than that observed 70 years ago, and three times higher than that observed 10 years ago. For Bol. Cheremshanka stream, nitrate content was recorded at a range of 0.02-0.81 mg/L between 1950-1955, with an average value of 0.33 mg/L. In 2019-2023, the concentration of this component ranged from 0.18 to 5.4 mg/L. The average value was six times higher than that recorded in the 1950s.

4. Conclusion

Thus, a comprehensive assessment of the air and water environment in the Southern Baikal basin, based on a long-term study of river and snow waters, allowed us to conclude on the factors of formation of the chemical composition of the waters of Lake Baikal tributaries on the south-western and south-eastern coasts, identify the causes affecting the spatial and temporal dynamics of concentrations of total phosphorus and nitrogen in snow and river waters, and quantify the levels of N and P accumulation in the snow cover of the studied areas.

The content of N_{tot} on the south-western coast of Lake Baikal is 1.6 times higher than on the south-eastern coast, this fact is correlated to the greater anthropogenic load on the air environment in Listvyanka settlement. The mean annual concentration of P_{tot} in the snow

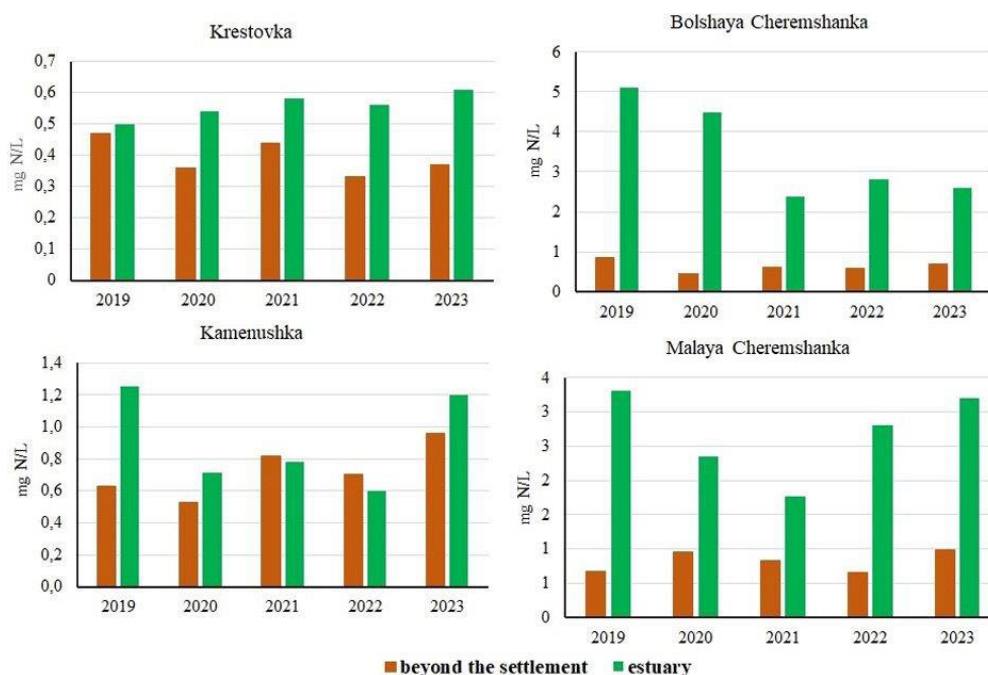


Fig.5. Interannual dynamics of total nitrogen content in the water of tributaries of the south-western coast of Lake Baikal, 2019-2023.

cover of the south-western coast is 2.3 times higher than on the south-eastern coast. Since the 1980s, the atmospheric input of N_{tot} from the atmosphere to the Baikal water area has increased on average by 1.5 times, while the input of P_{tot} has not changed significantly.

Low concentrations of total phosphorus and nitrogen were detected in the waters of tributaries on the south-eastern coast of the lake because of their higher water flow and less anthropogenic load on their catchment area. Changes in the content in different years are mainly determined by climatic changes of regional origin. Seasonal dynamics of nitrogen and phosphorus concentrations for these rivers is primarily related to natural processes occurring in water bodies.

On the south-western coast, the anthropogenic factor has a great influence on the formation of the chemical composition of water of the lake tributaries and snow cover. The content of total phosphorus and nitrogen in the water downstream of the rivers in the territory of Listvyanka settlement increases, and in the snow cover at the estuary areas the concentrations increase 2-4 times.

The Krestovka River, with the largest water flow of all the watercourses in the Listvyanka settlement, is the least affected by anthropogenic impact. This leads to a reduction in pollutant concentrations in the water due to dilution.

The inter-annual dynamics of phosphorus and nitrogen content in the watercourses of Listvyanka settlement revealed a direct correlation of tourist load on the chemical composition of water in this area. With restrictions on tourist visits to Listvyanka settlement during the pandemic in 2020-2021, the content of total phosphorus and nitrogen in rivers and snow cover decreased.

When comparing the relative composition of river waters of the two coasts of Southern Baikal, the predominance of mineral forms of nitrogen and phosphorus in the estuaries of the rivers of the south-western coast was noted, which can be considered an indicator of the influence of human activity on the processes of water formation. The predominance of organic forms of phosphorus in the river waters of the south-eastern coast is an indicator of natural processes in the river catchment.

The study revealed an increase in nitrate nitrogen concentrations in the waters of the tributaries in the present period. The total amount of nitrogen entering Lake Baikal from the atmosphere has increased.

Acknowledgements

The study was carried out within the Stare Assignment of LIN SB RAS No. 0279-2021-0014 (121032300199-9).

Conflict of interests

The authors declare that there is no conflict of interests.

References

- Alekseev S.V., Alekseeva L.P., Alekseev V.R. et al. 2016. Hydrogeologic conditions of Listvyanka settlement. *Geografiya i Prirodnye resursy* [Geography and natural resources] 6: 32-36. DOI: [10.21782/GIPR0206-1619-2016-6\(32-36\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2016-6(32-36)) (in Russian)
- Alekseev S.V., Alekseeva L.P., Sholokhov P.A. et al. 2018. Groundwater and surface water quality in the area of Listvyanka settlement (south-western coast of Lake Baikal). *Geografiya i Prirodnye resursy* [Geography and Natural Resources] 4: 105-114. DOI: [10.21782/GIPR0206-1619-2018-4\(105-114\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2018-4(105-114)) (in Russian)
- Alekseeva L.P., Alekseev S.V., Sholokhov P.A. et al. 2023. Groundwater quality monitoring in Listvyanka settlement (south-western coast of Lake Baikal). *Geodinamika i tektonofizika* [Geodynamics & Tectonophysics] 14(2): 1-11. DOI: [10.5800/GT-2023-14-2-0697](https://doi.org/10.5800/GT-2023-14-2-0697) (in Russian)
- Alekseeva L.P., Alekseev S.V. 2023. Nitrate and ammonium pollution of groundwater in Listvyanka settlement on Lake Baikal. *Izvestiya Irkutskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya: Nauki o Zemle* [Proceedings of Irkutsk State University. Series of Earth Sciences] 46: 3-15. DOI: [10.26516/2073-3402.2023.46.3](https://doi.org/10.26516/2073-3402.2023.46.3) (in Russian)
- Analytical, kinetic and calculation methods in hydrochemical practice. 2017. In: Lazovik P.A., Efremenko N.A. (Eds.) Saint Petersburg: Nestor-Istoriya. (in Russian)
- Atlas of Lake Baikal. 1993. In: Galazii G.I. (Ed.). Moscow: Roskartografia.
- Chebunina N.S., Onishchuk N.A., Netsvetaeva O.G. et al. 2018. Dynamics of the content of mineral forms of nitrogen in watercourses and atmospheric precipitation of Listvyanka settlement (Southern Baikal). *Izvestiya Irkutskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya: Nauki o Zemle* [Proceedings of Irkutsk State University. Series of Earth Sciences] 24: 124-139. DOI: [10.26516/2073-3402.2018.24.3](https://doi.org/10.26516/2073-3402.2018.24.3) (in Russian)
- Khodzher T.V., Domyseva V.M., Sorokovikova L.M. et al. 2016. Part II. Method and case studies for understanding and monitoring the landscapes of Siberia. Chapter 3. Methods for monitoring the chemical composition of Baikal water. In: Mueller L. et al. (Eds.), *Novel Methods for Monitoring and Managing Land and Water Resources in Siberia*. Cham, pp. 113-132. DOI: [10.1007/978-3-319-24409-9_3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-24409-9_3)
- Kostyukova M.S. 2022. Current ecologico-geochemical state of small tributaries of Lake Baikal (on the example of Listvyanka settlement). *Vestnik VGU. Seriya: Geografiya. Geoekologiya* [Bulletin of the VSU. Series: Geography. Geoecology] 4: 118-125. DOI: [10.17308/geo/1609-0683/2022/4/118-125](https://doi.org/10.17308/geo/1609-0683/2022/4/118-125) (in Russian)
- Kravtsova L.S., Izhboldina L.A., Khanaev I.V. et al. 2014. Nearshore benthic blooms of filamentous green algae in Lake Baikal. *Great Lakes Research* 40: 441-448.
- Malnik V., Masumi Y., Tomberg I. et al. 2022. Lacustrine, wastewater, interstitial and fluvial water quality in the Southern Lake Baikal region. *Journal of Water and Health* 20(1): 23-40. DOI: [10.2166/wh.2021.064](https://doi.org/10.2166/wh.2021.064)
- Monitoring and forecasting of material-dynamic state of geosystems of Siberian regions. 2010. In: Nechaeva E.G., Belozertseva I.A., Naprasnikova E.V. et al. (Eds.). Novosibirsk: Nauka. (in Russian)
- Naprasnikova E.V., Vorobyeva I.B., Vlasova N.V. et al. 2007. Sanitary-ecological assessment of water of wells on the Baikal coast (Listvyanka settlement). *Siberian Medical Journal* 8: 6-8.
- Obolkin V.A., Khodzher T.V. 1990. Annual atmospheric input of sulfate and mineral nitrogen in the Lake Baikal region. *Meteorologiya i gidrologiya* [Meteorology and Hydrology] 7: 71-76. (in Russian)

Obolkin V.A., Molozhnikova E.V., Shikhovtsev M.U. et al. 2021. Sulfur and nitrogen oxides in the atmosphere of Lake Baikal: sources, automatic monitoring, and environmental risks. *Atmosphere* 12(1348): 1-10. DOI: [10.3390/atmos12101348](https://doi.org/10.3390/atmos12101348)

Obolkin V.A. 1989. Regime and distribution of atmospheric precipitation on the Khamar-Daban Ridge. Climate and vegetation of the Southern Baikal Region. Novosibirsk: Nauka. (in Russian)

Onishchuk N.A., Tomberg I.V., Khodzher T.V. 2022. Features of Interannual Dynamics of the Hydrochemical Parameters of Baikal Tributaries near the Village of Listvyanka. *Geography and Natural Resources* 43: 50-55. DOI: [10.1134/S1875372822050158](https://doi.org/10.1134/S1875372822050158)

Review of the state and pollution of the environment in the Russian Federation for 2022. 2023. Moscow. (in Russian)

Shikhovtsev M.Y., Obolkin V.A., Molozhnikova Y.V. 2022. Dependence of the concentration of small gas impurities in the air basin of the Southern Baikal region on synoptic and meteorological conditions according to the Listvyanka station. *Proceedings of SPIE* 12341: 1-7. DOI: [10.1117/12.2643498](https://doi.org/10.1117/12.2643498)

Sorokovikova L.M., Netsvetaeva O.G., Tomberg I.V. et al. 2020. Monitoring of the snow cover chemical composition and its role in the acidification of the southern Baikal tributaries. *Proceedings of SPIE* 11560: 1-10. DOI: [10.1117/12.2574786](https://doi.org/10.1117/12.2574786)

Sorokovikova L.M., Netsvetaeva O.G., Tomberg I.V. et al. 2021. Snow cover as a factor of impact on the chemical composition of the Pereemnaya River water (South-Eastern coast of Baikal). *Proceedings of SPIE* 11916: 1-8. DOI: [10.1117/12.2602049](https://doi.org/10.1117/12.2602049)

Sorokovikova L.M., Sinyukovich V.N., Netsvetaeva O.G. et al. 2015. Chemical composition of snow and river waters of the south-eastern coast of Lake Baikal. *Meteorologiya i gidrologiya* [Meteorology and Hydrology] 5: 17-83. (in Russian)

Sorokovikova L.M., Tomberg I.V., Sinyukovich V.N. et al. 2018. Phosphorus in the Selenga River water and its transfer to Lake Baikal under low water content conditions. *Geografiya i Prirodnye resursy* [Geography and Natural Resources] 39(4): 88-94. DOI: [10.21782/GiPR0206-1619-2018-4\(88-94\)](https://doi.org/10.21782/GiPR0206-1619-2018-4(88-94)) (in Russian)

State report "On the state of Lake Baikal and measures for its protection in 2022". 2023. Irkutsk: FSBIS Institute of Geography named after V.B. Sochava SB RAS. V.B. Sochava SB RAS.

Suturin A.N., Chebykin E.P., Malnik V.V. et al. 2016. The role of anthropogenic factors in the development of environmental stress in the littoral zone of Lake Baikal (water area of Listvyanka settlement). *Geografiya i Prirodnye resursy* [Geography and Natural Resources] 6: 43-54. DOI: [10.21782/GIPR0206-1619-2016-6\(43-54\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2016-6(43-54)) (in Russian)

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)

Vorobyeva I.B., Vlasova N.V., Naprasnikova E.V. 2017. Assessment of the ecological state of water bodies of the Baikal natural territory (south-western coast of Lake Baikal, Listvyanka settlement). *Voda: himiya i ekologiya* [Water: Chemistry and Ecology] 6: 86-93. (in Russian)

Vorobyova I.B., Vlasova N.V., Gagarinova O.V. et al. 2016. Current state of the territory of Listvyanka settlement according to the analysis of vegetation, surface water and snow cover. *Geografiya i Prirodnye resursy* [Geography and Natural Resources] 6: 93-98. DOI: [10.21782/GIPR0206-1619-2016-6\(93-98\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2016-6(93-98)) (in Russian)

Votintsev K.K., Glazunov I.V., Tolmacheva A.P. 1965. Hydrochemistry of the rivers of the Lake Baikal basin. Moscow: Nauka. (in Russian)

Wetzel R.G., Likens G.E. 2000. *Limnological analyses*. New York: Springer.

Yanchuk M.S., Vorobyova I.B., Vlasova N.V. 2021. Geocological assessment of snow and ice conditions on the southern coast of Lake Baikal. *Vestnik VGU. Seriya: Geografiya. Geoekologiya* [Bulletin of the VSU. Series: Geography. Geoecology] 3: 59-68. (in Russian)

Zagorulko N.A., Grebenshchikova V.I., Sklyarova O.A. 2014. Multiyear dynamics of chemical composition of waters of the Krestovka River (a tributary of Lake Baikal) *Geografiya i Prirodnye resursy* [Geography and Natural Resources] 3: 76-82. (in Russian)

Современная оценка содержания азота и фосфора в речной воде и снежном покрове в бассейне Южного Байкала

Оригинальная статья

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Онищук Н.А.^{id}, Томберг И.В.^{id}, Нецветаева О.Г.^{id}

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

АННОТАЦИЯ. В статье приведены результаты многолетних исследований химического состава воды притоков и снежного покрова юго-восточного и юго-западного побережий оз. Байкал. Проанализировано содержание разных форм азота и фосфора в речных водах и снежном покрове. Дана количественная оценка поступления общего азота и фосфора из атмосферы на водосборный бассейн Южного Байкала за 2019-2023 гг. Большую нагрузку по содержанию разных форм азота и фосфора в снежном покрове и воде притоков испытывает юго-западное побережье озера. Азот в снежном покрове и притоках Южного Байкала представлен преимущественно его минеральной формой. Реки юго-восточного побережья, имеющие исключительно атмосферное питание, в основном мало подвержены антропогенному воздействию, в то время как малые водотоки юго-западного побережья озера (пос. Листвянка) испытывают значительное влияние хозяйственной деятельности. В снежном покрове Южного Байкала и в речных водах юго-восточного побережья преобладает органическая форма фосфора. В воде притоков юго-западного побережья фосфор представлен его минеральной формой. Проведено сравнение современных данных с результатами прошлых лет.

Ключевые слова: притоки Южного Байкала, снежный покров, фосфор, азот, пос. Листвянка

Для цитирования: Онищук Н.А., Томберг И.В., Нецветаева О.Г. Современная оценка содержания азота и фосфора в речной воде и снежном покрове в бассейне Южного Байкала // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 5. - С. 1337-1356. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-5-1337

1. Введение

Наиболее подробные гидрохимические исследования притоков Южного Байкала проводились в 50-х годах прошлого века, в доиндустриальный период: была дана характеристика ионного, газового состава и концентраций биогенных элементов (Вотинцев и др., 1965). Результаты этих исследований отражают естественный природный фон в регионе и могут быть использованы для сравнения с современными данными. Исследования последних лет свидетельствуют о увеличении поступления в прибрежную воду Байкала соединений фосфора и азота в результате повышения антропогенной нагрузки на прибрежные районы озера. Работы показали, что в урбанизированных районах озера, в воде рек, протекающих через поселки и города, регистрировали высокие концентрации нитратов, аммония и фосфатов (Malnik et al., 2022; Onishchuk et al., 2022). Приток биогенных элементов обусло-

вил высокую продуктивность биоценозов прибрежных вод Байкала, что привело к массовому развитию не свойственных для озера видов макроводорослей, смене донных аборигенных видов-доминантов и нарушению естественной для экосистемы поясности в их распределении (Kravtsova et al., 2014; Timoshkin et al., 2016).

На юго-западном побережье оз. Байкал одним из наиболее значимых источников поступления азота и фосфора является поселок Листвянка - популярное туристическое место, где развита инфраструктура с большим количеством гостиниц, кафе и с высоким трафиком автомобильного и речного транспорта. Исследования водотоков (р. Крестовка, ручьи Бол. и М. Черемшанка, Каменушка), протекающих через поселок, проводятся в связи с возрастанием антропогенной нагрузки и угрозой эвтрофикации залива Лиственный. По литературным данным (Загорулько и др., 2014; Воробьева и др., 2017; Костюкова, 2022), состав воды р. Крестовка

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: onischuk@lin.irk.ru (Н.А. Онищук)

Поступила: 27 сентября 2024; **Принята:** 28 октября 2024;

Опубликована online: 31 октября 2024

© Автор(ы) 2024. Эта работа распространяется под международной лицензией Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0.



за последние 50 лет значительно изменился в сторону снижения качества воды. В комплексных исследованиях было показано, что антропогенному воздействию подвергаются не только подземные и поверхностные воды, но и атмосферные осадки, растительность, почвы (Нечаева и др., 2010; Воробьева и др., 2016; Сутурин и др., 2016; Чебунина и др., 2018; Янчук и др., 2021). Отмечается, что в пос. Листвянка происходит устойчивое загрязнение грунтовых вод нитрат-ионами, реже ионами аммония (Напрасникова и др., 2007; Алексеев и др., 2016; Алексеев и др., 2018; Алексеева и Алексеев, 2023; Алексеева и др., 2023).

На юго-восточном побережье Байкала речные воды подвержены азотному закислению под воздействием атмосферных осадков. Основными источниками загрязнения атмосферы в этом районе являются железная дорога и автомобильная трасса, а также перенос загрязняющих веществ от Иркутско-Ангарского промышленного комплекса (Сороковикова и др., 2015; Sorokovikova et al., 2020; Sorokovikova et al., 2021). В настоящее время большая часть соединений азота, поступающих в наземные системы с атмосферными осадками, имеет техногенное происхождение и связана с эмиссией азота промышленными предприятиями и автотранспортом. По России выбросы этих газов от стационарных источников за период 2018–2022 гг. увеличились на 11%, в Иркутской области – на 3% (Обзор состояния..., 2023; Гос. Доклад..., 2023).

Как известно, снежный покров является удобным индикатором загрязнения атмосферного воздуха. Чувствительность снежного покрова к изменению уровня антропогенной нагрузки в регионе позволяет оценить влияние атмосферных выпадений, в том числе азота и фосфора, на химический состав поверхностных вод.

Целью работы стала оценка современного поступления соединений азота и фосфора из атмосферы, изучение сезонной и межгодовой динамики этих компонентов содержания в воде притоков Южного Байкала.

2. Материалы и методы исследования.

Изучено содержание соединений азота и фосфора в воде 2 групп притоков Южного Байкала. Первая группа – реки, берущие начало на северном склоне хребта Хамар-Дабан, наиболее репрезентативно отражающие изменения химического состава речных вод, вызванные поступлением загрязняющих веществ из атмосферы (Sorokovikova et al., 2020). Питание этих притоков осуществляется исключительно атмосферными осадками. Бассейны рек отличается высокой увлажненностью вследствие благоприятной ориентации по отношению к направлению преобладающего влагопереноса. Здесь выпадает наибольшее для Южного Прибайкалья количество осадков до 1060-1720 мм, толщина снежного покрова может достигать 2 м (Оболкин, 1989).

Вторая группа рек протекает по пос. Листвянка, который расположен на западном берегу

Южного Байкала по правую сторону от истока р. Ангара. Улицы поселка тянутся вдоль распадков, где протекают небольшие водотоки, самым многоводным из которых является р. Крестовка.

В притоках Южного Байкала, стекающих с северо-западного склона хр. Хамар-Дабан, пробы отбирались в устьях рек в разные гидрологические сезоны (март, май, июль, сентябрь) 2019-2023 гг. Учитывая высокую загрязненность прибрежных территорий западного побережья Южного Байкала, на водотоках в пос. Листвянка наблюдения проводились ежемесячно в двух створах: выше поселка (фоновый створ) и в устьевой части. Для количественной оценки поступления азота и фосфора из атмосферы в феврале (максимальный влагозапас в снежном покрове) отбирались пробы снежного покрова. В снеговой воде определялось содержание азота и фосфора, рассчитывалось их накопление в бассейнах изучаемых рек. Схема отбора проб снежного покрова и притоков Южного Байкала представлена на Рисунке 1.

В речной воде определялись минеральные формы азота (нитраты, нитриты, ионы аммония) и фосфора (фосфаты), а также их общее содержание. По разнице общих и минеральных форм рассчитывали органическую часть. Концентрации минеральных форм в речной воде измеряли на спектрофотометре ПЭ-5400ВИ (Россия): нитриты – с реактивом Грисса, нитраты – с салициловокислым натрием, аммонийный азот – индофенольным методом, фосфаты – методом Дениже-Аткинса с хлористым оловом в качестве восстановителя. В расплавах снега нитриты и фосфаты определяли так же, как и в речной воде, аммонийный азот измеряли спектрофотометрически с реактивом Несслера, нитраты – методом ионной хроматографии. Содержание общего фосфора и азота в пробах определяли на спектрофотометре после персульфатного окисления до фосфатов и нитратов соответственно (Wetzel and Likens, 2000; Khodzher et al., 2016; Аналитические..., 2017).

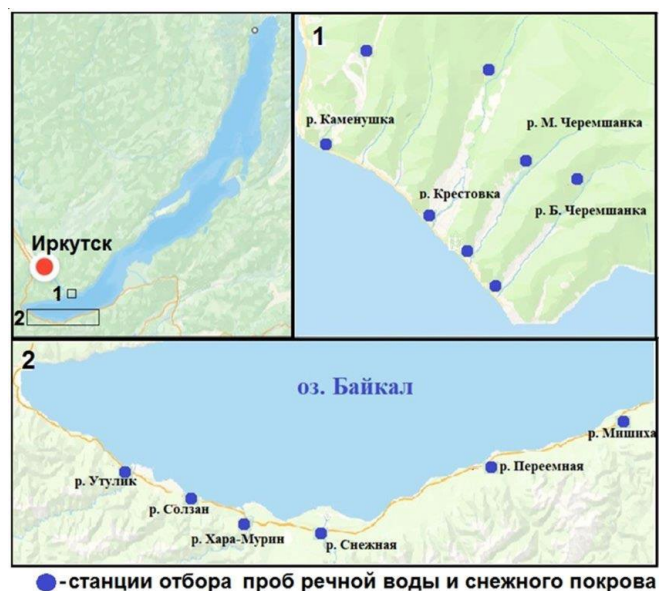


Рис.1. Схема отбора проб.

3. Результаты и обсуждение

3.1. Содержание соединений азота и фосфора в снежном покрове в исследуемых районах

Как показали исследования, среднемноголетняя концентрация $N_{общ}$ в снежном покрове юго-восточного побережья озера составила $0,66 \text{ мг/дм}^3$ при колебаниях от $0,45$ до $1,13 \text{ мг/дм}^3$. Наиболее высокое среднее значение отмечено в бассейне р. Переемная ($0,78 \pm 0,21 \text{ мг/дм}^3$), подверженном дополнительному антропогенному воздействию вследствие переноса газовых компонентов примесей (оксидов азота) от промышленных источников, расположенных в Иркутской агломерации (гг. Иркутск, Ангарск, Шелехов). Наименьшим содержанием $N_{общ}$ характеризуется снежный покров в бассейне р. Хара-Мурин (в среднем $0,56 \pm 0,09 \text{ мг/дм}^3$). В межгодовой динамике наиболее «чистый» по содержанию $N_{общ}$ снежный покров отмечен в этом районе в 2020 г. ($0,55 \text{ мг/дм}^3$), наиболее «загрязненный» - в 2019 г. ($0,74 \text{ мг/дм}^3$). Как следует из Таблицы 1, большая часть азота в снежном покрове представлена его минеральной формой (в среднем 73%). Наиболее высокое содержание данной формы азота в снежном покрове зарегистрировано в устье р. Мишиха.

Среднемноголетнее содержание $P_{общ}$ в снежном покрове данного района варьировало в широких пределах, $9-109 \text{ мкг/дм}^3$ (Таблица 1) при среднем значении $27 \pm 12 \text{ мкг/дм}^3$. Максимальное содержание отмечено в бассейне р. Переемная, в среднем 44 мкг/дм^3 , минимальное (в 2,6 раз ниже) – в районе р. Хара-Мурин. Наиболее высокие концентрации $P_{общ}$ также, как и $N_{общ}$, на юго-восточном побережье отмечены в 2019 г. Как следует из Таблицы 1, в снежном покрове данной территории преобладает органическая форма фосфора. Ее содержание в среднем составляет 76 %. Максимум содержания $P_{орг}$ зафиксирован в бассейне р. Снежная. Доля минерального P в снежном покрове района не превышала 30%, максимум его содержания регистрировали в бассейне р. Утулик.

В снежном покрове юго-западного побережья Байкала среднемноголетняя концентрация $N_{общ}$ составила $1,1 \text{ мг/дм}^3$ при колебаниях от $0,6$ до $2,0 \text{ мг/дм}^3$. Наиболее высокое среднее значение отме-

чено в устье р. Бол. Черемшанка ($1,53 \pm 0,46 \text{ мг/дм}^3$). Атмосферный воздух в районе пос. Листвянка в холодный период испытывает значительную антропогенную нагрузку вследствие работы местной котельной, сжигающей мазут, печного отопления, а также большого потока транспортных средств по автомобильной трассе вдоль поселка и на льду озера в этом туристическом районе. Кроме того установлено, что при определенных метеорологических условиях загрязненные воздушные массы при северо-западном переносе попадают в этот район из ближайших промышленных городов Прибайкалья (Obolkin et al., 2021; Shikhovtsev et al., 2022). Наименьшее содержание $N_{общ}$ зарегистрировано в снежном покрове в верхнем течении р. Бол. Черемшанка, в 2 раза ниже, чем в устье. Такая же тенденция прослеживается и для снежного покрова, отобранного в верхнем и нижнем течениях остальных исследуемых рек в поселке. Наиболее низкие концентрации $N_{общ}$ в Листвянке отмечены в 2021 г. В сравнении с юго-восточным побережьем содержание $N_{общ}$ на юго-западном побережье Байкала в 1,6 раз выше, что связано с большей антропогенной нагрузкой на воздушную среду в поселке.

Как следует из Таблицы 2, азот в снежном покрове пос. Листвянка, также как и на юго-восточном побережье, представлен преимущественно его минеральной формой. Наибольшее содержание данной формы азота зафиксировано в устье руч. М. Черемшанка. Максимальное содержание $N_{орг}$ определено в снежном покрове в устье р. Крестовка. В минеральной форме азота на обоих побережьях отмечено преобладание азота нитратного. Его содержание колеблется в пределах 71-98%. Доля $N_{мин}$ в общем содержании азота в снежном покрове западного побережья схоже с восточным (74%).

Среднемноголетняя концентрация $P_{общ}$ в снежном покрове юго-западного побережья составляет $61 \pm 32 \text{ мкг/дм}^3$, что в 2,3 раза выше, чем на юго-восточном побережье. Значительно шире и диапазон колебаний данной величины ($10-610 \text{ мкг/дм}^3$). Максимум содержания зарегистрирован в нижнем течении р. Каменушка. Наиболее высокое среднее значение отмечено в 2022 г., в 2 раза превышающее среднемноголетнюю величину. Наименьшее содержание $P_{общ}$ (26 мкг/дм^3) определено в снежном покрове в верховьях ручьев М. и Бол. Черемшанка выше поселка в лесной зоне. Следует отметить, что

Таблица 1. Содержание разных форм фосфора и азота в снежном покрове в бассейне притоков юго-восточного побережья оз. Байкал, 2019-2023 гг.

Реки	Диапазон концентраций	% от $P_{общ}$		Диапазон концентраций	% от $N_{общ}$	
		$P_{общ}$, мкг/дм ³	$P_{мин}$		$P_{орг}$	$N_{общ}$, мг/дм ³
Утулик	9-88	29	71	0,58-0,83	72	28
Солзан	12-88	18	82	0,54-0,78	74	26
Хара-Мурин	9-31	23	77	0,45-0,64	72	28
Снежная	10-46	14	86	0,49-0,70	69	31
Переменная	14-109	20	80	0,58-1,13	73	27
Мишиха	10-60	26	74	0,61-0,78	78	22

Таблица 2. Содержание разных форм фосфора и азота в снежном покрове в бассейне притоков юго-западного побережья оз. Байкал, 2019-2023 гг.

Водотоки	Диапазон концентраций Р _{общ} , мкг/дм ³	% от Р _{общ}		Диапазон концентраций N _{общ} , мг/дм ³	% от N _{общ}	
		Р _{мин}	Р _{орг}		N _{мин}	N _{орг}
Бол. Черемшанка, устье	40-127	6	94	0,78-2,00	80	20
Бол. Черемшанка, выше поселка	22-29	25	75	0,60-0,86	72	28
М. Черемшанка, устье	10-75	13	87	0,76-1,87	88	18
М. Черемшанка, выше поселка	22-30	20	80	0,67-0,81	69	31
Крестовка, устье	23-127	37	63	0,73-1,51	65	35
Крестовка, выше поселка	17-59	23	77	0,69-0,79	76	24
Каменушка, устье	60-610	32	68	0,89-1,65	67	33
Каменушка, выше поселка	34-70	23	77	0,76-1,91	77	23

в верховьях исследуемых водотоков, выше поселка, содержание Р_{общ} в снежном покрове от 2 до 4 раз ниже, чем в низовьях рек, на территории самого поселка.

Расчет соотношений разных форм фосфора в снежном покрове в верховьях рек юго-западного побережья Байкала показал доминирование Р_{орг} (Таблица 2), также, как и на юго-восточном побережье. В среднем содержание Р_{орг} составляет 78 % от общего содержания фосфора, что близко к аналогичной величине на юго-восточном побережье (76%). Максимум данной величины зафиксирован в устье руч. Бол. Черемшанка. Наибольший вклад Р_{мин} отмечен в снежном покрове в устье р. Крестовка.

По многолетним данным рассчитано накопление Р_{общ} и N_{общ} в снежном покрове изучаемых территорий. Как следует из Рис. 2, величина аккумуляции общего азота варьирует в пределах 28-103 мг/м². На юго-восточном побережье накопление данного компонента в среднем выше в 1,5 раза за счет большего влагозапаса (в 2-3 раза), с максимумом в устье р. Снежная. В Листвянке наибольшим накоплением N_{общ} характеризуется бассейн р. Каменушка. Накопление Р_{общ} в снежном покрове

изменялось от 1,1 до 8,3 мг/м². Минимальная аккумуляция зарегистрирована в устье р. Мишиха, максимальная – также в бассейне р. Каменушка, в нижнем ее течении. Сравнение средних величин накопления фосфора в двух районах Южного Байкала показало большее (в 1,9 раз) накопление на юго-западном побережье вследствие больших концентраций в низовье р. Каменушка. За исключением этого участка, накопление данного компонента в снежном покрове двух побережий находится на одном уровне и не превышает 3 мг/м².

По данным снегомерных съемок и мониторинга атмосферных осадков на ст. Листвянка в 2019-2023 гг. и ст. Танхой (юго-восточное побережье озера) в 2023 г. рассчитано годовое выпадение из атмосферы общего азота и фосфора на подстилающую поверхность и оценено их поступление на акваторию Южного Байкала (Таблица 3). Как видно, величины выпадений Р_{общ} мало отличаются на исследуемых побережьях Южного Байкала. Выпадения же N_{общ} на восточном берегу на 34 % выше за счет большего (в 2 р) количества осадков.

Для возможности сравнить наши данные с полученными ранее (в 1986-1987 гг.) для всего

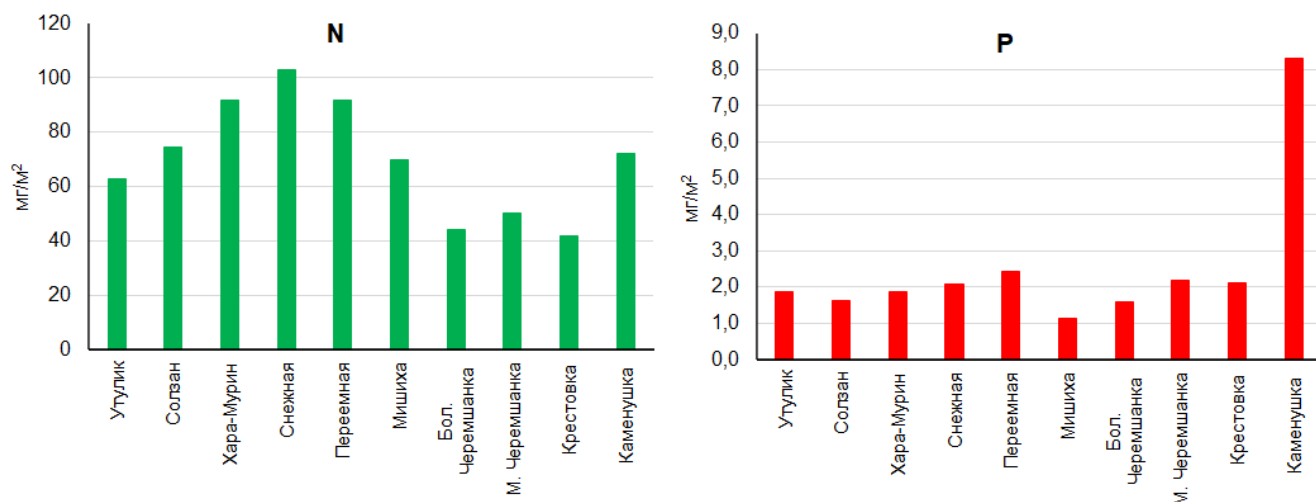


Рис.2. Накопление общего фосфора и общего азота в снежном покрове юго-восточного и юго-западного побережий оз. Байкал, мг/м² (2019-2023 гг.).

Таблица 3. Поступление общего фосфора и азота из атмосферы на акваторию оз. Байкал (в числителе - размах колебаний, в знаменателе - средние величины), 2019-2023 гг.

Район исследований	Годовое выпадение, т/км ² в год		Поступление из атмосферы, тыс. т/год			
			Южная котловина (7432 км ²)		Акватория оз. Байкал (31722 км ²)	
	P _{общ}	N _{общ}	P _{общ}	N _{общ}	P _{общ}	N _{общ}
Юго-западное побережье	0,027	0,50	0,20	3,7	-	-
Юго-восточное побережье	0,030	0,67	0,22	5,0	-	-
Все озеро (2019-2023 гг.)	<u>0,008-0,057</u> 0,017	<u>0,16-1,1</u> 0,33	-	-	<u>0,3-1,8</u> 0,6	<u>5,0-34,9</u> 10,6
Все озеро (1986-1987 гг.) *	-	-	-	-	<u>0,6-0,8</u> 0,7	<u>5,9-8,3</u> 7,1

Примечание: * - Атлас озера Байкал, 1993.

озера были приняты некоторые допущения. Анализ данных многолетнего мониторинга атмосферных осадков на ст. Листвянка показал, что концентрации N_{общ} в снежных и дождевых выпадениях мало различаются. Содержание P_{общ} в теплый период, как правило, до 2 раз выше. Поэтому в связи с отсутствием данных о содержании изучаемых компонентов в дождях в районе Среднего и Северного Байкала для расчета годовых выпадений азота брались их средние концентрации в снежном покрове, отобранном в разных районах побережья и акватории озера. Среднегодовое содержание P_{общ} во влажных выпадениях находилось с учетом его больших величин в теплый период. Определенные таким образом концентрации умножались на годовое количество осадков в разных по увлажненности районах озера, 1320 мм для ст. Хамар-Дабан (Южный Байкал) и 190 мм для ст. Узур (о-в Ольхон, Средний Байкал). Количество осадков взято из работы (Оболкин и Ходжер, 1990). Полученные минимальные и максимальные величины поступления на акваторию озера представлены в Таблице 3. Диапазон колебаний их довольно широк из-за значительной разницы в количестве осадков на выбранных станциях (в 7 раз). Средние значения, которые представляются более достоверными, рассчитаны по среднему для Байкала количеству атмосферных осадков (400 мм) (Оболкин, 1989). Получено, что за 35 прошедших лет поступление N_{общ} из атмосферы на акваторию Байкала увеличилось в среднем в 1,5 р, поступление P_{общ} особо не изменилось (Таблица 3). Следует сразу оговориться, что это первые оценки поступления выбранных компонентов на акваторию всего озера. Поэтому они носят предварительный характер и требуют дальнейших, более детальных исследований содержания органических форм фосфора и азота в атмосферных выпадениях в районе Среднего и Северного Байкала. Отмеченный рост выпадений N_{общ} из атмосферы в сравнении с 1980-ми гг. вероятно, обусловлен увеличением выбросов оксидов азота от стационарных источников и количества автотранспорта, поскольку он занимает в настоящее время лидирующее место в загрязнении окружающей среды.

3.2. Содержание соединений азота и фосфора в воде притоков юго-восточного побережья озера Байкал

Анализ многолетних данных показал, что содержание P_{общ} в воде притоков юго-восточного побережья Байкала в основном низкое – 1-12 мкг/дм³. Более высокие концентрации регистрировали только в воде р. Снежная в летний период (до 23 мкг/дм³) (Рис. 3). Эта река – самый крупный и многоводный водоток в этом районе, длиной более 170 км. Повышение концентраций P_{общ} летом в воде данной реки и на других реках (Утулик, Мишиха), вероятно, связано с увеличением содержания органического вещества в результате вегетации летнего фитопланктона. На остальных притоках этого района сезонной динамики выявить не удалось. Снижение концентрации P_{общ} в 2022-2023 гг., возможно, связано с высокой водностью рек в эти годы.

Как и в снежном покрове, в воде притоков доминирует органическая форма фосфора – 58-97% от общего содержания (среднее 73%), поэтому сред-

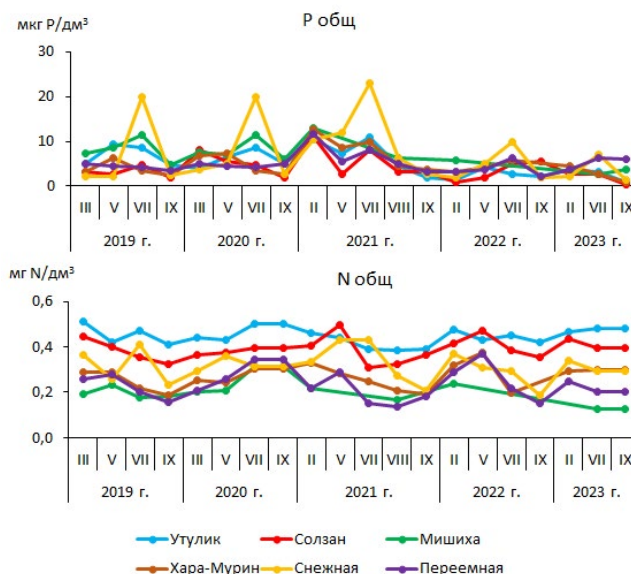


Рис.3. Сезонная и межгодовая динамика содержания общего фосфора и общего азота в воде притоков юго-восточного побережья оз. Байкал, 2019-2023 гг.

немноголетние значения $P_{орг}$ и динамика концентраций в основном совпадает с таковыми для $P_{общ}$. Содержание минеральной формы P в реках очень низкое - среднемноголетнее значение 1 мкг/дм³. Максимальные концентрации $P_{мин}$ регистрировали зимой и весной - до 5 мкг/дм³, летом же в результате биоаккумуляции водорослями они снижались до следовых значений (Таблица 4).

Содержание $N_{общ}$ в воде притоков варьировало от 0,12 до 0,51 мг/дм³. Максимальные концентрации регистрировали в реках Утулик и Солзан, где среднемноголетние значения составляли 0,45 и 0,39 мг/дм³, соответственно. Минимальное содержание, со среднемноголетними значениями 0,21 и 0,24 мг/дм³, отмечено в реках Переемная и Мишиха (Рис. 3).

В отличие от фосфора, в составе которого большую часть года преобладала органическая форма, в составе азота доминировала минеральная составляющая (в среднем 70% от $N_{общ}$). Концентрации $N_{мин}$ в период исследования варьировали от 0,07 до 0,47 мг/дм³. В зимний период доля $N_{мин}$ достигала 79-92 % от общего содержания. Летом развитие планктона и поступление органического вещества с бассейна обуславливало некоторое снижение концентраций $N_{мин}$ и увеличение содержания $N_{орг}$ (до 0,29 мг/дм³), однако, в воде большинства рек и в этот период преобладал минеральный азот (Таблица 5).

Высокое относительное содержание $N_{мин}$ в воде рек, стекающих с Хамар-Дабанского хребта обусловлено, в основном, вкладом нитратов (90-100% от содержания $N_{мин}$). Концентрации нитратного азота в воде рек в период исследования варьировали от 0,08 до 0,47 мг/дм³. Максимальные значения этого компонента наблюдали зимой и в период половодья, минимальные – в летний период. Содержание аммонийного азота в воде притоков обычно было ниже 0,01 мг/дм³, и только в половодье или во время высоких летних паводков концентрации увеличивались до 0,04 мг/дм³ (около 10 % от $N_{мин}$). Нитритный азот в воде рек либо отсутствовал, либо регистрировался в следовых количествах (ниже 1 мкг/дм³).

В сравнении с данными 1950-х гг. (Вотинцев и др., 1965) концентрации нитратного азота в водах притоков юго-восточного побережья в современный период увеличились на 40-60 %. Содержание фосфатного фосфора практически не изменилось.

3.3. Содержание соединений азота и фосфора в воде притоков юго-западного побережья озера Байкал

В ручьях Бол. и Мал. Черемшанка в период с 2019 по 2023 гг. в устьевых участках концентрация $P_{общ}$ были выше, чем в верхнем течении (Рис. 4). Для р. Крестовка и руч. Каменушка ситуация обратная: содержание $P_{общ}$ в отдельные годы выше в верхнем течении (2020 и 2023 гг. для р. Крестовка, 2021 и 2023 гг. для руч. Каменушка).

По результатам нашего исследования, концентрации $P_{общ}$ в устье р. Крестовка изменялись от 3 до 190 мкг/дм³ со средним значением 19 мкг/дм³, выше поселка – от 3 до 74 мкг/дм³ со средним значением 18 мкг/дм³ (Таблица 6). По литературным данным, содержание в воде Крестовки данного компонента в 2008–2011 гг. было в пределах 10-360 мкг/дм³. С января по август 2012 г. среднее содержание общего фосфора составляло 37 мкг/дм³ с максимумом 90 мкг/дм³ (Загоруйко и др., 2014).

По нашим данным, межгодовая динамика содержания $P_{общ}$ в притоках юго-западного побережья озера Байкал демонстрирует прямую зависимость от туристического трафика. В 2020 г. в воде всех водотоков пос. Листвянка произошло значительное уменьшение содержания общего фосфора, что, вероятней всего, было связано с ограничительными мерами по посещению туристических мест в связи с заболеваемостью COVID-19. Снижение концентрации $P_{общ}$ во всех водотоках в этот период по сравнению с 2019 г. произошло в 2 раза (Рис. 4). По данным (Гос. Доклад..., 2023), в 2019 г. Иркутскую область посетило 1728 тыс. туристов, в 2020 г. - всего 938 тыс. В 2021 г. после снятия ограничительных мер среднегодовая концентрация общего

Таблица 4. Сезонная динамика содержания разных форм фосфора в воде притоков юго-восточного побережья оз. Байкал, 2019-2023 гг.

Реки	Зима			Весна			Лето			Осень		
	$P_{общ}$	$P_{мин}$	$P_{орг}$	$P_{общ}$	$P_{мин}$	$P_{орг}$	$P_{общ}$	$P_{мин}$	$P_{орг}$	$P_{общ}$	$P_{мин}$	$P_{орг}$
	мкг/дм ³	% от $P_{общ}$		мкг/дм ³	% от $P_{общ}$		мкг/дм ³	% от $P_{общ}$		мкг/дм ³	% от $P_{общ}$	
Утулик	1-10	18	82	4-9	3	97	3-11	22	78	1-5	31	69
Солзан	1-11	11	89	2-6	42	58	3-8	37	63	1-5	23	77
Хара-Мурин	3-13	25	75	4-9	16	84	3-10	19	81	1-4	20	80
Снежная	2-10	30	70	2-12	9	91	6-23	9	91	1-3	26	74
Переменная	3-12	21	79	3-5	25	75	3-9	30	70	2-6	28	72
Мишиха	6-13	42	58	3-9	20	80	3-11	35	65	4-6	13	87
Селенга*	<u>36-52</u> 41			<u>26-198</u> 84			<u>52-112</u> 79			<u>21-43</u> 31		

Примечание: * - Сороковикова и др., 2018, в числителе- размах концентраций, в знаменателе средняя концентрация.

Таблица 5. Сезонная динамика содержания разных форм азота в воде притоков юго-восточного побережья оз. Байкал, 2019-2023 гг.

Реки	Зима			Весна			Лето			Осень		
	N _{общ} ^г МГ/ДМ ³	N _{мин}	N _{орг}	N _{общ} ^г МГ/ДМ ³	N _{мин}	N _{орг}	N _{общ} ^г МГ/ДМ ³	N _{мин}	N _{орг}	N _{общ} ^г МГ/ДМ ³	N _{мин}	N _{орг}
		% от N _{общ}			% от N _{общ}			% от N _{общ}			% от N _{общ}	
Утулик	0,44-0,51	91	9	0,42-0,44	53	47	0,39-0,50	71	29	0,39-0,50	82	18
Солзан	0,37-0,45	92	8	0,37-0,50	80	20	0,31-0,40	60	40	0,31-0,37	67	33
Хара-Мурин	0,26-0,53	79	21	0,25-0,37	56	44	0,20-0,31	57	43	0,19-0,24	78	22
Снежная	0,29-0,37	88	12	0,26-0,43	57	43	0,27-0,43	48	52	0,19-0,23	81	19
Переемная	0,20-0,31	87	13	0,24-0,37	73	27	0,14-0,47	52	48	0,15-0,39	56	44
Мишиха	0,19-0,22	84	16	0,23-0,25	52	48	0,12-0,31	40	60	0,18-0,34	47	53

фосфора в водотоках увеличилась вместе с ростом туристического потока (1241 тыс.) в пос. Листвянка.

В воде притоков юго-западного побережья концентрации P_{общ} выше в 3-17 раз, чем на юго-восточном побережье озера. Для сравнения, содержание данного компонента в воде р. Селенги (основного притока озера) в период 2010-2016 изменялось от 31 мкг/дм³ осенью до 84 мкг/дм³ весной, при среднемноголетнем значении 59 мкг/дм³ (Таблица 4). Эти концентрации сопоставимы с таковыми в ручьях пос. Листвянка (Таблица 6). В воде р. Крестовка среднегодовые концентрации были в 3 раза.

Динамика содержания общего азота в воде притоков пос. Листвянка представлена на Рисунке 5. Отмечено снижение концентраций в воде водотоков по сравнению с 2019 г., что может быть связано со снижением туристической активности. В 2021 г. продолжилось снижение содержания N_{общ} в ручьях Бол. и М. Черемшанка. Как и для общего фосфора, в основном наблюдается рост содержания N_{общ} вниз по течению реки. В ручьях Бол. и М. Черемшанка от

верхнего течения к устью содержание N_{общ} возрастает от 5 до 10 раз, а в воде р. Крестовка его концентрация по течению реки изменяется незначительно, к устью возрастает в 1,5 раза, руч. Каменушка в 2 раза, но не во все годы. По результатам исследования подземных вод в пос. Листвянка также выявлено снижение концентраций нитратного азота в воде за период 2018–2021 гг. Авторы связывают это как с ростом количества атмосферных осадков в регионе, что привело к повышенному питанию грунтового водоносного горизонта и поднятию зеркала грунтовых вод, так и с устранением техногенных источников загрязнения грунтовых вод (Алексеева и др., 2023А).

По течению ручьев наблюдается не только увеличение концентрации общего фосфора и азота, но и изменение формы их нахождения (Таблица 6) Так во всех ручьях к устью возрастает доля минеральных форм фосфора и азота. В воде водотоков М. и Бол. Черемшанка N_{мин} представлен на 91% и 98% нитратным азотом, соответственно. Для вод р. Крестовка на долю нитратного азота приходится

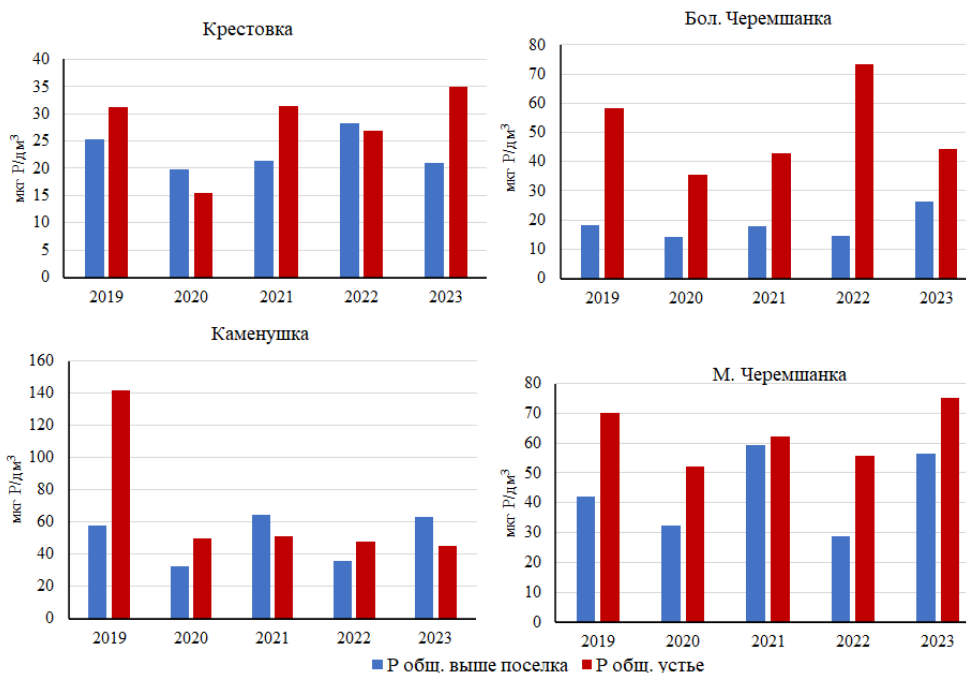


Рис.4. Межгодовая динамика содержания общего фосфора в воде притоков юго-западного побережья оз. Байкал, 2019-2023 гг.

Таблица 6. Содержание разных форм фосфора и азота в воде притоков юго-западного побережья оз. Байкал, 2019-2023 гг. В числителе - размах концентраций, в знаменателе среднее содержание за период наблюдения.

Водотоки	Диапазон концентраций	% от P _{общ}		Диапазон концентраций	% от N _{общ}	
	P _{общ} , мкг /дм ³	P _{мин}	P _{орг}	N _{общ} , мг/дм ³	N _{мин}	N _{орг}
Бол. Черемшанка, выше поселка	<u>1-62</u> 15	37	63	<u>0,12-2,57</u> 0,74	59	41
Бол. Черемшанка, устье	<u>5-221</u> 52	71	29	<u>0,5-28</u> 3,15	78	22
М. Черемшанка, выше поселка	<u>3-140</u> 31	41	59	<u>0,12-2,56</u> 0,66	28	72
М. Черемшанка, устье	<u>5-400</u> 71	66	44	<u>0,23-14</u> 2,87	70	30
Крестовка, выше поселка	<u>3-74</u> 18	40	60	<u>0,05-3</u> 0,40	31	69
Крестовка, устье	<u>3-190</u> 19	39	61	<u>0,15-4</u> 0,60	45	55
Каменушка, выше поселка	<u>11-190</u> 38	60	40	<u>0,19-5,57</u> 0,72	55	45
Каменушка, устье	<u>16-235</u> 70	71	29	<u>0,18-4,68</u> 1,20	65	35

79%, аммонийного - 20% от общего содержания N_{мин}, для вод р. Каменушка - 75 и 24 %, соответственно.

В воде притоков юго-западного побережья концентрации N_{общ} выше в 2-10 раз, чем на юго-восточном побережье озера.

Определение общего азота в воде притоков юго-западного побережья оз. Байкал ранее не проводилось, поэтому сравнивается содержание нитратов, как составляющего компонента минерального азота. Для р. Крестовка в 1950-1955 годы содержание азота нитратного изменялось от 0 до 0,14 мг/дм³ при среднем значении 0,05 мг/дм³ (Вотинцев и др., 1965). В 2007-2012 гг. концентрации дан-

ного компонента были выше, 0,02 – 0,23 мг/дм³, в среднем составляя 0,08 мг/дм³ (Загорюлько и др., 2014). В 2019-2023 гг. размах колебаний составил 0,02-1,01 мг/дм³. Среднее значение концентраций нитратов было в 5 и 3 раза соответственно выше, чем 70 и 10 лет назад. Для руч. Бол. Черемшанка в 1950-1955 годы содержание нитратов колебалось в диапазоне 0,02-0,81 мг/дм³, среднее значение составило 0,33 мг/дм³. В 2019-2023 гг. концентрация рассматриваемого компонента варьировала от 0,18 до 5,4 мг/дм³. Среднее значение было в 6 раз выше, чем в 1950-е годы.

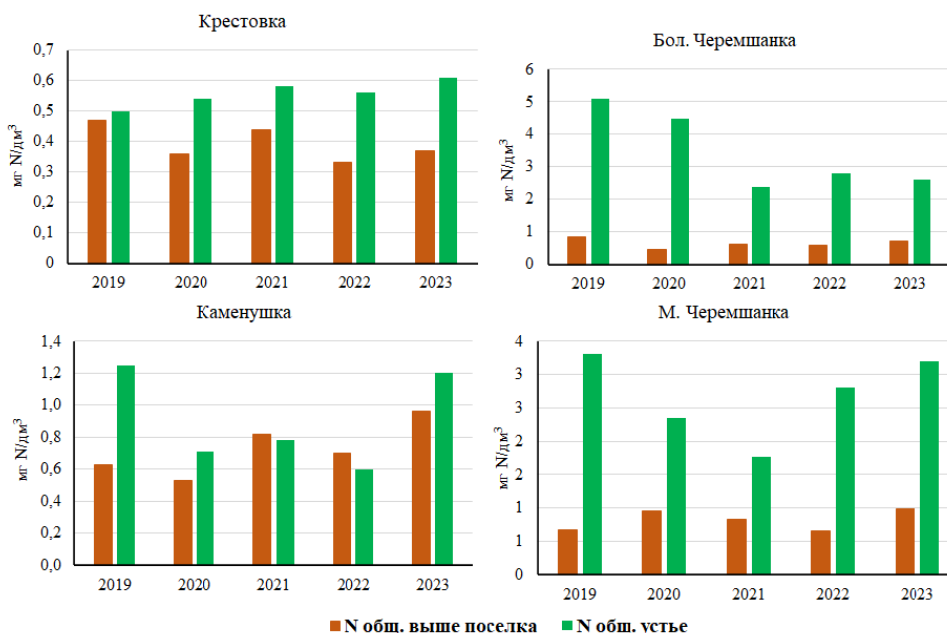


Рис.5. Межгодовая динамика содержания общего азота в воде притоков юго-западного побережья оз. Байкал, 2019-2023 гг.

4. Заключение

Таким образом, комплексная оценка состояния воздушной и водной среды в бассейне Южного Байкала, основанная на многолетнем исследовании речных и снеговых вод, позволила сделать заключение о факторах формирования химического состава вод притоков оз. Байкал на юго-западном и юго-восточном побережьях, выявить причины, влияющие на пространственную и временную динамику концентраций общего фосфора и азота в снеговых и речных водах, количественно оценить уровни накопления N и P в снежном покрове изучаемых территорий.

В сравнении с юго-восточным побережьем содержание $N_{\text{общ}}$ на юго-западном побережье Байкала в 1,6 раз выше, что связано с большей антропогенной нагрузкой на воздушную среду в поселке Листвянка. Среднегодовое содержание $P_{\text{общ}}$ в снежном покрове юго-западного побережья в 2,3 раза выше, чем на юго-восточном побережье. С 1980-х годов поступление $N_{\text{общ}}$ из атмосферы на акваторию Байкала увеличилось в среднем в 1,5 р, поступление $P_{\text{общ}}$ значительно не изменилось.

На юго-восточном побережье озера в водах притоков, вследствие их большего водного стока и меньшей антропогенной нагрузки на их водосборный бассейн, определены низкие концентрации общего фосфора и азота. Изменение содержания в разные годы обусловлено в основном климатическими изменениями регионального характера. Сезонная динамика концентраций азота и фосфора для этих рек в основном связана с естественными процессами, происходящими в водоемах.

На юго-западном побережье на формирование химического состава вод притоков озера и снежного покрова большое влияние оказывает антропогенный фактор. Содержание общего фосфора и азота в воде вниз по течению рек на территории пос. Листвянка увеличивается, в снежном покрове на устьевых участках происходит возрастание концентраций в 2-4 раза.

Из всех проанализированных водотоков в пос. Листвянка менее всего антропогенному влиянию подвержена р. Крестовка, имеющая наибольший водный сток, что способствует снижению концентраций загрязняющих веществ в воде вследствие их разбавления.

По межгодовой динамике содержания фосфора и азота в водотоках пос. Листвянка установлен прямой отклик туристической нагрузки на химический состав вод этого района. При ограничениях посещения туристами пос. Листвянка во время пандемии в 2020-2021 гг. содержание общего фосфора и азота в реках и снежном покрове снизилось.

При сравнении относительного состава речных вод двух побережий Южного Байкала отмечено преобладание минеральных форм азота и фосфора в устьевых участках рек юго-западного побережья, что можно считать показателем влияния человеческой деятельности на процессы формирования вод. В речных водах юго-восточного побережья преобладают органические формы фосфора, что может быть

показателем естественных процессов на водосборе рек.

В водах изучаемых притоков произошло увеличение концентраций нитратного азота в современный период. Увеличилось поступление из атмосферы общего азота на акваторию озера Байкал.

Благодарности

Исследование выполнено по теме Государственного задания ЛИН СО РАН № 0279-2021-0014 (121032300199-9).

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

- Khodzher T.V., Domysheva V.M., Sorokovikova L.M. et al. 2016. Part II. Method and case studies for understanding and monitoring the landscapes of Siberia. Chapter 3. Methods for monitoring the chemical composition of Baikal water. In: Mueller L. et al. (Eds.), *Novel Methods for Monitoring and Managing Land and Water Resources in Siberia*. Cham, pp. 113-132. DOI: [10.1007/978-3-319-24409-9_3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-24409-9_3)
- Kravtsova L.S., Izhboldina L.A., Khanaev I.V. et al. 2014. Nearshore benthic blooms of filamentous green algae in Lake Baikal. *Great Lakes Research* 40: 441-448.
- Malnik V., Masumi Y., Tomberg I. et al. 2022. Lacustrine, wastewater, interstitial and fluvial water quality in the Southern Lake Baikal region. *Journal of Water and Health* 20(1): 23-40. DOI: [10.2166/wh.2021.064](https://doi.org/10.2166/wh.2021.064)
- Obolkin V.A., Molozhnikova E.V., Shikhovtsev M.U. et al. 2021. Sulfur and nitrogen oxides in the atmosphere of Lake Baikal: sources, automatic monitoring, and environmental risks. *Atmosphere* 12(1348): 1-10. DOI: [10.3390/atmos12101348](https://doi.org/10.3390/atmos12101348)
- Onishchuk N.A., Tomberg I.V., Khodzher T.V. 2022. Features of Interannual Dynamics of the Hydrochemical Parameters of Baikal Tributaries near the Village of Listvyanka. *Geography and Natural Resources* 43: 50-55. DOI: [10.1134/S1875372822050158](https://doi.org/10.1134/S1875372822050158)
- Shikhovtsev M.Y., Obolkin V.A., Molozhnikova E.V. 2022. Dependence of the concentration of small gas impurities in the air basin of the Southern Baikal region on synoptic and meteorological conditions according to the Listvyanka station. *Proceedings of SPIE* 12341: 1-7. DOI: [10.1117/12.2643498](https://doi.org/10.1117/12.2643498)
- Sorokovikova L.M., Netsvetaeva O.G., Tomberg I.V. et al. 2020. Monitoring of the snow cover chemical composition and its role in the acidification of the southern Baikal tributaries. *Proceedings of SPIE* 11560: 1-10. DOI: [10.1117/12.2574786](https://doi.org/10.1117/12.2574786)
- Sorokovikova L.M., Netsvetaeva O.G., Tomberg I.V. et al. 2021. Snow cover as a factor of impact on the chemical composition of the Pereemnaya River water (South-Eastern coast of Baikal). *Proceedings of SPIE* 11916: 1-8. DOI: [10.1117/12.2602049](https://doi.org/10.1117/12.2602049)
- 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)
- Wetzel R.G., Likens G.E. 2000. *Limnological analyses*. New York: Springer.

- Алексеев С.В., Алексеева Л.П., Алексеев В.Р. и др. 2016. Гидрогеологические условия поселка Листвянка. *География и природные ресурсы* 6: 32-36. DOI: [10.21782/GIPR0206-1619-2016-6\(32-36\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2016-6(32-36))
- Алексеев С.В., Алексеева Л.П., Шолохов П.А. и др. 2018. Качество подземных и поверхностных вод в районе пос. Листвянка (юго-западное побережье оз. Байкал). *География и природные ресурсы* 4: 105-114. DOI: [10.21782/GIPR0206-1619-2018-4\(105-114\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2018-4(105-114))
- Алексеева Л.П., Алексеев С.В. 2023. Нитратное и аммонийное загрязнение грунтовых вод в пос. Листвянка на оз. Байкал. *Известия Иркутского государственного университета. Серия Науки о Земле* 46: 3-15. DOI: [10.26516/2073-3402.2023.46.3](https://doi.org/10.26516/2073-3402.2023.46.3)
- Алексеева Л.П., Алексеев С.В., Шолохов П.А. и др. 2023. Мониторинг качества подземных вод в поселке Листвянка (юго-западное побережье озера Байкал). *Geodynamics & Tectonophysics* 14(2). 1-11. DOI: [10.5800/GT-2023-14-2-0697](https://doi.org/10.5800/GT-2023-14-2-0697)
- Аналитические, кинетические и расчетные методы в гидрохимической практике. 2017. Лазовик П.А., Ефременко Н.А. (Ред.). Санкт-Петербург: Нестор-История.
- Атлас озера Байкал. 1993. В: Галазий. Г.И. (Ред.). Москва: Роскартография.
- Воробьева И.Б., Власова Н.В., Гагаринова О.В. и др. 2016. Современное состояние территории поселка Листвянка по данным анализа растительности, поверхностных вод и снежного покрова. *География и природные ресурсы* 6: 93-98. DOI: [10.21782/GIPR0206-1619-2016-6\(93-98\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2016-6(93-98))
- Воробьева И.Б., Власова Н.В., Напрасникова Е.В. 2017. Оценка экологического состояния водных объектов байкальской природной территории (юго-западное побережье озера Байкал, поселок Листвянка). *Вода: Химия и Экология* 6: 86-93.
- Вотинцев К.К., Глазунов И.В., Толмачева А.П. 1965. *Гидрохимия рек бассейна озера Байкал*. Москва: Наука.
- Государственный доклад «О состоянии озера Байкал и мерах по его охране в 2022 году». 2023. Иркутск: ФГБУН Институт географии им. В.Б. Сочавы СО РАН.
- Загорулько Н.А., Гребенщикова В.И., Склярова О.А. 2014. Многолетняя динамика химического состава вод реки крестовки (приток озера Байкал). *География и природные ресурсы* 3: 76-82.
- Костюкова М.С. 2022. Современное эколого-геохимическое состояние малых притоков озера Байкал (на примере поселка Листвянка). *Вестник ВГУ, Серия: География. Геоэкология* 4: 118-125. DOI: [10.17308/geo/1609-0683/2022/4/118-125](https://doi.org/10.17308/geo/1609-0683/2022/4/118-125)
- Нечаева Е.Г., Белозерцева И.А., Напрасникова Е.В. и др. 2010. Мониторинг и прогнозирование вещественно-динамического состояния геосистем сибирских регионов. Новосибирск: Наука.
- Напрасникова Е.В., Воробьева И.Б., Власова Н.В. и др. 2007. Санитарно-экологическая оценка воды колодцев на побережье Байкала (п. Листвянка). *Сибирский медицинский журнал* 8: 6-8.
- Обзор состояния и загрязнения окружающей среды в Российской Федерации за 2022 год. 2023. Москва.
- Оболкин В.А. 1989. Режим и распределение атмосферных осадков на хр. Хамар-Дабан. *Климат и растительность Южного Прибайкалья*. Новосибирск: Наука.
- Оболкин В.А., Ходжер Т.В. 1990. Годовое поступление из атмосферы сульфатов и минерального азота в регионе оз. Байкал. *Метеорология и гидрология* 7: 71-76.
- Сороковикова Л.М., Синюкович В.Н., Нецветаева О.Г. и др. 2015. Химический состав снеговых и речных вод юго-восточного побережья озера Байкал. *Метеорология и гидрология* 5: 17-83.
- Сороковикова Л.М., Томберг И.В., Синюкович В.Н. и др. 2018. Фосфор в воде р. Селенги и его вынос в оз. Байкал в условиях низкой водности. *География и природные ресурсы* 39(4): 88-94. DOI: [10.21782/GIPR0206-1619-2018-4\(88-94\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2018-4(88-94))
- Сутурин А.Н., Чебыкин Е.П., Мальник В.В. и др. 2016. Роль антропогенных факторов в развитии экологического стресса в литорали озера Байкал (акватория пос. Листвянка). *География и природные ресурсы* 6: 43-54. DOI: [10.21782/GIPR0206-1619-2016-6\(43-54\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2016-6(43-54))
- Чебунина Н.С., Онищук Н.А., Нецветаева О.Г. и др. 2018. Динамика содержания минеральных форм азота в водотоках и атмосферных осадках поселка Листвянка (Южный Байкал). *Известия ИГУ. Серия «Науки о Земле»* 24: 124-139. DOI: [10.26516/2073-3402.2018.24.3](https://doi.org/10.26516/2073-3402.2018.24.3)
- Янчук М.С., Воробьева И.Б., Власова Н.В. 2021. Геоэкологическая оценка состояния снега и льда на южном побережье озера Байкал. *Вестник ВГУ, Серия: География. Геоэкология* 3: 59-68.