

ISSN 2658-3518

LIMNOLOGY & FRESHWATER BIOLOGY

2024, № 6

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

Breeding biology, morphometric relationships and condition Factor of *Lepidocephalichthys guntea* (Hamilton, 1822)



Ahmed S.¹, Paul S.K.^{1*}, Lahiri T.¹, Rana M.S.¹, Rahman M.J.², Sarker B.S.¹, Saha D.¹

¹ Department of Fisheries and Marine Science, Faculty of Science, Noakhali Science and Technology University, Noakhali-3814, Bangladesh

² Department of Marine Science, Institute of Marine Science and Fisheries, University of Chittagong, Chittagong-4331, Bangladesh

ABSTRACT. *Lepidocephalichthys guntea*, commonly known as loach, is a popular freshwater fish found in various water bodies. This study collected 210 specimens (148 females, 62 males) from fish markets in Noakhali, Bangladesh, to measure various length, weight, gonado-somatic index (GSI), fecundity and condition factor. To establish correlations, the relationships between length-length, length-weight, and GSI with both length and weight were analyzed. Body weight ranged from 1.99 to 8.89 g (mean 4.21 ± 1.49 g), and total length from 6.5 to 10.3 cm (mean 7.91 ± 0.77 cm). GSI peaked in June ($8.63 \pm 1.16\%$), followed by May ($6.58 \pm 0.89\%$), with the lowest values in September (0.01%). Mean fecundity was 7415.3 ± 1168.54 in May and June (spawning season). The condition factor (K_p) was highest (1.04) in fish between 9.5–10.4 cm and lowest (0.87) in the 7.5–8.4 cm group. The coefficient of correlation (r^2) values showed a strong positive relationship between body weight (BW) and both total length (TL) and standard length (SL). Moderate positive correlations were found between BW and head length (HL), and BW and body circumferences (BD) in pooled and female samples. However, in male, the correlations for BW vs. HL, BW vs. BD, as well as TL vs. HL and TL vs. BD, were asymmetrical. The relationships between GSI and both BW and gonad weight (GW) showed moderate positive correlations. Conversely, the coefficient of correlation between GSI and TL in the pooled sample, and GSI with both TL and BW in males, were indicating weak correlations. This study will provide valuable insights for conservation policymakers and hatchery owners, aiding in efforts to prevent the extinction of this species in the wild.

Keywords: Length-weight relationship, Gonado-somatic index, Fecundity, Loach, Condition factor

For citation: Ahmed S., Paul S.K., Lahiri T., Rana M.S., Rahman M.J., Sarker B.S., Saha D. Breeding biology, morphometric relationships and condition Factor of *Lepidocephalichthys guntea* (Hamilton, 1822) // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - P. 1357-1365. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-6-1357

1. Introduction

The length-length and length-weight relationship of fish are important models in the field of fisheries biology and ecology (Kodeeswaran et al., 2023; Ferozekhan et al., 2022, Rana et al., 2022; Paul et al., 2021b; Loh et al., 2011). It serves as a valuable tool for researchers and fisheries managers, enabling them to estimate the weight of fish by considering their length, and vice versa. The significance of this connection is in its contribution to the comprehension of fish development patterns (Sarker et al., 2022; Awasthi et al., 2015), the evaluation of fish populations (Patiyal and Mir, 2017),

and the facilitation of informed decision-making within the fishing sector (Samad et al., 2022).

Bangladesh is fortunate to have several inland freshwater bodies (4706171 ha) support a rich diversity of aquatic species, with fish providing over 60% of the nation's animal protein intake, where has significant contribution of small indigenous species (DoF, 2023). Moreover, small indigenous fish species (SIS) offers a unique opportunity to contribute to optimal nutrition during the first 1000 days of life, due to their content of both fatty acids and micronutrients such as iron, zinc, calcium, vitamin A, and vitamin B12,18 (Bogard et al., 2015; Paul et al., 2023). In fact, SIS pro-

*Corresponding author.

E-mail address: shyamal@nstu.edu.bd (S.K. Paul)

Received: September 09, 2024; **Accepted:** October 07, 2024;
Available online: December 25, 2024

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



vide better nutrition because they are frequently consumed whole, including the head, bones, and eyes, utilizing all available nutrients, including micronutrients (Islam et al., 2023). These minerals are also essential for developing resistance against disease in human body (Mitra et al., 2022).

In fact, small indigenous species (SIS) are a major source of animal protein for Bangladesh's rural residents. However, there is little care for the species' biodiversity, which is steadily declining. One of the significant SIS species that can be found in Bangladeshi freshwater bodies is *Lepidocephalichthys guntea*, locally known as gutum. This species of fish is one of those recognized by the IUCN as being vulnerable in Bangladesh (IUCN Bangladesh, 2015). Freshwater bodies are the main habitat of *L. guntea*. The species recorded from Chalan Beel (flood plain area), Haldi beel (flood plain area) hill streams of Mymensingh, Sylhet and Dinajpur (Akand et al., 2015). *L. guntea* found mostly in swift streams but also available in swamps and lakes (Samad et al., 2022). They prefer bottoms that are primarily sandy or fine gravel so that they may quickly flee from any danger. Recently, artificial breeding and fry production of this endangered SIS species have successfully developed (Sayeed et al., 2009). However, the assessment of the probability of this fish in the fresh water bodies, biological research of this species is essential to know more details on it.

Length-weight relationship (LWR) and Gonado somatic index of any fish species is a significant biological parameter in studying its growth dynamics, production, stocking density, productivity of the habitat and maturity etc. (Rana et al., 2022; Paul et al., 2021a; Hanif et al., 2020; Borah et al., 2020; Garcia, 2010). LWR and condition factor (K) also gives various information like well-being of fish in relation to habitat, its status of stock variation, assessment of growth rate, appearance of first maturity and time of spawning (Awasthi et al., 2015; Kaushik et al., 2015). In addition, GSI and fecundity values are frequently used to

compare reproductive condition across individuals or across different groups of individuals. Besides, several studies successfully used GSI and fecundity values to improve accuracy in determining maturity stage or breeding season of the species (Ali et al., 2021; Paul et al., 2021c; Ganas et al., 2007; Vitale et al., 2006).

Till now, several studies have been conducted on the morphometric and meristic characteristics, length-weight relationship and condition factor of this fresh water fish *L. guntea* in India, Nepal and Bangladesh (Saha et al., 2021; Mandal and Mandal, 2021; Saha et al., 2019; Dhakal and Subba, 2003). However, there is not a single study on the relationship among gonad somatic index, length and weight of gutum fish. In fact, GSI and its relationship with length-weight study is quite unique way to understand the biology of any particular species. So, this piece of research work was designed to illustration the relationship through collect the sample from southeast Bangladesh.

2. Materials and Methods

2.1. Study Area and period

This research aimed to collect samples from the fish retail market of southern Bangladesh, to get the targeted fish from multiple aquatic resources. As a part of these three main fish markets of Noakhali district, Bangladesh such as Poura fish market (22°51'46.3"N 91°05'48.2"E), Maijdee fish market (22°52'21.4"N 91°05'31.7"E) and Sonapur fish market (22°49'25.4"N 91°06'05.1"E) were selected randomly for collection of targeted sample. Noakhali is very rich in fish biodiversity and known as hotspot for the fisheries. This species (*L. guntea*) is frequently found from the month of April to July in various water body (ponds, shrimp farms, rivers, canals, floodplains and estuaries) (Sayeed et al., 2009). The study was conducted from September 2018 to August 2019 and the species *L. guntea* was collected from the fish market in every 15 days interval.

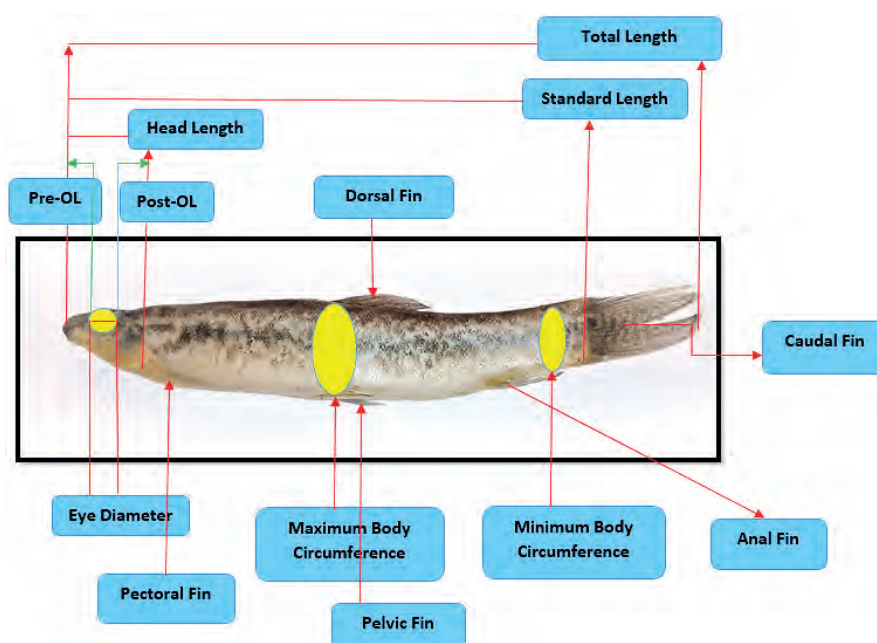


Fig.1. Measurement of morphometric parameter of *L. guntea*

2.2. Sample collection and preservation

A 210 samples were collected from the fish market in very early morning so that it can collect in fresh condition. The samples were generally chosen randomly to avoid the bias. After collection, all samples were immediately preserved with 10% formalin solution (where 10% formalin + 90% water) which helped to stop digestion of food material and autolysis, later all the samples were bring in the laboratory.

2.3. Measurement of morphometric parameters

Before measure the length and body weight, the excess water in fish body was removed by blotting paper. Slide caliper scale (± 0.01 mm precise, EAGems-B00Z5KETD4) was used to determine the length of the species and electrical balance (Shimadzu UX320G) was used to determine weight of each specimen (± 0.01 gm). Morphometric measurement was determined i.e. body weight (BW), total length (TL), standard length (SL), head length (HL), post-orbital length (Post-OL), and body diameter/circumferences (BD) of each specimen (Fig. 1).

For measurement of gonadosomatic index (GSI) and fecundity of female species, each female species was separated from male species on the basis of gonad. After collection of ovaries, those were dried with the blotting paper and weighted individually by an electric balance (Shimadzu UX320G) and stored in 10% formalin to the preserve the ovaries for further analysis of fecundity. A visual inspection was utilized to identify large-sized, while the staining technique involving aceto-carmin was employed to visualize tiny-sized gonads. Subsequently, the samples were examined under a light microscope to enhance contrast and facilitate clear visualization of ova. This method, described by Wassermann and Afonso in 2002, allowed for confirmation of ovary presence upon observing small-sized ova under the microscope. The Gonado-somatic Index (GSI) was calculated using the formula of Devlaming et al., 1982.

$$GSI = \frac{\text{Gonad weight}}{\text{Fish weight}} \times 100.$$

For estimation of fecundity, we followed the gravimetric method. Three sub-samples were collected from the ovary's front, middle, and posterior sections. The number of eggs in each sample was counted, and fecundity was determined using the formula below (Behera et al., 2010):

$$F = \frac{\text{Gonad weight (G)} \times \text{Number of eggs in sub sample(n)}}{\text{Sub-sample weight(g)}}$$

where "F" is fecundity, "n" is the average number of eggs, "G" is the weight of the gonads and "g" is the weight of the subsample.

The well-being or plumpness of each species has been studied by using Fulton's condition factor. In this experiment, we calculated the condition factor for the pooled sex, female and male fishes. Fulton's condition factor has been calculated by using following formula Froese, 2006:

$$K_F = W \times 100 / L^3,$$

where, 'K_F' is Fulton's condition factor. 'W' is net wet weight (gm) of fish and 'L' is length in cm. The factor 100 is employed to bring K_F close to unity.

2.4. Length-Weight Relationship of Gutum Fish (*L. guntea*)

A total of 210 specimens of *L. guntea* were taken for calculating of length-weight relationship (LWRs). In this experiment, we calculated the LWRs of pooled sex, female and male fishes. The LWRs was calculated by Le Cren's (1951) formula as mentioned below;

$$W = aL^b$$

(Here, W = weight of fish (gm), L = total length of fish (cm), a = intercept. b = regression coefficient.

Logarithm-transformation of the linear regression equation, $\log W = \log a + b \log L$, was used to obtain the parameters a, b, and r² (coefficient of determination) (Garcia, 2010). The degree of relationship of pooled, female, male (BW vs TL, BW vs SL, BW vs HL and BW vs BD) were evaluated by calculating the coefficient of determination where a is a coefficient related to body form and b is an exponent indicating isometric growth when equal to 3 and indicating allometric growth when significantly different from 3 (Simon et al., 2009; Simon et al., 2008).

2.5. Length-length relationship of *L. guntea*

The length-length relationships between various body lengths and total length were established using the method of least squares to fit a simple linear regression model expressed as $Y = a + bX$. Here, Y represents the different body lengths, X denotes the total length, a stands for the proportionality constant, and b signifies the regression coefficient. This modeling approach was employed in a study conducted by Erguden and Turan, 2011. The length-length relationship of pooled sex, female and male fishes were calculated among the lengths of TL vs SL, TL vs HL, and TL vs BD.

2.6. Relationship between GSI and other morphological parameters of *L. guntea*

Calculate the relationship between GSI vs TL, GSI vs BW, GSI vs GW of female with using a simple linear regression model expressed as $Y = a + bX$. Where Y represents the total length (TL), body weight (BW) and gonad weight (GW), and X denotes the GSI, 'a' stands for the proportionality constant, and 'b' signifies the regression coefficient.

2.7. Statistical Analysis

Relationship between length-length, length-weight and GSI with other morphological characters were analyzed by the software of SPSS version 22 (IBM®, New York, USA) and MS-Excel at 5% level of significance ($P < 0.05$). Data has been presented as mean \pm standard deviation.

3. Result

3.1. Morphometric Characteristics

The body of *Lepidocephalichthys guntea* is characterized by its elongated, slightly compressed shape and an inferior mouth position. When considering both sexes together, the range of morphometric measurements were as follows: body weight (BW) ranged from 1.99 to 8.89 gm (mean 4.21 ± 1.49 gm), total length (TL) ranged from 6.5 to 10.30 cm (mean 7.91 ± 0.77 cm), standard length (SL) ranged from 5.10 to 8.80 cm (mean 6.52 ± 0.68 cm), head length (HL) ranged from 0.6 to 1.70 cm (mean 1.19 ± 0.14 cm), post-orbital length (Post-OL) ranged from 0.30 to 0.60 cm (mean 0.51 ± 0.07 cm), and body circumferences (BD) ranged from 3.0 to 4.90 cm (mean 3.79 ± 0.42 cm) (Table 1). The mean values of body weight (BW), total length (TL), standard length (SL), head length (HL), post-orbital length (post-OL), and body circumferences (BD) for females were 4.69 ± 1.44 gm, 8.02 ± 0.74 cm, 6.74 ± 0.65 cm, 1.22 ± 0.14 cm, 0.51 ± 0.07 cm, and 3.90 ± 0.42 cm, respectively. For males, the corresponding mean values were 2.98 ± 0.56 gm, 7.27 ± 0.47 cm, 5.99 ± 0.39 cm, 1.12 ± 0.10 cm, 0.50 ± 0.07 cm, and 3.52 ± 0.31 cm (Table 1). It was estimated that, with the increase of total length, other morphometric measurement values like body weight, standard length, head length, post-orbital length, and body circumferences are also increasing gradually. That indicates, the dependent variable (standard length, head length, post-orbital length, body circumferences) are highly correlated with an independent variable of total length.

3.2. Gonado somatic Index and Fecundity of *L. guntea*

L. guntea starts to prepare itself for breeding from the month of April to July. The study mea-

sured the GSI value of this species which was higher ($8.63 \pm 1.16\%$) during the month of June compare to other months (Table 2). This indicates that the peak breeding season was in June. Highest fecundity rate counted 9913 in June also. The decending order of GSI value was $8.63 \pm 1.16\%$ (June) > $6.58 \pm 0.89\%$ (May) > 5.44 ± 1.42 (July) > 5.25 ± 1.03 (April) > $2.77 \pm 0.51\%$ (March) > $1.6 \pm 0.56\%$ (August) > $1.34 \pm 0.37\%$ (February) > $0.1 \pm 0.02\%$ (January) > $0.01 \pm 0.00\%$ (September) > December > November > October (Table 2). In this study, the GSI value exhibited an increase from the month of March (Pre spawning Phase) and declined from the July (Spawning Phase), respectively. The mean value of fecundity was 7415.3 ± 1168.54 in the spawning season, respectively (Table 2). Compare to other months, July and august area the spawning season of *L. guntea* in this study basis on the value of GSI and fecundity.

3.3. Condition Factor

In general, Fulton’s condition factor (K_p) expressed the condition of a fish, such as the degree of well-being, relative robustness, plumpness or fatness in numerical terms (Fulton, 1904). The condition factor for the length group 6.5-7.4 cm (L_1), 7.5-8.4 cm (L_2), 8.5-9.4 cm (L_3), 9.5-10.4 cm (L_4) was found 0.87, 0.79, 0.88 and 1.04 respectively (Fig. 2). The condition factor (K_p) found higher between (9.5-10.4 cm) group and the lower value was between (7.5-8.4 cm) length groups (Fig. 2). Basis on the sex, the condition factor for pooled sex, female and male fishes were 0.85, 0.86 and 0.84, respectively.

3.4. Length-Weight Relationship of *L. guntea*

To determine the length-weight parameters for male, female and the pooled (both male & female) spe-

Table 1. Morphometric measurement values (mean \pm standard deviation) of *L. guntea*

Species		BW (gm)	TL (cm)	SL (cm)	HL (cm)	Post-OL (cm)	BD (cm)
Pooled Sex <i>n</i> = 210	Min	1.99	6.50	5.10	0.60	0.30	3.0
	Max	8.89	10.30	8.80	1.70	0.60	4.90
	Mean	4.21 ± 1.49	7.91 ± 0.77	6.52 ± 0.68	1.19 ± 0.14	0.51 ± 0.07	3.79 ± 0.42
	95% CI	4.01-4.41	7.80-8.01	6.42-6.61	1.17-1.21	0.50-0.52	3.73-3.84
	% TL	—	100	82.43	15.04	6.45	47.91
Female <i>n</i> = 148	Min	2.83	6.50	5.25	0.60	0.30	3.10
	Max	8.89	10.30	8.80	1.70	0.60	4.90
	Mean	4.69 ± 1.44	8.02 ± 0.74	6.74 ± 0.65	1.22 ± 0.14	0.51 ± 0.07	3.90 ± 0.42
	95% CI	4.46-4.93	8.06-8.29	6.63-6.84	1.19-1.24	0.50-0.52	3.83-3.97
	% TL	—	100	82.37	14.90	6.25	47.68
Male <i>n</i> = 62	Min	1.99	6.50	5.10	0.70	0.30	3.00
	Max	5.25	8.20	6.80	1.40	0.60	4.30
	Mean	2.98 ± 0.56	7.27 ± 0.47	5.99 ± 0.39	1.12 ± 0.10	0.50 ± 0.07	3.52 ± 0.31
	95% CI	2.90-3.22	7.17-7.36	5.90-6.08	1.09-1.14	0.49-0.52	3.45-3.59
	% TL	—	100	82.44	15.36	6.90	48.42

Note: TL= Total length, BW= Body weight, SL= Standard length, HL= Head length, Post-OL= Post-orbital length, BD= Body circumferences.

Table 2. Variations of Gonad somatic index (GSI) and fecundity in fish *Lepidocephalichthys guntea* from Noakhali, Bangladesh.

Subject	Resting Phase		Preparatory Phase		Pre spawning Phase		Spawning Phase			Post spawning phase		
	Nov.	Dec.	Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	June	July	Aug.	Sep.	Oct.
GSI	0.0 ±0.0	0.0 ±0.0	0.1 ±0.02	1.34 ±0.37	2.77 ±0.51	5.25 ±1.03	6.58 ±0.89	8.63 ±1.16	5.44 ±1.42	1.6 ±0.56	0.01 ±0.00	0.0 ±0.0
Mean	0.0 ± 0.0		0.72 ± 0.48		4.01 ± 0.71		6.88 ± 1.09			0.57 ± 0.17		
Fecundity	NC	NC	NC	NC	NC	NC	6123 ±831.4	9913 ±1073.7	6210 ±958.5	NC	NC	NC
Mean	NC		NC		NC		7415.3 ± 1168.54			NC		

Note: NC-not counted

cies of *L. guntea*, all the data of lengths were categorized first (Table 1). The result shows, significant ($P < 0.05$) relationship existed between body weight and various lengths and of *L. guntea*.

The coefficient of regression (r^2) values indicated a strong positive relationship between body weight (BW) and total length (TL), as well as between BW and standard length (SL) (Table 3). A moderate positive relationship was observed between BW and head length (HL), and BW and body circumferences (BD) in the pooled and female samples of *L. guntea*. However, in the male specimens of *L. guntea*, the distribution of the correlation was not symmetrical for BW vs. HL and BW vs. BD (Table 3). The analysis suggests that the growth pattern of *L. guntea* with respect to body weight and various length measurements were negatively allometric (Table 3).

3.5. Length-Length relationship of *L. guntea*

In all of category (Pooled, female, male), the value of coefficient of regression for total length (TL) and standard length (SL) existed between the range

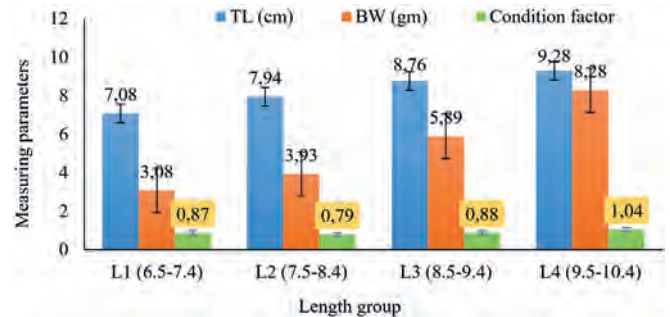


Fig.2. Condition factors of *L. guntea* based on different length groups

of ($0.7 < r^2 < 1.0$) which indicates very strong positive correlation. Moderate positive correlation existed between TL vs HL, TL vs BD in pooled and female fishes (Table 4). However, the correlation distribution was not symmetrical for TL vs. HL and TL vs. BD in male fish, when $r \neq 0$, hence we use the Z distribution over fisher transformation to create the confidence interval (Table 4). The growth pattern among the various length measurements was negatively allometric (Table 4).

Table 3. Estimated parameters of the length-weight relationships of *Lepidocephalichthys guntea* in Bangladesh.

Species	Regression parameters									
	Equation	a	b	95% CI of a		95% CI of b		r ²	p	Growth Type
				LCI	UCI	LCI	UCI			
Pooled Sexes n = 210	BW = a + b × TL	-1.93	2.83	-2.14	-1.73	2.60	3.06	0.74	0.00	Neg. Allometric
	BW = a + b × SL	-1.65	2.77	-1.82	-1.48	2.56	2.99	0.76	0.00	Neg. Allometric
	BW = a + b × HL	0.52	1.07	0.49	0.55	0.75	1.40	0.17	0.00	Neg. Allometric
	BW = a + b × BD	-0.56	2.02	-0.73	-0.39	1.73	2.31	0.47	0.00	Neg. Allometric
Female n = 148	BW = a + b × TL	-1.98	2.88	-2.21	-1.74	2.63	3.14	0.77	0.00	Neg. Allometric
	BW = a + b × SL	-1.52	2.63	-1.72	-1.33	2.40	2.87	0.77	0.00	Neg. Allometric
	BW = a + b × HL	0.58	0.83	0.55	0.62	0.48	1.19	0.13	0.00	Neg. Allometric
	BW = a + b × BD	-0.43	1.85	-0.63	-0.24	1.52	2.17	0.46	0.00	Neg. Allometric
Male n = 62	BW = a + b × TL	-0.86	1.55	-1.61	-0.11	0.68	2.42	0.18	0.00	Neg. Allometric
	BW = a + b × SL	-0.81	1.65	-1.37	-0.24	0.92	2.38	0.26	0.00	Neg. Allometric
	BW = a + b × HL	0.47	0.13	0.44	0.50	-0.37	0.62	0.00	0.62	Neg. Allometric
	BW = a + b × BD	0.15	0.60	-0.17	0.47	0.01	1.19	0.07	0.05	Neg. Allometric

Note: a = intercept, b = regression coefficient; CI = confidence limit; r^2 = coefficient of correlation

Table 4. Estimated parameters of the length-length relationships of *Lepidocephalichthys guntea* in Bangladesh.

Species	Regression parameters									
	Equation	a	b	95% CI of a		95% CI of b		r ²	p	Growth Type
				LCI	UCI	LCI	UCI			
Pooled Sexes n = 210	TL = a + b × SL	0.61	1.12	0.34	0.88	1.08	1.16	0.93	0.00	Neg. Allometric
	TL = a + b × HL	4.59	2.78	3.81	5.37	2.13	3.44	0.25	0.00	Neg. Allometric
	TL = a + b × BD	3.05	1.28	2.34	3.76	1.09	1.47	0.47	0.00	Neg. Allometric
Female n = 148	TL = a + b × SL	1.00	1.07	0.68	1.31	1.02	1.11	0.93	0.00	Neg. Allometric
	TL = a + b × HL	5.21	2.44	4.33	6.09	1.72	3.15	0.24	0.00	Neg. Allometric
	TL = a + b × BD	3.46	1.21	2.64	4.28	1.00	1.42	0.47	0.00	Neg. Allometric
Male n = 62	TL = a + b × SL	1.51	0.96	0.74	2.29	0.83	1.09	0.79	0.00	Neg. Allometric
	TL = a + b × HL	7.19	0.07	6.13	8.25	-0.88	1.02	0.00	0.89	Neg. Allometric
	TL = a + b × BD	6.58	0.20	5.41	7.75	-0.14	0.53	0.02	0.25	Neg. Allometric

Note: a = intercept. b = regression coefficient; CI= confidence limit; r² = coefficient of correlation

3.6. Relationship between Gonadosomatic index (GSI) and morphometric parameter

The relationships between the gonadosomatic index (GSI) and body weight (BW), as well as between GSI and gonad weight (GW), showed moderate positive correlations, with coefficient of correlation (r²) values below 0.50 (Table 5). In contrast, relationships such as GSI vs. total length (TL) in the pooled sample, GSI vs. TL in males, and GSI vs. BW in males were not symmetrical, with coefficient of correlation (r²) values close to or equal to zero, indicating weak or insignificant correlations (Table 5).

4. Discussion

Life history traits are very important for any species and it's basically carried out for the conservation and management of wild fisheries (Rana et al., 2022; Que et al., 2015; Young et al., 2006;). Thus the present study focused on its important biological feature like length- weight relationship, length -length relationship and the relationship among Gonad somatic index with length and weight. From the very recent study Saha et al. (2021) recorded, *L. guntea* may reach highest 10.5cm in length in Bangladesh where the present study recorded the average length of *L. guntea* 7.91cm. However, the highest length of this species recorded 15cm (Froese and Pauly, 2021). The environmental conditions like heavy stock size may be the possible feature for the highest recorded length compare to the present study. Besides, highest weight was recorded for the female species which is similar to the findings of Kangsabati river (Mandal and Mandal, 2021). In fact, the heterogeneity of morphometric characters may vary due to difference in physiological activities like feeding, stress, photoperiod and light regime, circannual and circadian rhythms etc in the male and female fish (Sudasinghe et al., 2023; Rana et al., 2022; Patiyl and Mir, 2017).

It was observed that the values of 'b' were higher in females than those of males may be due to the enor-

mous growth of ovaries in the females as compared to that of testes in the males. The similar results also observed in other literature conducted their study in different aquatic bodies (Mandal and Mandal, 2021; Saha et al., 2021; Paul et al., 2021b; Dhakal and Subba, 2003). The degree of variation of 'b' value takes place with sex feeding; developmental stages of the gonad, especially the ovary affect the weight different population of a species (Paul et al., 2021b; Simon et al., 2008; Vitale et al., 2006). The values of 'a' and 'b' not only vary in different species but also sex, maturity stage, feeding intensity etc. vary in same species. The study revealed that the 'b' value for the length-weight and length-length relationships was below 3, indicating negative allometric growth, while positive allometric growth was observed between GSI and BW in pooled and female fish. The value of 'b' indicates from the present finding that weight increases more than with the increase of length. But in case of male, weight was not increased along with the increase of length. The negative allometric growth observed in males is likely due to energy loss during breeding behavior, as noted in the present study. This finding is consistent with the observations made by Kumari et al., 2021; Paul et al., 2021a; Patiayal and Mir, 2017.

Measuring the condition factor offers valuable insights into fish health and habitat conditions. In this study, the condition factor of *Lepidocephalichthys guntea* varied across three size groups, all showing values below 1. This is likely due to their detritivorous nature and preference for muddy habitats, which may lower their condition. Poor ecosystem services negatively impact fish spawning rates and spawning seasons (Taylor et al., 2019; Biswas, 1993; Froese, 2006). Saha et al. (2019) reported condition factors between 0.78 and 1.34, consistent with this study's findings. A condition factor below 1 suggests that most *L. guntea* in this ecosystem are not in optimal health (Paul et al., 2021a; Mandal and Mandal, 2021; Paul et al., 2021b; Awasthi et al., 2015; Froese, 2006).

Measuring GSI and fecundity provides key insights into the reproductive health and spawning season of fish (Kumari et al., 2021). Reproductive biology

Table 5. Relationship between the gonado-somatic index (GSI) and body parameters of *Lepidocephalichthys guntea* from Noakhali, Bangladesh.

Species	Regression parameters									
	Equation	a	b	95% CI of a		95% CI of b		r ²	p	Growth Type
				LCI	UCI	LCI	UCI			
Pooled Sexes n = 210	GSI = a + b × TL	-1.96	2.06	-3.05	-0.86	0.96	3.16	0.05	0.00	Neg. Allometric
	GSI = a + b × BW	-5.24	5.57	-6.19	-4.29	4.58	6.57	0.32	0.00	Pos. Allometric
	GSI = a + b × GW	0.40	0.60	0.31	0.49	0.50	0.69	0.39	0.00	Neg. Allometric
Female n = 148	GSI = a + b × TL	-1.40	1.68	-2.52	-0.28	0.57	2.78	0.05	0.00	Neg. Allometric
	GSI = a + b × BW	-5.56	5.91	-6.84	-4.28	4.62	7.21	0.32	0.00	Pos. Allometric
	GSI = a + b × GW	0.50	0.60	0.39	0.60	0.45	0.75	0.27	0.00	Neg. Allometric
Male n = 62	GSI = a + b × TL	0.85	-1.23	-2.13	3.83	-4.32	1.85	0.01	0.43	Neg. Allometric
	GSI = a + b × BW	-2.80	2.78	-5.68	0.08	-0.46	6.02	0.04	0.09	Neg. Allometric
	GSI = a + b × GW	0.10	0.48	-0.07	0.26	0.36	0.61	0.43	0.00	Neg. Allometric

Note: a = intercept. b = regression coefficient; CI= confidence limit; r² = coefficient of correlation

is influenced by environmental conditions, as well as the age and size of fish species (Samad et al., 2022; Paul et al., 2021c). Saha et al. (2021) reported that *Lepidocephalichthys guntea* spawns from May to August, with a peak in July, a finding consistent with the present study. However, the fecundity rate observed here is lower, likely due to differences in the fish’s length and weight. In fact, body weight, total length and gonad weight has significant relationship with the Gonado somatic index of *L. guntea* (Hasan et al., 2020) which is similar to the present study. The higher value of ‘b’ in females and pooled sex revealed that, the body-weight relationships with GSI might be affected by the general condition of appetite and gonadal contents of the fish (Paul et al., 2021b; Devlaming et al., 1982). The b value for both male, female and combine sex range between 0.483-5.91 which means the gonado-somatic index has both positive and negative allometric relationship with body weight, length and gonad weight. In fact, the length-weight relationship with GSI in fish is affected by a number of factors including sex, diet, stomach fullness, health, and preservation techniques as well as season and habitat (Ferosekhan et al., 2022; Kumari et al., 2021; Paul et al., 2021c; Devlaming et al., 1982).

5. Conclusion

In this study, the highest recorded weight of *Lepidocephalichthys guntea* was 8.89 g. The breeding season was identified as May to June based on GSI values and fecundity. The condition factor (KF) was highest at 1.04 in fish measuring 9.5–10.4 cm, and lowest at 0.87 in the 7.5–8.4 cm size group. Moderate positive correlations were found between GSI and both body weight (BW) and gonad weight (GW). The coefficient of correlation (r²) values indicated a strong positive relationship between BW vs. total length (TL) and BW vs. standard length (SL), while moderate correlations were observed between BW vs. head length (HL) and BW vs.

body circumferences (BD). Asymmetrical relationships were found within the morphometric parameters in male fish. These findings will be vital for policymakers in developing conservation strategies to protect this species in the freshwater habitats of Noakhali district, Bangladesh.

Acknowledgements

The authors categorical acknowledge our heart-felt indebtedness to (i) Bismillah fish seed production and farm center, langolcourt, Cumilla, Bangladesh for help to collect fish samples and (ii) the Chairman (Department of Fisheries and Marine Science, NSTU, Bangladesh) for use of laboratory facilities.

Funding

This work was supported by National Agricultural Technology Programme (Phase II), Bangladesh Agricultural Research Council, Farmgate, Dhaka, Bangladesh, with grant number [NATP-2/PIU-BARC/Research CRG/2017/553].

Conflict of interests

The authors did not report any probable conflicts of interest in relation to the publication of this manuscript.

References

Akand M.K.H., Hossain M.A.R., Islam M.S. 2015. Present biodiversity status of loaches in the selected Hill-streams of Bangladesh. Research in Agriculture Livestock and Fisheries 2(2): 329-334. DOI: [10.3329/ralf.v2i2.25018](https://doi.org/10.3329/ralf.v2i2.25018)
Ali M.N., Paul S.K., Ahmed Z.F. et al. 2021. Reproductive biology of the silver hatchet *Chela cachius* (Hamilton 1822) in a perennial water body in Bangladesh. Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries 25(4): 313 – 327. DOI: [10.21608/ejabf.2021.189056](https://doi.org/10.21608/ejabf.2021.189056)

Awasthi M., Kashyap A., Serajuddin M. 2015. Length-weight relationship and condition factor of five sub-populations of *Trichogaster lalius* (Osporonemidae) of central and eastern regions of India. Journal of Applied Ichthyology 55: 849–853. DOI: [10.1134/S0032945215060028](https://doi.org/10.1134/S0032945215060028)

Behera B.K., Das P., Singh N.S. et al. 2010. Captive breeding of an endemic medium carp Pengba, *Osteobrama belangeri* (Val.) with Wova-FH in Manipur. Journal of Aquaculture 18: 23–29. DOI: [10.61885/joa.v18.2010.55](https://doi.org/10.61885/joa.v18.2010.55)

Biswas S.P. 1993. Length-weight relationship and condition factor. In: Manual of Methods in Fish Biology. South Asian Publishers, New Delhi, pp. 60–64.

Bogard J.R., Thilsted S.H., Marks G.C. et al. 2015. Nutrient composition of important fish species in Bangladesh and potential contribution to recommended nutrient intakes. Journal of Food Composition and Analysis 42: 120–133. DOI: [10.1016/j.jfca.2015.03.002](https://doi.org/10.1016/j.jfca.2015.03.002)

Borah N., Das S.K., Bhakta D. 2020. Length-weight relationship and relative condition factor of *Polynemus paradiseus* (Linnaeus, 1758) from Hooghly-Matlah estuary, West Bengal. Journal of the Inland Fisheries Society of India 52(2): 204–209. DOI: [10.47780/jifsi.52.2.2020.109948](https://doi.org/10.47780/jifsi.52.2.2020.109948)

Devlaming V., Grossman G., Chapman F. 1982. On the use of the gonosomatic index. Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Physiology 73(1): 31–39. DOI: [10.1016/0300-9629\(82\)90088-3](https://doi.org/10.1016/0300-9629(82)90088-3)

Dhakal A., Subba B. 2003. Length-weight relationship of *Lepidocephalichthys guntea* of Pathri Khola, Morang District. Our Nature 1: 53–57. DOI: [10.3126/on.v1i1.306](https://doi.org/10.3126/on.v1i1.306)

DoF. 2023. National Fish Week 2023, compendium (in Bengali). Departennt of Fisheries, Ministry of Fisheries and Livestock, Bangladesh, pp.160. URL: <https://fisheries.portal.gov.bd/site/download/c99f55f8-8270-4158-929a-d77afd2f34e2>

Erguden D., Turan F., Turan C. 2011. Length-weight and length-length relationships for four shad species along the western Black Sea coast of Turkey. Journal of Applied Ichthyology 27(3): 942–944. DOI: [10.1111/j.1439-0426.2010.01589.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01589.x)

Ferosekhan S., SriHari M., Radhakrishnan K. et al. 2022. Morphology, length-weight relationship, biology and conservation strategies for least studied endemic catfish, *Rita chrysea* (Bagridae) from Mahanadi River system, India. Journal of Applied Ichthyology 62: 535–542. DOI: [10.1134/S0032945222040063](https://doi.org/10.1134/S0032945222040063)

Froese R., Pauly D. 2021. Fishbase 2021: World Wide Web electronic publication. Retrieved from URL: <https://www.fishbase.de/summary/Lepidocephalichthysguntea.html>

Froese R. 2006. Cube law, condition factor, and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. Journal of Applied Ichthyology 22(4): 241–253. DOI: [10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2006.00805.x)

Fulton T.W. 1904. The rate of growth of fishes. 22nd Ann. Rep. Fish. Board Scotland 3:141–241.

Ganias K., Somarakis S., Koutsikopoulos C. et al. 2007. Factors affecting the spawning period of sardine in two highly oligotrophic Seas. Marine Biology 151: 1559–1569. DOI: [10.1007/s00227-006-0601-0](https://doi.org/10.1007/s00227-006-0601-0)

Garcia L.M.B. 2010. Species composition and length-weight relationship of fishes in the Candaba wetland on Luzon Island, Philippines. Journal of Applied Ichthyology 26(6): 946–948. DOI: [10.1111/j.1439-0426.2010.01516.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01516.x)

Hanif M.A., Siddik M.A., Ali M.M. 2020. Length-weight relationships of seven cyprinid fish species from the Kaptai Lake, Bangladesh. Journal of Applied Ichthyology 00: 1–4. DOI: [10.1111/jai.14016](https://doi.org/10.1111/jai.14016)

Hasan K.R., Ahmed S., Khalilur R. et al. 2020. Investigation of some reproductive aspects of Guntea loach, *Lepidocephalus gantea* Hamilton from Rangpur region of Bangladesh. Bangladesh Fisheries Research 19(1/2): 23–34.

Islam M.R., Yeasmin M., Sadia S. et al. 2023. Small indigenous fish: a potential source of valuable nutrients in the context of Bangladesh. Hydrobiology 2: 212–234. DOI: [10.3390/hydrobiology2010014](https://doi.org/10.3390/hydrobiology2010014)

IUCN, Bangladesh. 2015. Red list of Bangladesh, Vol 5, Freshwater Fishes, IUCN-International Union for Conservation of Nature, (Bangladesh Country Office, Dhaka) pp. 360.

Kaushik G., Das M.K., Hussain J.F. et al. 2015. Length-weight relationships of five fish species collected from Ranganadi River (Brahmaputra River tributary) in Assam, India. Journal of Applied Ichthyology 31: 433–434. DOI: [10.1111/jai.12691](https://doi.org/10.1111/jai.12691)

Kodeeswaran P., Kumar T.T., Lal K.K. 2023. Length-weight relationship of four species of deep-sea *Congrid eel* (Congridae) from the southwest coast of India, Arabian Sea. Journal of Ichthyology 63: 840–842. DOI: [10.1134/S0032945223040112](https://doi.org/10.1134/S0032945223040112)

Kumari S., Sarkar U.K., Karnatak G. et al. 2021. Food selectivity and reproductive biology of small indigenous fish Indian river shad, *Gudusia chapra* (Hamilton, 1822) in a large tropical reservoir. Environmental Science and Pollution Research 28: 11040–11052. DOI: [10.1007/s11356-020-11217-w](https://doi.org/10.1007/s11356-020-11217-w)

Le Cren E.D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). Journal of Animal Ecology 20: 201–219. DOI: [10.2307/1540](https://doi.org/10.2307/1540)

Loh K.H., Shao K.T., Chen H.M. 2011. Length-weight relationships for 39 species of moray eel from the waters around Taiwan. Journal of Applied Ichthyology 27(3): 945–948. DOI: [10.1111/j.1439-0426.2010.01601.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2010.01601.x)

Mandal S., Mandal B. 2021. Study of Length-weight relationship and the condition factors of *Lepidocephalichthys guntea* (Hamilton, 1822) from Kangsabati River of district West Midnapore, West Bengal, India. Journal of University of Shanghai for Science and Technology 23(8): 602–615. DOI: [10.51201/JUSST/21/08433](https://doi.org/10.51201/JUSST/21/08433)

Mitra S., Paul S., Roy S. et al. 2022. Exploring the immune-boosting functions of vitamins and minerals as nutritional food bioactive compounds: a comprehensive review. Molecules 27(2): 555. DOI: [10.3390/molecules27020555](https://doi.org/10.3390/molecules27020555)

Patiyal R.S., Mir J.I. 2017. Length-weight relationships of 21 fish species from the upland Ganga River Basin tributaries of Central Indian Himalaya. Journal of Applied Ichthyology 33: 861–863. DOI: [10.1111/jai.13386](https://doi.org/10.1111/jai.13386)

Paul S.K., Akter M., Alam M.M. et al. 2021. Physico-chemical parameters, length-length and length-weight relationships and condition factor of the vulnerable *Gudusia chapra* in the kaptai lake, rangamati, Bangladesh. Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries 25 (5): 983–999. DOI: [10.21608/ejabf.2021.208199](https://doi.org/10.21608/ejabf.2021.208199)

Paul S.K., Habib M.A., Ali M.N. et al. 2021. Meristic and morphometric characteristics relationships, condition factor and breeding biology of Indian Potashi (*Neotropius atherinoides*) in the adjacent river of chalon beel, Bangladesh. Journal of Survey in Fisheries Science 8(1): 47–64. DOI: [10.18331/SFS2021.8.1.4](https://doi.org/10.18331/SFS2021.8.1.4)

Paul S.K., Sarker S., Sarker B.S. et al. 2021. Breeding biology and dose optimization for captive breeding of striped dwarf catfish, *Mystus vittatus*, using different hormones. Iranian Journal of Fisheries 21(1): 104–121. DOI: [10.22092/ijfs.2022.125852](https://doi.org/10.22092/ijfs.2022.125852)

Paul S.K., Hasan M.T., Al-Mamun M. et al. 2023. Biochemical composition of different loaches in Bangladesh. International Journal of Agriculture and Animal Production 3 (5): 12–21. DOI: [10.55529/ijaap.35.12.21](https://doi.org/10.55529/ijaap.35.12.21)

Que Y.F., Pan L., Chen F. et al. 2015. Length-weight relationships of thirty-seven fish species from the Hongshui River, Southwest China. Journal of Applied Ichthyology 31: 804–806. DOI: [10.1111/jai.12759](https://doi.org/10.1111/jai.12759)

Rana M.S., Paul S.K., Saha D. et al. 2022. Morphometric parameters, length-weight relationships and condition factor of three ambassid fishes from Chalan Beel, Bangladesh. Iranian Journal of Ichthyology 9(4): 244-251. DOI: [10.22034/iji.v9i4.959/](https://doi.org/10.22034/iji.v9i4.959/)

Saha N., Roy P., Nadia Z.M. et al. 2021. Life-history traits of Guntea loach, *Lepidocephalichthys guntea* (Hamilton, 1822) in the Payra River, Southern Bangladesh. Lakes & Reservoirs: Research & Management 26: e12378. DOI: [10.1111/lre.12378](https://doi.org/10.1111/lre.12378)

Saha N., Ullah M.R., Islam M.S. et al. 2019. Morphometric relationships between length-weight and length-length and condition factor of four small indigenous fishes from the Payra River, southern Bangladesh. Archives of Agriculture and Environmental Sciences 4(2): 230-234. DOI: [10.26832/24566632.2019.0402016](https://doi.org/10.26832/24566632.2019.0402016)

Samad M.A., Rahman M.A., Mahfuj M.SE. et al. 2022. Life-history traits of ten commercially important small indigenous fish species (SIFS) in the Oxbow lake (Southwestern Bangladesh): key for sound management. Environmental Science and Pollution Research 29: 23650-23664. DOI: [10.1007/s11356-021-17492-5](https://doi.org/10.1007/s11356-021-17492-5)

Sarker B.S., Paul S.K., Maruf M.K.K. et al. 2022. A graphical approach for analyses of data thin non-parametric continuous variable of *Botia dario* with R programming language. Polish Journal of Natural Science 37 (2): 233-262. DOI: [10.31648/pjns.7414](https://doi.org/10.31648/pjns.7414)

Sayeed M.A., Akter S., Paul A.K. et al. 2009. Development of artificial breeding technique of gutum, *Lepidocephalichthys guntea* (Hamilton, 1822) using carp pituitary. Journal of Agroforestry and Environment 3(1): 195-197.

Simon K.D., Bakar Y., Samat A. et al. 2009. Population growth, trophic level, and reproductive biology of two con-

generic archer fishes (*Toxotes chatareus*, Hamilton 1822 and *Toxotes jaculatrix*, Pallas 1767) inhabiting Malaysian coastal waters. Journal of Zhejiang University Science B 10(12): 902-911. DOI: [10.1631/jzus.B0920173](https://doi.org/10.1631/jzus.B0920173)

Simon K.D., Mazlan A.G., Cob Z.C. et al. 2008. Age determination of archer fishes (*Toxotes jaculatrix* and *Toxotes chatareus*) inhabiting Malaysian estuaries. Journal of Biological Sciences 8(6):1096-1099. DOI: [10.3923/jbs.2008.1096.1099](https://doi.org/10.3923/jbs.2008.1096.1099)

Sudasinghe H., Dahanukar N., Raghavan R. et al. 2023. The loach genus *Lepidocephalichthys* (Teleostei: Cobitidae) in Sri Lanka and peninsular India: multiple colonizations and unexpected species diversity. Hydrobiologia 851: 1113-1133. DOI: [10.1007/s10750-023-05321-4](https://doi.org/10.1007/s10750-023-05321-4)

Taylor J.J., Rytwinski T., Bennett J.R. et al. 2019. The effectiveness of spawning habitat creation or enhancement for substrate-spawning temperate fish: a systematic review. Environmental Evidence 8(1): 1-31. DOI: [10.1186/s13750-019-0162-6](https://doi.org/10.1186/s13750-019-0162-6)

Vitale F., Svedäng H., Cardinale M. 2006. Histological analysis invalidates macroscopically determined maturity ogives of the Kattegat cod (*Gadus morhua*) and suggests new proxies for estimating maturity status of individual fish. ICES Journal of Marine Science 63: 485-492. DOI: [10.1016/j.icesjms.2005.09.001](https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.09.001)

Wassermann G.J., Afonso L.O.B. 2002. Validation of the aceto-carmin technique for evaluating phenotypic sex in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fry. Ciência Rural, Santa Maria 32(1): 133-139. DOI: [10.1590/S0103-84782002000100023](https://doi.org/10.1590/S0103-84782002000100023)

Young J.L., Bornik Z.B., Marcotte M.L. et al. 2006. Integrating physiology and life history to improve fisheries management and conservation. Fish and Fisheries 7(4): 262-283. DOI: [10.1111/j.1467-2979.2006.00225.x](https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2006.00225.x)

First finding of nematode DNA of the genus *Rhabdochona* (Spiruromorpha: Thelazioidea: Rhabdochonidae) in the metagenome of the digestive tract of a deep-water species: Godlewski's sculpin *Abyssocottus* (*Limnocottus*) *godlewskii*

Dzyuba Ye.V.[✉], Bukin Yu.S.[✉], Khanaev I.V.[✉], Bogdanov B.E.[✉], Yakhnenko A.S.[✉], Sapozhnikova Yu.P.*[✉], Denikina N.N.[✉]

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

ABSTRACT. Nucleotide sequences of the fragment of the *cox1* gene in nematodes with the relative DNA representativeness of 2.6% were identified for the first time by the method of high-throughput sequencing in the digestive tract of Godlewski's sculpin *Abyssocottus* (*Limnocottus*) *godlewskii*. The phylogenetic analysis performed allowed to state that the sequences obtained belong to a representative of the family Rhabdochonidae (Spiruromorpha: Thelazioidea). Representatives of Rhabdochonidae have not been found yet in the parasitic fauna of Lake Baikal sculpins. Possible ways of nematode DNA income into the digestive tract of fish are discussed.

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

For citation: Dzyuba Ye.V., Bukin Yu.S., Khanaev I.V., Bogdanov B.E., Yakhnenko A.S., Sapozhnikova Yu.P., Denikina N.N. First finding of nematode DNA of the genus *Rhabdochona* (Spiruromorpha: Thelazioidea: Rhabdochonidae) in the metagenome of the digestive tract of a deep-water species: Godlewski's sculpin *Abyssocottus* (*Limnocottus*) *godlewskii* // *Limnology and Freshwater Biology*. 2024. - № 6. - P. 1366-1379. DOI: [10.31951/2658-3518-2024-A-6-1366](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2024-A-6-1366)

1. Introduction

The use of modern technologies of high-throughput sequencing (metabarcoding) allows a considerable completion of the results obtained by traditional methods of parasitic fauna research (Villsen et al., 2022; Denikina et al., 2023a; b; Dzyuba et al., 2024), which is important for fish ecology. Despite some limitations (Siddall et al., 2012; Kvist, 2013; Sakaguchi et al., 2017), the benefits of the molecular-genetic approach lie in its efficiency due to the high resolution and the possibility of identifying a wide range of species (Harms-Tuohy et al., 2016; Jakubavičiūtė et al., 2017; Yoon et al., 2017). Molecular genetic barcoding methods are widely used in studies of nematode systematics and taxonomy using various (nuclear and mitochondrial) genetic markers, including a gene of the small subunit of ribosomal RNA (18S SSU rRNA), gene of the large subunit of ribosomal RNA (28S LSU rRNA), gene of the first subunit of cytochrome oxidase I (*cox1*) and internal transcription spacer (ITS) regions of a ribosomal RNA locus

(Knot et al., 2020). The use of fragments of the *cox1* gene for barcoding of nematode DNA is efficient for species diversity studies with a likely genetic distance threshold of 5% between conspecific and interspecies sequences, but has some limitations due to significant information gaps on the actual diversity and taxonomy of a group as well as the lack of a sufficient database of *cox1* sequences (Armenteros et al., 2014). The assessment of the efficiency of using the *cox1* gene as a DNA barcode for different nematode genera showed that it is necessary to thoroughly determine the thresholds for the lower taxonomic levels in order to explore their diversity (Gonçalves et al., 2021). Metabarcoding has become a convenient tool for diversity identification and assessment, but its use for nematode research is only at developmental stage (Gonçalves et al., 2021).

The endemic Baikal species Godlewski's sculpin *Abyssocottus* (*Limnocottus*) *godlewskii* (Dybowski, 1874) inhabits the depths from 100 to 900 m (Bogdanov, 2023). The parasitic fauna of this species of lacustrine sculpins has been poorly studied to date. The difficul-

*Corresponding author.

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

Received: September 25, 2024; **Accepted:** October 24, 2024;
Available online: December 25, 2024

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



ties in studying deep-water fishes are due to the small amount of fish samples resulting from the laborious fishing process. As a result of researching the food spectrum of Godlewski's sculpin using a new generation sequencing method, we obtained sequences of parasitic protozoa of the family Eimeriidae (Dzyuba et al., 2024) and nematodes. The aim of the work was to analyze the sequences of nematodes from the digestive tract of Godlewski's sculpin.

2. Materials and methods

The samples were collected from board of the research vessel "G.Yu. Vereshchagin" in September 2019 in the opening area of Chivyrkuy Bay in Lake Baikal (53°59.674'N, 109°09.086'E) at the depths from 790 to 820 meters. The fish species were identified according to the latest revisions (Bogdanov, 2017; 2023). We used five specimens of Godlewski's sculpin weighing from 8.7 to 28.5 g for the analysis, the total length ranged from 95 to 149 mm.

Under laboratory conditions, the contents of the entire digestive tract (250-700 µL) from each specimen were diluted with water of equal volume mQ, milled and mixed thoroughly. Total DNA was extracted using an extraction kit "AmpliSens DNA-sorb-AM" (Russia) according to the manufacturer's manual. A fragment of the *cox1* gene with a length of approximately 350 base pairs was amplified for each sample in 30 cycles with decrease of annealing temperature by 0.3°C from the initial 55°C with the primers MiSeq: COIintF 5'tcgtcgcgcagctcagatgtgtataagagacagGGWACWGGWT-GAACWGTWTAYCCYCC and dgHCO2198 5'gtctcgtgggctcggagatgtgtataagagacagTAIACYTCIGGRTGIC-CRAARAAYCA (Leray et al., 2013). All amplicons were pooled for the samples prepared for sequencing.

A library from the pool of rectified amplicons was constructed using a Nextera XT kit (Illumina, Hayward, California, USA), and nucleotide sequences were determined using Illumina NextSeq. The resulting data block was assigned a registration number in the GenBank: PRJNA1086215. Initial reads were trimmed for quality using Trimmomatic V 0.39 software (Bolger et al., 2014) with the following options: average read quality 20, minimum read length 140. Initial read data were collected in contigs containing full-size amplification products using metaSPAdes software (Nurk et al., 2017) with k-mer lengths of 21, 33, 55, 77, 99, and 121. The selected k-mer lengths allowed to aggregate in merged contigs only reads, that were specific to the initial fragments of *cox1* of the DNA mixture of different species of a metagenomic sample. A complete set of sequences of the marker *cox1* from the International Barcode of Life Database (iBOL) (<https://ibol.org/>) served as a reference database for the taxonomic analysis. The DNA sequences for the amplicon collection were aligned with a reference database using the local BLASTn application (Altschul et al., 1990). The results of the BLAST analysis were converted into a table of the representativeness of the taxa in the DNA of the digestive tract contents of the fish. Primary editing of the nucleotide sequences of the nematode representatives

and the corresponding data, represented the the NCBI international database (Table 1), was performed using BioEdit software. The data were aligned using ClustalW software. The nematode sequences were registered in GenBank: ## PP567251 and PP567252.

We used a classification based on molecular data (SSU rDNA) considering morphological, ontogenetic and biological characteristics from the World Database of Nematodes (Nemys, 2024) in this work.

The phylogenetic analysis, including the choice of models for the reconstruction of evolutionary history and the determination of genetic diversity within the groups, was performed using the software MEGA7 (Kumar et al., 2016). The estimation of average evolutionary diversity within the genera *Rhabdochona* and *Spinitectus* was performed using the Tamura-Nei model (Tamura and Nei, 1993). The rate change between sites was modeled with a gamma distribution. Phylogenetic reconstruction of evolutionary history based on nucleotide sequences was performed using the maximum likelihood method according to the Tamura-Nei model with gamma correction of differences in replacement accumulation rates at different sites (TN93 + G) (Tamura and Nei, 1993; Kumar et al., 2016). Phylogenetic reconstruction of evolutionary history based on amino acid sequences was performed using the maximum likelihood method according to the Le-Gascuel model with gamma correction of differences in replacement accumulation rates at different sites (LG + G protein evolutionary model) (Nei and Kumar, 2000; Le and Gascuel, 2008). The reliability of the topology of the phylogenetic trees was tested with a non-parametric booster (1000 replicates). The nucleotide sequences of the *cox1* gene of representatives of the Ascaridomorpha (*Contracaecum osculatum* (Rudolphi, 1802) Baylis, 1920, *Raphidascaris trichiuri* and *Ichtyobronema hamulatum* (Moulton, 1931) Moravec, 1994) from the NCBI were used as an outgroup for the analysis.

3. Results and discussion

Analysis of the metagenomic sequencing data of the digestive tract DNA of Godlewski's sculpin resulted in the detection of nematode sequences, whose number of nucleotide reads amounted to 2.6% of the total number of reads. The sequences obtained were represented by two haplotypes differing by five silent substitutions and showing maximum homologies (83.2 and 80.8%) with sequences of *Rhabdochona kidderi* Pearse, 1936 from the family Rhabdochonidae Skrjabin, 1946.

In the phylogenetic reconstruction of the evolutionary history based on the nucleotide data (Fig. 1), the sequences are clustered with representatives of the genera *Rhabdochona* (Thelazioidea) and *Spinitectus* (Habronematoidea). The genus *Spinitectus* formed a monophyletic dense group with a low genetic diversity index (0.004), while the genus *Rhabdochona* showed significant genetic heterogeneity (0.019). The nucleotide sequences of the species belonging to the families Gongylonematidae, Habronematidae, Pneumospiruridae, Spirocercidae, Spiruridae and Thelaziidae (Table 1) formed a common cluster. It

Table 1. Nucleotide sequence numbers of the *cox1* gene of representatives of the suborder Spirurina Railliet & Henry, 1915, used in the analysis (GenBank).

Infraorder Spiruromorpha De Ley & Blaxter, 2002			
Hyperfamily	Family	Genus	Species, sequence number
Thelazioidea Skrjabin, 1915	Rhabdochonidae Skrjabin, 1946	<i>Rhabdochona</i> Railliet, 1916	<i>Rhabdochona acuminata</i> , MK341636 <i>Rhabdochona adentata</i> , MN927199 <i>Rhabdochona ahuehuellensis</i> , MK353477 <i>Rhabdochona canadensis</i> , MH778489 <i>Rhabdochona gendrei</i> , OR088887 <i>Rhabdochona ictaluri</i> , MK353482 <i>Rhabdochona guerreroensis</i> , MN592669 <i>Rhabdochona kidderi</i> , MH778490 <i>Rhabdochona lichtenfelsi</i> , DQ990974 <i>Rhabdochona mexicana</i> , MH778491 <i>Rhabdochona osorioi</i> , MK341626 <i>Rhabdochona salgadoi</i> , MH778492 <i>Rhabdochona xiphophori</i> , MH778493
	Thelaziidae Skrjabin, 1915	<i>Thelazia</i> Bosc, 1819	<i>Thelazia californiensis</i> MW055239 <i>Thelazia callipaeda</i> , AB538283 <i>Thelazia gulosa</i> AJ544881 <i>Thelazia rhodesi</i> , MT511659
	Pneumospiruridae Wu & Hu, 1938	<i>Metathelazia</i> Skinker, 1931	<i>Metathelazia capsulata</i> , ON995621
Habronematoidea Ivaschkin, 1961	Cystidicolidae Skrjabin, 1946	<i>Spinitectus</i> Fourment, 1883	<i>Spinitectus humbertoi</i> , MH778494 <i>Spinitectus mexicanus</i> , MK341638 <i>Spinitectus mixtecoensis</i> , MK024432 <i>Spinitectus osorioi</i> , MN592671 <i>Spinitectus petterae</i> , OP800448
	Habronematidae Ivaschkin, 1961	<i>Habronema</i> Diesing, 1861	<i>Habronema majus</i> , KX868084 <i>Habronema microstoma</i> , FJ471581 <i>Habronema muscae</i> , KX868085
		<i>Parabronema</i> Baylis, 1921	<i>Parabronema skrjabini</i> , MT664738
Spiruroidea Oerley, 1885	Gongylonematidae Sobolev, 1949	<i>Gongylonema</i> Molin, 1857	<i>Gongylonema neoplasticum</i> LC331044 <i>Gongylonema nepalensis</i> , LC388892 <i>Gongylonema pulchrum</i> , LC388897
	Spirocercidae Chitwood & Wehr, 1932	<i>Mastophorus</i> Diesing, 1853	<i>Mastophorus muris</i> , MG821081
		<i>Cylicospirura</i> Vevers, 1922	<i>Cylicospirura felineus</i> , GQ342967 <i>Cylicospirura subaequalis</i> , GQ342968 <i>Cylicospirura petrowi</i> , KF719952
		<i>Physocephalus</i> Diesing, 1861	<i>Physocephalus lassancei</i> , KT894799
	Spiruridae Oerley, 1885	<i>Protospirura</i> Seurat, 1914	<i>Protospirura numidica</i> , KT894801 <i>Protospirura muricola</i> , KP760207
Infraorder Ascaridomorpha De Ley & Blaxter, 2002			
Ascaridoidea Baird, 1853	Anisakidae Railliet & Henry, 1912	<i>Contracaecum</i> Railliet & Henry, 1912	<i>Contracaecum osculatum</i> , HQ268721
	Raphidascarididae Hartwich, 1954	<i>Raphidascaris</i> Railliet & Henry, 1915	<i>Raphidascaris trichiuri</i> , FJ907318
Seuratoidea Hall, 1916	Quimperidae Gendre, 1928	<i>Ichtyobronema</i> Gnedina & Savina, 1930	<i>Ichtyobronema hamulatum</i> , KX3658991

should be noted that the branching order in a phylogenetic reconstruction does not always correspond to a taxonomic position, both at the species level and at the level of the major taxa (Thelazioidea and Habronematoidea). The nucleotide sequences of the *cox1* gene of representatives of Ascaridomorpha (*Contracaecum osculatum* (Rudolphi, 1802) Baylis, 1920, *Raphidascaris trichiuri* (currently – *Ichthyascaris trichiuri* (Yin & Zhang, 1983) Luo & Huang, 2001) and *Ichtyobronema hamulatum* (Moulton, 1931) Moravec, 1994) from the GenBank were used as an outgroup in the analysis (Fig. 1).

For comparison, a phylogenetic reconstruction of the evolutionary history was carried out based on amino acid sequences (Fig. 2). The translated amino acid sequences from the intestines of Godlewski's sculpin, like the nucleotide sequences, cluster with the representatives of the genera *Rhabdochona* (Thelazioidea) and *Spinitectus* (Habronematoidea). In this case, however, the Rhabdochonidae form a unified group, which is a sister branch related to the genus *Spinitectus*. Furthermore, the Rhabdochonidae* sequences obtained in this study occupy a basal position in relation to these two genera, as shown in Figure 1 (Fig. 2).

Overall, despite a generally low level of support, we can suppose with sufficient probability that the nematode sequences obtained from the digestive tracts of fish belong to a representative of the genus *Rhabdochona*.

The family Rhabdochonidae Travassos, Artigas & Pereira, 1928 comprises 12 genera and 198 species (Hodda, 2022). Representatives of the genus *Beaninema* are found in freshwater fishes (Caspeta, Mandujano, Moravec & Salgado Maldonado, 2001 и *Rhabdochona* Railliet, 1916). The genus *Beaninema* includes a species of nematodes that parasitize in the gall bladder of *Cichlasoma beani* (Jordan, 1889) (Caspeta-Mandujano et al., 2001). The cosmopolitan genus *Rhabdochona* comprises 169 species that mainly inhabit the digestive system of fish of the families Cyprinidae, Salmonidae, Cottidae, etc. (Moravec, 1972; 2010; Mejía-Madrid et al., 2007; Moravec and Muzzall, 2007; Moravec and Nagasawa, 2018; 2021; Hodda, 2022). The most important intermediate hosts of nematodes are larvae and imago of mayflies of the order Ephemeroptera (Moravec, 1994; Hirasawa and Urabe, 2003; Hirasawa and Yuma, 2003; Hirasawa et al., 2004). Caddisflies of the genus *Hydropsyche* and stoneflies as intermediate hosts occur less frequently (Moravec, 1995; Saraiva et al., 2002).

We hypothesize that the nematode (or its DNA) could income into the digestive tract of Godlewski's sculpin in two ways: directly (eggs and/or environment DNA) from the external environment and/or indirectly from its food.

It is known that the eggs of many nematode species are resistant to environmental factors (McSorley, 2003; Mkandawire et al., 2022), which enables their detection in water and sediment samples (Rusch et al., 2018; Trujillo-González et al., 2019).

In the parasite fauna of the Lake Baikal sculpins, the nematode species found belonged to two

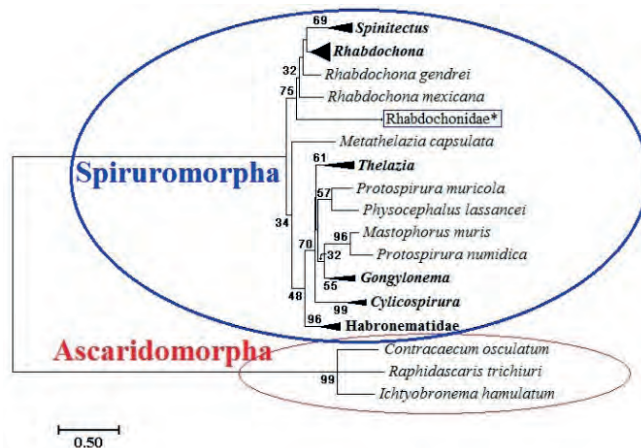


Fig.1. Phylogenetic tree of the representatives of the suborder Spirurina, constructed using the maximum likelihood method on the basis of nucleotide sequences of fragments of the *cox1* gene. **Rhabdochonidae*** – a sequence from Godlewski's sculpin

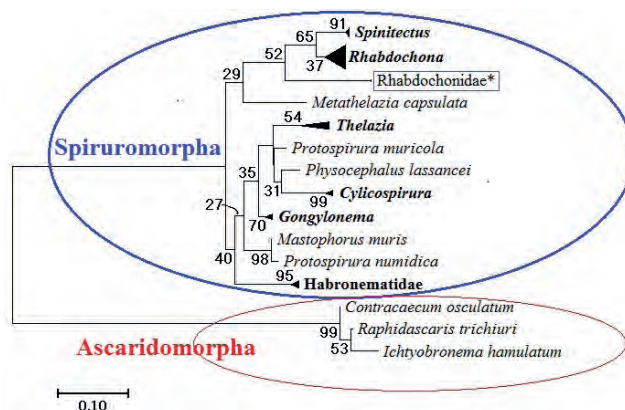


Fig.2. Phylogenetic tree of the representatives of the suborder Spirurina, constructed using the maximum likelihood method based on the translated amino acid sequences of fragments of the protein *Cox1*. **Rhabdochonidae*** – a sequence from Godlewski's sculpin

infraorders: Spiruromorpha (*Comephoronema werestschagini* Layman, 1933) и Ascaridomorpha (*I. hamulatum*, *Contracaecum osculatum baicalensis* Mosgovoi et Ryjikov, 1950 and *Raphidascaris (Raphidascaris) acus* (Bloch, 1779) Railliet & Henry, 1915). Nematodes of the genus *Rhabdochona* were previously unknown for the deep-water species of Lake Baikal, however, they have been found in the intestines of Baikal graylings and daces (Pugachev, 2004).

The nematodes are one of the least studied fish parasites in the Baikal region (Rinchinov et al., 2017), and information on intermediate hosts for nematodes of the genus *Rhabdochona* is not available. It is known that the most important intermediate hosts for nematodes of the genus *Rhabdochona* are larvae and imago of mayflies Ephemeroptera (Moravec, 1994; Hirasawa and Urabe, 2003; Hirasawa and Yuma, 2003; Hirasawa et al., 2004), including the genera *Heptagenia* and *Ephemera*, occurring among the fauna in Lake Baikal tributaries (Klyuge, 2009). Representatives of the genus *Hydropsyche* also occur as intermediate hosts for

nematodes of the genus *Rhabdochona* (Moravec, 1995; Moravec and Scholz, 1995; Saraiva et al., 2002) and are part of caddisfly fauna in the Baikal region (Rozhkova et al., 2020).

It has been shown that the peculiarities of fish feeding can favor their contamination with nematodes (Akramova et al., 2019; Nazhmiddinov et al., 2021), whose life cycles are associated with a change of host. The role of intermediate hosts belongs to amphibiotic insects, and of reservoir hosts belongs to fishes (Akramova et al., 2019). For example, North American species of the Cottidae family host *Rhabdochona cotti* Gustafson, 1949 in their intestines (Moravec and Muzzall, 2007). Among the food of these fishes there are representatives of the order Ephemeroptera (Scott and Crossman, 1973; Mason and Machidori, 1976).

The Baikal black grayling, *Thymallus baicalensis* (Dybowski, 1874), is a typical representative of the littoral ichthyofauna of Lake Baikal. The range of organisms it consumes is very broad and includes both benthic species and imago of insects of different species (Tugarina and Kupchinskaya, 1977; Tugarina, 1981; Knizhin et al., 2006). Stoneflies, mayflies and caddisflies, including the genus *Hydropsyche*, are represented in the grayling's food spectrum (Teslenko et al., 2011; Kolesov, 2018).

The Siberian dace, *Leuciscus baicalensis* (Dybowski, 1874) inhabits the near-shore zone of Lake Baikal, its bay and shallow tributaries. Its main food is benthic invertebrates, amphibiotic insect imago, algae and detritus (Popov and Popov, 2015). Considering the peculiarities of the ecology of these species, the presence of nematodes of the genus *Rhabdochona* in them is quite explainable. The food spectrum of Lake Baikal sculpins is dominated by amphipods, juvenile fish and oligochaetes (Bazikalova et al., 1937; Taliev, 1955; Sideleva and Mekhanikova, 1990). Known intermediate hosts of nematodes of the genus *Rhabdochona* – mayflies and caddisflies – are not on the diet of Lake Baikal sculpins. Therefore, the nematode DNA we detected may belong to both the parasites of Godlewski's sculpin and to the parasites of their food objects.

4. Conclusion

Nematodes of the genus *Rhabdochona* were previously unknown for deep-sea fish in Lake Baikal. The results obtained indicate the presence of parasite species that have not yet been described in the endemic species of Baikal sculpins. This fact provides a perspective for the integrated parasitological and molecular genetic research of the parasitic fauna as well as for the revision of the previously described parasite species in the fishes of Lake Baikal.

Funding and Acknowledgements

The authors thank the team of the R/V “G.Yu. Vereshchagin” for their help with the sampling. The work was done within the framework of the state assignments ## 121032300224-8 and 121032300196-8.

Conflict of interest

The authors declare no competing financial or personal interests.

References

- Akramova F.D., Azimov D.A., Shakarboev E.B. et al. 2019. Ecological and faunistic analysis of Spirurida order Nematodes – zooparasites of Uzbekistan. Rossijskij parazitologicheskij zhurnal [Russian Journal of Parasitology] 13(3): 11-24. DOI: [10.31016/1998-8435-2019-13-3-11-24](https://doi.org/10.31016/1998-8435-2019-13-3-11-24) (in Russian)
- 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)
- Armenteros M., Rojas-Corzo A., Ruiz-Abierno A. et al. 2014. Systematics and DNA barcoding of free-living marine nematodes with emphasis on tropical desmodorids using nuclear SSU rDNA and mitochondrial COI sequences. Nematology 16(8): 979-989. DOI: [10.1163/15685411-00002824](https://doi.org/10.1163/15685411-00002824)
- Bazikaliova A.Ya., Kalinnikova T.N., Mikhin V.S. 1937. Materialy k poznaniyu bychkov Baykala [Materials to the knowledge of Baikal sculpins]. Proceedings of Baikal Limnological Station 7(2): 209-213. (in Russian)
- Bogdanov B.E. 2017. Review of genus *Limnocottus* sculpins (Pisces: Cottidae): nomenclature, phenetic relationships and diagnostic characters. Bajkal'skij zoologicheskij zhurnal [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 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)
- Caspeta-Mandujano J.M., Moravec F., Salgado-Maldonado G. 2001. Two new species of rhabdochonids (Nematoda: Rhabdochonidae) from freshwater fishes in Mexico, with a description of a new genus. Journal of Parasitology 87(1): 139-43. DOI: [10.1645/0022-3395\(2001\)087\[0139:TNSORN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1645/0022-3395(2001)087[0139:TNSORN]2.0.CO;2)
- Denikina N.N., Kulakova N.V., Bukin Yu.S. et al. 2023. The first detection of DNA of *Caryophyllaeus laticeps* (Pallas, 1781) in sunbleak *Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843). Limnology and Freshwater Biology 1: 6-10. 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 Yu.S. et al. 2023. Phylogenetic analysis of coccidia (Apicomplexa: Eimeriorina) in the belica *Leucaspius delineatus* (Heckel, 1843). Limnology and Freshwater Biology 4: 104-118. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-4-104](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-4-104)
- Dzyuba Ye.V., Bukin Yu.S., Khanaev I.V. et al. 2024. The first detection of coccidia (Conoidasida: Eimeriidae) DNA in Godlewski's sculpin *Abyssocottus (Limnocottus) godlewskii* (Dybowski, 1874). Limnology and Freshwater Biology 5: 1206-1218. DOI: [10.31951/2658-3518-2024-A-5-1206](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2024-A-5-1206)
- Gonçalves L.T., Bianchi F.M., Deprá M. et al. 2021. Barcoding a can of worms: testing *cox1* performance as a DNA barcode of Nematoda. Genome 64(7): 705-717. DOI: [10.1139/gen-2020-0140](https://doi.org/10.1139/gen-2020-0140)
- 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)
- Hirasawa R., Urabe M., Yuma M. 2004. Relationship between intermediate host taxon and infection by nematodes

of the genus *Rhabdochona*. Parasitology International 53(1): 89-97. DOI: [10.1016/j.parint.2003.12.001](https://doi.org/10.1016/j.parint.2003.12.001)

Hirasawa R., Urabe M. 2003. *Ephemera strigata* (Insecta: Ephemeroptera: Ephemeridae) is the intermediate host of the nematodes *Rhabdochona denudata honshuensis* and *Rhabdochona coronacauda* in Japan. Journal of Parasitology 89(3): 617-20. DOI: [10.1645/GE-3106RN](https://doi.org/10.1645/GE-3106RN)

Hirasawa R., Yuma M. 2003. *Ephemera strigata* imagoes are the likely source of a parasitic nematode infection of fish. Folia parasitologica 50: 313-314.

Hodda M. 2022. Phylum Nematoda: a classification, catalogue and index of valid genera, with a census of valid species. Zootaxa 5114(1):1-289. DOI: [10.11646/zootaxa.5114.1.1](https://doi.org/10.11646/zootaxa.5114.1.1)

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)

Klyuge N.Yu. 2009. Ephemeroptera in the basin of Lake Baikal. In: Timoshkin O.A. (Ed.), Index of animal species inhabiting Lake Baikal and its catchment area. Novosibirsk: Nauka. (in Russian)

Knizhin I.B., Weiss S.J., Sushnik S. 2006. Graylings (*Thymallus*, Thymallidae) of Lake Baikal basin: diversity and taxonomic status of forms. Voprosy ihtiologii [Journal of Ichthyology] 46(4): 442-459. (in Russian)

Knot I.E., Zouganelis G.D., Weedall G.D. et al. 2020. DNA barcoding of Nematodes using the MinION. Frontiers in Ecology and Evolution 8. DOI: [10.3389/fevo.2020.00100](https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00100)

Kolesov N.A. 2018. Biology of the Siberian grayling *Thymallus arcticus* in the basin of the River Tom'. Vestnik Kemerovskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya: Biologicheskie, tekhnicheskie nauki i nauki o Zemle [Bulletin of Kemerovo State University. Series: Biological, Engineering and Earth Sciences] 1: 27-31. (in Russian)

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)

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)

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)

Mason J.C., Machidori S. 1976. Populations of sympatric sculpins, *Cottus aleuticus* and *Cottus asper*, in four adjacent salmon-producing coastal streams on Vancouver Island, B.C. U.S. Fishery Bulletin 74 (1): 131-141.

McSorley R. 2003. Adaptations of nematodes to environmental extremes. Florida Entomologist 86(2): 138-142. DOI: [10.1653/0015-4040\(2003\)086\[0138:AONTEE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1653/0015-4040(2003)086[0138:AONTEE]2.0.CO;2)

Mejía-Madrid H.H., Choudhury A., de León G.P. 2007. Phylogeny and biogeography of *Rhabdochona* Railliet, 1916 (Nematoda: Rhabdochoniidae) species from the Americas. Systematic Parasitology 67(1): 1-18. DOI: [10.1007/s11230-006-9065-3](https://doi.org/10.1007/s11230-006-9065-3)

Mkandawire T.T., Grencis R.K., Berriman M. et al. 2022. Hatching of parasitic nematode eggs: a crucial step determining infection. Trends in Parasitology 38(2): 174-187. DOI: [10.1016/j.pt.2021.08.008](https://doi.org/10.1016/j.pt.2021.08.008)

Moravec F., Muzzall P. 2007. Redescription of *Rhabdochona cotti* (Nematoda, Rhabdochoniidae) from *Cottus caeruleomen-*

tum (Teleostei, Cottidae) in Maryland, USA, with remarks on the taxonomy of North American *Rhabdochona* spp. Acta Parasitologica 52: 51-57. DOI: [10.2478/s11686-006-0049-x](https://doi.org/10.2478/s11686-006-0049-x)

Moravec F., Nagasawa K. 2018. *Rhabdochona angusticaudata* sp. n. (Nematoda: Rhabdochoniidae) from the Japanese eel *Anguilla japonica*, and new records of some other nematodes from inland fishes in Japan. Folia Parasitologica 65: 016. DOI: [10.14411/fp.2018.016](https://doi.org/10.14411/fp.2018.016)

Moravec F., Nagasawa K. 2021. Some spirurid nematodes (Spirurida) from freshwater and brackish-water fishes in Okinawa Prefecture, Japan, with descriptions of two new species. Acta Parasitologica 66: 163-177. DOI: [10.1007/s11686-020-00268-1](https://doi.org/10.1007/s11686-020-00268-1)

Moravec F., Scholz T. 1995. Life history of the nematode *Rhabdochona hellichi*, a parasite of the barbel in the Jihlava River, Czech Republic. Journal of Helminthology 69(1): 59-64. DOI: [10.1017/S0022149X00013845](https://doi.org/10.1017/S0022149X00013845)

Moravec F. 1972. General characterization of the nematode genus *Rhabdochona* with a revision of the South American species. Acta Societatis Zoologicae Bohemoslovacae 36: 29-46.

Moravec F. 1994. Parasitic nematodes of freshwater fish of Europe. Praha: Academia.

Moravec F. 1995. Trichopteran larvae (Insecta) as the intermediate hosts of *Rhabdochona hellichi* (Nematoda: Rhabdochoniidae), a parasite of *Barbus barbus* (Pisces). Parasitology Research 81(3): 268-270. DOI: [10.1007/BF00937122](https://doi.org/10.1007/BF00937122)

Moravec F. 2010. Some aspects of the taxonomy, biology, possible evolution and biogeography of nematodes of the spirurine genus *Rhabdochona* Railliet, 1916 (Rhabdochoniidae, Thelazioidea). Acta Parasitologica 55: 144-160. DOI: [10.2478/s11686-010-0017-3](https://doi.org/10.2478/s11686-010-0017-3)

Nazhmiddinov E.Kh., Kuchboev A.E., Mukhammadiyev M.A. et al. 2021. Ecological and morphological characteristics of nematodes of the genus *Rhabdochona*, parasites of the marinka. Theory and practice of prevention of parasitic diseases 22: 387-393. DOI: [10.31016/978-5-6046256-1-3.2021.22.387-393](https://doi.org/10.31016/978-5-6046256-1-3.2021.22.387-393)

Nei M., Kumar S. 2000. Molecular evolution and phylogenetics. New York: Oxford University Press.

Nemys eds. 2024. Nemys: World Database of Nematodes. Accessed at URL: <https://nemys.ugent.be> on 2024-08-08. DOI: [10.14284/366](https://doi.org/10.14284/366)

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)

Popov P.A., Popov V.A. 2015. Ecology of the dace (*Leuciscus leuciscus baicalensis*) from reservoirs of the Siberia. Mir nauki, kul'tury, obrazovaniya [Science, Culture, Education World] 1(50): 403-406. (in Russian)

Pugachev O.N. 2004. Checklist of the freshwater fish parasites of the Northern Asia: Nematoda, Acanthocephala, Hirudinea, Mollusca, Crustacea, Acari. Saint-Petersburg: Proceedings of the Zoological Institute of RAS. (in Russian)

Rinchinov Z.A., Baldanova D.R., Khamnueva T.R. et al. 2017. Infestation with nematodes of the baikal yellowfish and sand sculpin in the Lake Baikal. Vestnik Buryatskogo gosudarstvennogo universiteta. Biologiya, geografiya [Bulletin of Buryat State University. Biology, geography] 3: 143-147. (in Russian)

Rozhkova N.A., Bazova N.V., Bagranina I.O. 2020. New data on the fauna and distribution of caddisflies (Trichoptera) of the tributaries of Lake Baikal, Russia. Eurasian Entomological Journal 19(6): 347-355. DOI: [10.15298/euroasentj.19.6.09](https://doi.org/10.15298/euroasentj.19.6.09)

Rusch J.C., Hansen H., Strand D.A. et al. 2018. Catching the fish with the worm: a case study on eDNA detection of the monogenean parasite *Gyrodactylus salaris* and two of

its hosts, Atlantic salmon (*Salmo salar*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Parasites & Vectors 11: 1-12. DOI: [10.1186/s13071-018-2916-3](https://doi.org/10.1186/s13071-018-2916-3)

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)

Saraiva A.M., Pereira A., Cruz C. 2002. Observations on the occurrence and maturation of *Rhabdochona anguillae* (Nematoda: Rhabdochonidae) in the Sousa River, Portugal. Helminthologia 39: 41-43.

Scott W.B., Crossman E.J. 1973. Freshwater fishes of Canada. Bulletin Fisheries Research Board of Canada 184: 1-966.

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)

Sideleva V.G., Mekhanikova I.V. 1990. Feeding preference and evolution of the Cottoid of the Lake Baikal. Trudy Zoologicheskogo instituta Akademii nauk SSSR [Proceedings of the Zoological Institute of the USSR AS] 222: 144-161. (in Russian)

Taliev D.N. 1955. Bychki-podkamenshchiki Baykala (Cottoidei) [Sculpins of Lake Baikal (Cottoidei)]. Moscow – Leningrad: Nauka.

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.

Teslenko V.A., Tiunova T.M., Mikheev P.B. et al. 2011. The feeding pattern of the lower Amur grayling *Thymallus tugarinae* (Thymallidae) in the Limuri R. (the Lower Amur R.) Vestnik Severo-Vostochnogo nauchnogo centra DVO RAN [Bulletin of North-East Scientific Center of the RAS FEB] 3: 51-58. (in Russian)

Trujillo-González A., Edmunds R.C., Becker J.A. et al. 2019. Parasite detection in the ornamental fish trade using environmental DNA. Scientific Reports 9: 5173. DOI: [10.1038/s41598-019-41517-2](https://doi.org/10.1038/s41598-019-41517-2)

Tugarina P.Ya., Kupchinskaya Ye.S. 1977. Pitaniye i pishchevyye vzaimootnosheniya ryb Baykalo-Angarskogo basseyna [Feeding and food relation between fishes of Baikal-Angara basin]. Novosibirsk: Nauka. (in Russian)

Tugarina P.Ya. 1981. Khariusy Baykala [Graylings of Lake Baikal]. Novosibirsk: Nauka. (in Russian)

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)

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)

Первая находка ДНК нематоды рода *Rhabdochona* (Spiruromorpha: Thelazioidea: Rhabdochonidae) в метагеноме пищеварительного тракта глубоководного вида: широколобки Годлевского *Abyssocottus* (*Limnocottus*) *godlewskii*

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

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

АННОТАЦИЯ. Впервые в пищеварительном тракте широколобки Годлевского *Abyssocottus* (*Limnocottus*) *godlewskii* методом высокопроизводительного секвенирования идентифицированы нуклеотидные последовательности фрагмента гена *cox1* нематод с относительной представленностью ДНК 2,6%. Проведенный филогенетический анализ позволяет утверждать, что полученные последовательности принадлежат представителю семейства Rhabdochonidae (Spiruromorpha: Thelazioidea). Ранее в составе фауны паразитов озерных широколобок представители Rhabdochonidae отмечены не были. Обсуждаются возможные пути поступления ДНК нематод в пищеварительный тракт рыб.

Ключевые слова: Nematoda, Rhabdochonidae, *Abyssocottus* (*Limnocottus*) *godlewskii* (Dybowski, 1874), ген *cox1*, Байкал

Для цитирования: Дзюба Е.В., Букин Ю.С., Ханаев И.В., Богданов Б.Э., Яхненко А.С., Сапожникова Ю.П., Деникина Н.Н. Первая находка ДНК нематоды рода *Rhabdochona* (Spiruromorpha: Thelazioidea: Rhabdochonidae) в метагеноме пищеварительного тракта глубоководного вида: широколобки Годлевского *Abyssocottus* (*Limnocottus*) *godlewskii* // *Limnology and Freshwater Biology*. 2024. - № 6. - С. 1366-1379. DOI: [10.31951/2658-3518-2024-A-6-1366](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2024-A-6-1366)

1. Введение

Использование современных технологий высокопроизводительного секвенирования (мета-баркодирование) позволяет существенно дополнить результаты, полученные с помощью традиционных методов исследования фауны паразитов (Villsen et al., 2022; Деникина и др., 2023а; b; Дзюба и др., 2024), которая является значимым направлением в экологии рыб. Несмотря на ряд ограничений (Siddall et al., 2012; Kvist, 2013; Sakaguchi et al., 2017), достоинства молекулярно-генетического подхода обусловлены его эффективностью за счет высокого разрешения и возможности идентификации широкого спектра видов (Harms-Tuohy et al., 2016; Jakubavičiūtė et al., 2017; Yoon et al., 2017). В исследованиях, посвященных систематике и таксономии нематод, широко применяются молеку-

лярно-генетические методы штрих-кодирования с использованием разнообразных (ядерных и митохондриальных) генетических маркеров, включая ген малой субъединицы рибосомальной РНК (18S SSU rRNA), ген большой субъединицы рибосомальной РНК (28S LSU rRNA), ген первой субъединицы цитохром оксидазы I (*cox1*) и внутренние транскрибируемые спейсерные области (ITS) локуса рибосомальной РНК (Knot et al., 2020). Использование фрагментов гена *cox1* для штрих-кодирования ДНК нематод эффективно для изучения разнообразия видов с возможным порогом генетического расстояния в 5% между консpezifическими и межвидовыми последовательностями, однако имеет некоторые ограничения, обусловленные существенными пробелами в информации о реальном разнообразии и таксономии группы, а также отсутствием достаточной базы данных последовательностей

*Автор для переписки.

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

Поступила: 25 сентября 2024; Принята: 24 октября 2024;

Опубликована online: 25 декабря 2024

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



cox1 (Armenteros et al., 2014). Оценка эффективности использования гена *cox1* в качестве штрих-кода ДНК для разных родов нематод показала, что для изучения их разнообразия необходимо тщательное определение порогов для более низких таксономических уровней (Gonçalves et al., 2021). Метабаркодинг стал удобным инструментом для идентификации и оценки разнообразия, но его применение при изучении нематод находится на этапе становления (Gonçalves et al., 2021).

Эндемичный вид оз. Байкал широколобка Годлевского *Abyssocottus (Limnocottus) godlewskii* (Dybowski, 1874) обитает на глубинах от 100 до 900 м (Богданов, 2023). Фауна паразитов этого вида озерных широколобок до настоящего времени остается малоизученной. Сложности в исследованиях глубоководных рыб 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 паразитических простейших сем. Eimeriidae (Дзюба и др., 2024) и нематод. Целью работы являлось проведение анализа последовательностей нематод 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'tcgctggcagcgctcagatgtgtataagagacagGGWAC WGGWTGAACWGTWTAYCCYCC и dgHCO2198 5'gtctcgtgggctcgagatgtgtataagagacagTAIACYTCIGGRTGICC RAARAAYCA (Leray et al., 2013). Все ампликоны объединяли для подготовки пробы к секвенированию.

Библиотеку из очищенного пула ампликонов конструировали с использованием набора Nextera XT (Illumina, Хейворд, Калифорния, США), нуклеотидные последовательности определяли с помощью Illumina NextSeq. Полученному массиву данных присвоен регистрационный номер GenBank: PRJNA1086215. 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. Референсной базой данных для таксономического анализа послужил 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 пищеварительных трактов рыб. Первичную обработку нуклеотидных последовательностей представителей нематод и соответствующих данных, представленных в международной базе NCBI (Таблица 1), проводили в редакторе BioEdit, выравнивали с помощью программы ClustalW. Последовательности нематод зарегистрированы в GenBank: №№ PP567251 и PP567252.

В работе применяли классификацию на основе молекулярных данных (SSU rDNA), с учетом морфологических, онтогенетических и биологических признаков из World Database of Nematodes (Nemys, 2024).

Филогенетический анализ, включая выбор моделей реконструкции эволюционной истории и определение генетического разнообразия внутри групп, проводили с использованием программы MEGA7 (Kumar et al., 2016). Оценку среднего эволюционного разнообразия внутри родов *Rhabdochona* и *Spinitectus* проводили с использованием модели Тамуры-Нея (Tamura and Nei, 1993). Изменение скорости между сайтами моделировали с помощью гамма-распределения. Филогенетическую реконструкцию эволюционной истории, основанной на нуклеотидных последовательностях, проводили методом максимального правдоподобия по модели Тамуры-Нея с гамма коррекцией различий в скоростях накопления замен в различных сайтах (TN93+G) (Tamura and Nei, 1993; Kumar et al., 2016). 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). Нуклеотидные последовательности гена *cox1* представителей Ascaridomorpha (*Contracaecum osculatatum* (Rudolphi, 1802) Baylis, 1920, *Raphidascaris trichiuri* и *Ichtyobronema hamulatum* (Moulton, 1931) Moravec, 1994) из NCBI, использовали в анализе в качестве аут-группы.

Таблица 1. Номера нуклеотидных последовательностей гена *cox1* представителей подотряда Spirurina Railliet & Henry, 1915, использованных в анализе (GenBank).

Инфраотряд Spiruromorpha De Ley & Blaxter, 2002			
Надсемейство	Семейство	Род	Вид, номер последовательности
Thelazioidea Skrjabin, 1915	Rhabdochonidae Skrjabin, 1946	<i>Rhabdochona</i> Railliet, 1916	<i>Rhabdochona acuminata</i> , MK341636 <i>Rhabdochona adentata</i> , MN927199 <i>Rhabdochona ahuehuellensis</i> , MK353477 <i>Rhabdochona canadensis</i> , MH778489 <i>Rhabdochona gendrei</i> , OR088887 <i>Rhabdochona ictaluri</i> , MK353482 <i>Rhabdochona guerreroensis</i> , MN592669 <i>Rhabdochona kidderi</i> , MH778490 <i>Rhabdochona lichtenfelsi</i> , DQ990974 <i>Rhabdochona mexicana</i> , MH778491 <i>Rhabdochona osorioi</i> , MK341626 <i>Rhabdochona salgadoi</i> , MH778492 <i>Rhabdochona xiphophori</i> , MH778493
	Thelaziidae Skrjabin, 1915	<i>Thelazia</i> Bosc, 1819	<i>Thelazia californiensis</i> MW055239 <i>Thelazia callipaeda</i> , AB538283 <i>Thelazia gulosa</i> AJ544881 <i>Thelazia rhodesi</i> , MT511659
	Pneumospiruridae Wu & Hu, 1938	<i>Metathelazia</i> Skinker, 1931	<i>Metathelazia capsulata</i> , ON995621
Habronematoidea Ivaschkin, 1961	Cystidicolidae Skrjabin, 1946	<i>Spinitectus</i> Fourment, 1883	<i>Spinitectus humbertoi</i> , MH778494 <i>Spinitectus mexicanus</i> , MK341638 <i>Spinitectus mixtecoensis</i> , MK024432 <i>Spinitectus osorioi</i> , MN592671 <i>Spinitectus petterae</i> , OP800448
	Habronematidae Ivaschkin, 1961	<i>Habronema</i> Diesing, 1861	<i>Habronema majus</i> , KX868084 <i>Habronema microstoma</i> , FJ471581 <i>Habronema muscae</i> , KX868085
		<i>Parabronema</i> Baylis, 1921	<i>Parabronema skrjabini</i> , MT664738
Spiruroidea Oerley, 1885	Gongylonematidae Sobolev, 1949	<i>Gongylonema</i> Molin, 1857	<i>Gongylonema neoplasticum</i> LC331044 <i>Gongylonema nepalensis</i> , LC388892 <i>Gongylonema pulchrum</i> , LC388897
	Spirocercidae Chitwood & Wehr, 1932	<i>Mastophorus</i> Diesing, 1853	<i>Mastophorus muris</i> , MG821081
		<i>Cylicospirura</i> Vevers, 1922	<i>Cylicospirura felineus</i> , GQ342967 <i>Cylicospirura subaequalis</i> , GQ342968 <i>Cylicospirura petrowi</i> , KF719952
		<i>Physocephalus</i> Diesing, 1861	<i>Physocephalus lassancei</i> , KT894799
	Spiruridae Oerley, 1885	<i>Protopirura</i> Seurat, 1914	<i>Protopirura numidica</i> , KT894801 <i>Protopirura muricola</i> , KP760207
Инфраотряд Ascaridomorpha De Ley & Blaxter, 2002			
Ascaridoidea Baird, 1853	Anisakidae Railliet & Henry, 1912	<i>Contraecum</i> Railliet & Henry, 1912	<i>Contraecum osculatum</i> , HQ268721
	Raphidascarididae Hartwich, 1954	<i>Raphidascaris</i> Railliet & Henry, 1915	<i>Raphidascaris trichiuri</i> , FJ907318
Seuratoidea Hall, 1916	Quimperiidae Gendre, 1928	<i>Ichtyobronema</i> Gnedina & Savina, 1930	<i>Ichtyobronema hamulatum</i> , KX3658991

3. Результаты и обсуждение

В результате анализа данных метагеномного секвенирования ДНК содержимого пищеварительных трактов широколобки Годлевского детектированы последовательности нематод, количество нуклеотидных прочтений которых составило 2,6% от общего количества ридов. Полученные последовательности были представлены двумя гаплотипами, отличающимися между собой пятью молчащими заменами и имеющими максимальные гомологии (83,2 и 80,8%) с последовательностями *Rhabdochona kidderi* Pearse, 1936 семейства Rhabdochonidae Skrjabin, 1946.

В филогенетической реконструкции эволюционной истории, основанной на нуклеотидных данных (Рис. 1), последовательности кластеризуются с представителями родов *Rhabdochona* (Thelazioidea) и *Spinitectus* (Habronematoidea). При этом род *Spinitectus* сформировал монофилитичную плотную группу с низким показателем генетического разнообразия (0,004), а род *Rhabdochona* продемонстрировал значительную генетическую гетерогенность (0,019). Нуклеотидные последовательности видов, принадлежащих семействам Gongylonematidae, Habronematidae, Pneumospiruridae, Spirocercidae, Spiruridae и Thelaziidae (Таблица 1), сформировали общий кластер. Следует отметить, что порядок ветвления в филогенетической реконструкции не всегда соответствует таксономическому положению как на уровне видов, так и на уровне крупных таксонов (Thelazioidea и Habronematoidea). Нуклеотидные последовательности гена *cox1* представителей Ascaridomorpha (*Contracaecum osculatum* (Rudolphi, 1802) Baylis, 1920, *Raphidascaris trichiuri* (в настоящее время – *Ichthyascaris trichiuri* (Yin & Zhang, 1983) Luo & Huang, 2001) и *Ichtyobronema hamulatum* (Moulton, 1931) Moravec, 1994) из NCBI, использовали в анализе в качестве аут-группы (Рис. 1).

Для сравнения была проведена филогенетическая реконструкция эволюционной истории, основанная на аминокислотных последовательностях (Рис. 2). Транслированные аминокислотные последовательности из кишечника широколобки Годлевского, так же, как и нуклеотидные, кластеризуются с представителями родов *Rhabdochona* (Thelazioidea) и *Spinitectus* (Habronematoidea). Однако рабдохоны в этом случае формируют единую группу, являющуюся сестринской ветвью по отношению к роду *Spinitectus*. При этом последовательности Rhabdochonidae*, полученные в данном исследовании, как и на Рисунке 1, занимают базальное положение по отношению к этим двум родам (Рис. 2).

В целом, несмотря на общий низкий уровень поддержек, с достаточной долей вероятности можно предположить принадлежность полученных из пищеварительного тракта рыб последовательностей нематод представителю рода *Rhabdochona*.

Семейство Rhabdochonidae Travassos, Artigas & Pereira, 1928 включает в себя 12 родов и 198 видов (Hodda, 2022). У пресноводных рыб отмечены представители родов *Beaninema* Caspeta, Mandujano,

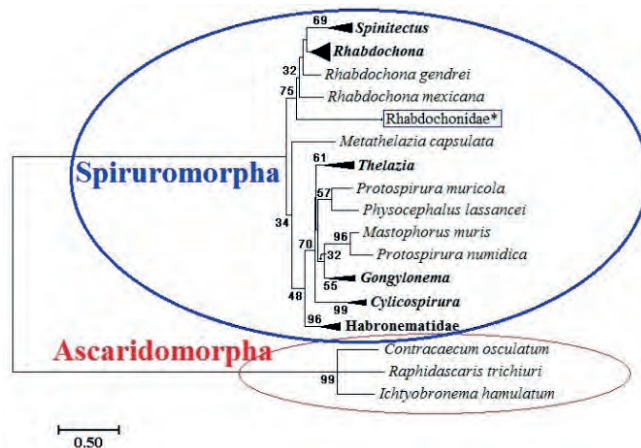


Рис. 1. Филогенетическое дерево представителей подотряда Spirurina, построенное методом максимального правдоподобия на основании нуклеотидных последовательностей фрагментов гена *cox1*. Rhabdochonidae* – последовательности из широколобки Годлевского

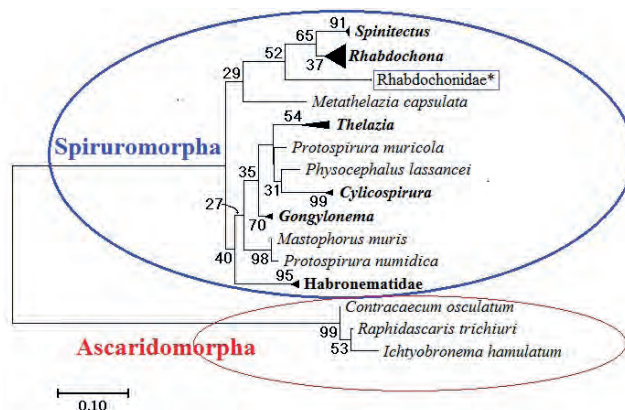


Рис. 2. Филогенетическое дерево представителей подотряда Spirurina, построенное методом максимального правдоподобия на основании транслированных аминокислотных последовательностей фрагментов белка *Cox1*. Rhabdochonidae* – последовательности из широколобки Годлевского

Moravec & Salgado Maldonado, 2001 и *Rhabdochona* Railliet, 1916. Род *Beaninema* включает в себя один вид нематод, паразитирующий в желчном пузыре цихлазомы беина *Cichlasoma beani* (Jordan, 1889) (Caspeta-Mandujano et al., 2001). Космополитный род *Rhabdochona* содержит 169 видов, обитающих преимущественно в пищеварительной системе рыб из семейств: Cyprinidae, Salmonidae, Cottidae и др. (Moravec, 1972; 2010; Mejía-Madrid et al., 2007; Moravec and Muzzall, 2007; Moravec and Nagasawa, 2018; 2021; Hodda, 2022). Основными промежуточными хозяевами нематод являются личинки и имаго поденок отряда Ephemeroptera (Moravec, 1994; Hirasawa and Urabe, 2003; Hirasawa and Yuma, 2003; Hirasawa et al., 2004). Ручейники рода *Hydropsyche* и веснянки в качестве промежуточных хозяев отмечаются реже (Moravec, 1995; Saraiva et al., 2002).

Мы предполагаем, что нематода (или её ДНК) могла поступить в пищеварительный тракт широколобки Годлевского двумя путями: прямым (яйца и/или ДНК окружающей среды) из внешней среды и/или непрямой из ее кормовых объектов.

Известно, что яйца многих видов нематод обладают устойчивостью к действию факторов окружающей среды (McSorley, 2003; Mkandawire et al., 2022), что позволяет детектировать их в образцах воды и осадках (Rusch et al., 2018; Trujillo-González et al., 2019).

В составе фауны паразитов озерных широколобок обнаруженные виды нематод принадлежали к двум инфраотрядам: Spiruromorpha (*Comephoronema werestschagini* Layman, 1933) и Ascaridomorpha (*I. hamulatum*, *Contracaecum osculatum baicalensis* Mosgovoi et Ryjikov, 1950 и *Raphidascaris (Raphidascaris) acus* (Bloch, 1779) Railliet & Henry, 1915). Нематоды рода *Rhabdochona* ранее не были известны для глубоководных рыб Байкала, однако они были найдены в кишечниках байкальских хариусов и ельца (Пугачев, 2004).

Нематоды являются одной из наименее изученных групп паразитов рыб в Байкальском регионе (Ринчинов и др., 2017), а сведения о промежуточных хозяевах нематод рода *Rhabdochona* отсутствуют. Известно, что основными промежуточными хозяевами нематод рода *Rhabdochona* являются личинки и имаго поденок Ephemeroptera (Moravec, 1994; Hirasawa and Urabe, 2003; Hirasawa and Yuma, 2003; Hirasawa et al., 2004), в том числе родов *Heptagenia* и *Ephemer*, встречающиеся в составе фауны притоков Байкала (Клюге, 2009). Представители рода *Hydropsyche* также отмечаются в качестве промежуточных хозяев нематод рода *Rhabdochona* (Moravec, 1995; Moravec and Scholz, 1995; Saraiva et al., 2002) и входят в состав фауны ручейников Байкальского региона (Рожкова и др., 2020).

Показано, что особенности питания рыб могут способствовать их заражению нематодами (Акрамова и др., 2019; Нажмиддинов и др., 2021), жизненные циклы которых протекают со сменой хозяев. Роль промежуточных хозяев играют амфибиотические насекомые, а резервуарных – рыбы (Акрамова и др., 2019). Например, у североамериканских видов сем. Cottidae в кишечнике паразитирует *Rhabdochona cotti* Gustafson, 1949 (Moravec and Muzzall, 2007). В составе пищи этих рыб отмечены представители отряда Ephemeroptera (Scott and Crossman, 1973; Mason and Machidori, 1976).

Черный байкальский хариус, *Thymallus baicalensis* Dybowski, 1874 типичный представитель ихтиофауны литорали Байкала, спектр потребляемых им организмов очень широк и включает в себя как животных бентоса, так и имаго различных видов насекомых (Тугарина и Купчинская, 1977; Тугарина, 1981; Книжин и др., 2006). Веснянки, поденки и ручейники, в том числе рода *Hydropsyche*, указаны в пищевых спектрах хариусов (Тесленко и др., 2011; Колесов, 2018). Сибирский елец, *Leuciscus baicalensis* (Dybowski, 1874) обитает в прибрежной зоне оз. Байкал, его заливах и притоках с небольшими глубинами. Основу его питания составляют беспозвоночные бентоса, имаго насекомых, водоросли и детрит (Попов и Попов, 2015). Учитывая особенности экологии этих видов нахождение у них нематод рода *Rhabdochona* представляется

вполне объяснимым. В пищевом спектре озерных широколобок доминируют амфиподы, молодь рыб и олигохеты (Базикалова и др., 1937; Талиев, 1955; Сиделева и Механикова, 1990). Известные промежуточные хозяева нематод рода *Rhabdochona* – поденки и ручейники не указаны в питании озерных широколобок. Таким образом, детектированная нами ДНК нематоды может принадлежать как паразиту собственно широколобки Годлевского, так и паразитам его кормовых объектов.

4. Заключение

Нематоды рода *Rhabdochona* ранее не были известны для глубоководных рыб Байкала. Полученные результаты позволяют предположить наличие у эндемичных видов байкальских широколобок не описанных ранее видов паразитов. В связи с этим перспективными являются как комплексные паразитологические и молекулярно-генетические исследования фауны паразитов, так и проведение ревизии описанных ранее видов у рыб озера Байкал.

Источники финансирования и благодарности

Авторы выражают благодарность команде НИС “Г.Ю. Верещагин” за помощь в сборе материала. 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)
- Armenteros M., Rojas-Corzo A., Ruiz-Abierno A. et al. 2014. Systematics and DNA barcoding of free-living marine nematodes with emphasis on tropical desmodorids using nuclear SSU rDNA and mitochondrial COI sequences. *Nematology* 16(8): 979-989. DOI: [10.1163/15685411-00002824](https://doi.org/10.1163/15685411-00002824)
- 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)
- Caspeta-Mandujano J.M., Moravec F., Salgado-Maldonado G. 2001. Two new species of rhabdochonids (Nematoda: Rhabdochonidae) from freshwater fishes in Mexico, with a description of a new genus. *Journal of Parasitology* 87(1): 139-43. DOI: [10.1645/0022-3395\(2001\)087\[0139:TNSORN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1645/0022-3395(2001)087[0139:TNSORN]2.0.CO;2)
- Gonçalves L.T., Bianchi F.M., Deprá M. et al. 2021. Barcoding a can of worms: testing *cox1* performance as a DNA barcode of Nematoda. *Genome* 64(7): 705-717. DOI: [10.1139/gen-2020-0140](https://doi.org/10.1139/gen-2020-0140)
- 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)

- Hirasawa R., Urabe M., Yuma M. 2004. Relationship between intermediate host taxon and infection by nematodes of the genus *Rhabdochona*. *Parasitology International* 53(1): 89-97. DOI: [10.1016/j.parint.2003.12.001](https://doi.org/10.1016/j.parint.2003.12.001)
- Hirasawa R., Urabe M. 2003. *Ephemera strigata* (Insecta: Ephemeroptera: Ephemeridae) is the intermediate host of the nematodes *Rhabdochona denudata honshuensis* and *Rhabdochona coronacauda* in Japan. *Journal of Parasitology* 89(3): 617-20. DOI: [10.1645/GE-3106RN](https://doi.org/10.1645/GE-3106RN)
- Hirasawa R., Yuma M. 2003. *Ephemera strigata* imagoes are the likely source of a parasitic nematode infection of fish. *Folia parasitologica* 50: 313-314.
- Hodda M. 2022. Phylum Nematoda: a classification, catalogue and index of valid genera, with a census of valid species. *Zootaxa* 5114(1):1-289. DOI: [10.11646/zootaxa.5114.1.1](https://doi.org/10.11646/zootaxa.5114.1.1)
- 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)
- Knot I.E., Zouganelis G.D., Weedall G.D. et al. 2020. DNA barcoding of Nematodes using the MinION. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8. DOI: [10.3389/fevo.2020.00100](https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00100)
- 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)
- 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)
- 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)
- Mason J.C., Machidori S. 1976. Populations of sympatric sculpins, *Cottus aleuticus* and *Cottus asper*, in four adjacent salmon-producing coastal streams on Vancouver Island, B.C. *U.S. Fishery Bulletin* 74 (1): 131-141.
- McSorley R. 2003. Adaptations of nematodes to environmental extremes. *Florida Entomologist* 86(2): 138-142. DOI: [10.1653/0015-4040\(2003\)086\[0138:AONTEE\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1653/0015-4040(2003)086[0138:AONTEE]2.0.CO;2)
- Mejía-Madrid H.H., Choudhury A., de León G.P. 2007. Phylogeny and biogeography of *Rhabdochona* Railliet, 1916 (Nematoda: Rhabdochonidae) species from the Americas. *Systematic Parasitology* 67(1): 1-18. DOI: [10.1007/s11230-006-9065-3](https://doi.org/10.1007/s11230-006-9065-3)
- Mkandawire T.T., Grencis R.K., Berriman M. et al. 2022. Hatching of parasitic nematode eggs: a crucial step determining infection. *Trends in Parasitology* 38(2): 174-187. DOI: [10.1016/j.pt.2021.08.008](https://doi.org/10.1016/j.pt.2021.08.008)
- Moravec F., Muzzall P. 2007. Redescription of *Rhabdochona cotti* (Nematoda, Rhabdochonidae) from *Cottus caeruleomentum* (Teleostei, Cottidae) in Maryland, USA, with remarks on the taxonomy of North American *Rhabdochona* spp. *Acta Parasitologica* 52: 51-57. DOI: [10.2478/s11686-006-0049-x](https://doi.org/10.2478/s11686-006-0049-x)
- Moravec F., Nagasawa K. 2018. *Rhabdochona angusticauda* sp. n. (Nematoda: Rhabdochonidae) from the Japanese eel *Anguilla japonica*, and new records of some other nematodes from inland fishes in Japan. *Folia Parasitologica* 65: 016. DOI: [10.14411/fp.2018.016](https://doi.org/10.14411/fp.2018.016)
- Moravec F., Nagasawa K. 2021. Some spirurid nematodes (Spirurida) from freshwater and brackish-water fishes in Okinawa Prefecture, Japan, with descriptions of two new species. *Acta Parasitologica* 66: 163-177. DOI: [10.1007/s11686-020-00268-1](https://doi.org/10.1007/s11686-020-00268-1)
- Moravec F., Scholz T. 1995. Life history of the nematode *Rhabdochona hellichi*, a parasite of the barbel in the Jihlava River, Czech Republic. *Journal of Helminthology* 69(1): 59-64. DOI: [10.1017/S0022149X00013845](https://doi.org/10.1017/S0022149X00013845)
- Moravec F. 1972. General characterization of the nematode genus *Rhabdochona* with a revision of the South American species. *Acta Societatis Zoologicae Bohemoslovacae* 36: 29-46.
- Moravec F. 1994. Parasitic nematodes of freshwater fish of Europe. Praha: Academia.
- Moravec F. 1995. Trichopteran larvae (Insecta) as the intermediate hosts of *Rhabdochona hellichi* (Nematoda: Rhabdochonidae), a parasite of *Barbus barbus* (Pisces). *Parasitology Research* 81(3): 268-270. DOI: [10.1007/BF00937122](https://doi.org/10.1007/BF00937122)
- Moravec F. 2010. Some aspects of the taxonomy, biology, possible evolution and biogeography of nematodes of the spirurine genus *Rhabdochona* Railliet, 1916 (Rhabdochonidae, Thelazioidea). *Acta Parasitologica* 55: 144-160. DOI: [10.2478/s11686-010-0017-3](https://doi.org/10.2478/s11686-010-0017-3)
- Nei M., Kumar S. 2000. Molecular evolution and phylogenetics. New York: Oxford University Press.
- Nemys eds. 2024. Nemys: World Database of Nematodes. Accessed at URL: <https://nemys.ugent.be> on 2024-08-08. DOI: [10.14284/366](https://doi.org/10.14284/366)
- 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)
- Rusch J.C., Hansen H., Strand D.A. et al. 2018. Catching the fish with the worm: a case study on eDNA detection of the monogenean parasite *Gyrodactylus salaris* and two of its hosts, Atlantic salmon (*Salmo salar*) and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Parasites & Vectors* 11: 1-12. DOI: [10.1186/s13071-018-2916-3](https://doi.org/10.1186/s13071-018-2916-3)
- 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)
- Saraiva A.M., Pereira A., Cruz C. 2002. Observations on the occurrence and maturation of *Rhabdochona anguillae* (Nematoda: Rhabdochonidae) in the Sousa River, Portugal. *Helminthologia* 39: 41-43.
- Scott W.B., Crossman E.J. 1973. Freshwater fishes of Canada. *Bulletin Fisheries Research Board of Canada* 184: 1-966.
- 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)
- 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.
- Trujillo-González A., Edmunds R.C., Becker J.A. et al. 2019. Parasite detection in the ornamental fish trade using environmental DNA. *Scientific Reports* 9: 5173. DOI: [10.1038/s41598-019-41517-2](https://doi.org/10.1038/s41598-019-41517-2)
- 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)
- 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)

Акрамова Ф.Д., Азимов Д.А., Шакарбоев Э.Б. и др. 2019. Эколого-фаунистический анализ нематод отряда Spirurida – паразитов животных Узбекистана. Российский паразитологический журнал 13(3): 11-24. DOI: [10.31016/1998-8435-2019-13-3-11-24](https://doi.org/10.31016/1998-8435-2019-13-3-11-24)

Базикалова А.Я., Калинникова Т.Н., Михин В.С. 1937. Материалы к познанию бычков Байкала. Труды Байкальской лимнологической станции 7(2): 209-213.

Богданов Б.Э. 2017. Обзор широколобок рода *Limnocottus* (Pisces; Cottidae): номенклатура, феноетические 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* 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 *Leucaspis delineatus* (Heckel, 1843). *Limnology and Freshwater Biology* 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: Eimeriorina) у обыкновенной верховки *Leucaspis delineatus* (Heckel, 1843). *Limnology and Freshwater Biology* 4: 104-118. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-4-104](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-4-104)

Дзюба Е.В., Букин Ю.С., Ханаев И.В. и др. 2024. Первое обнаружение ДНК кокцидий (Conoidasida: Eimeriidae) у широколобки Годлевского *Abyssocottus* (*Limnocottus*) *godlewskii* (Dybowski, 1874). *Limnology and Freshwater Biology* 5: 1206-1218. DOI: [10.31951/2658-3518-2024-A-5-1206](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2024-A-5-1206)

Клюге Н.Ю. 2009. Поденки (Ephemeroptera) бассейна озера Байкал В книге: Тимошкин О.А. (Ред.), Аннотированный список фауны озера Байкал и его водосборного бассейна. Новосибирск: Наука.

Книжин И.Б., Вайс С.Дж., Сушник С. 2006. Хариусы бассейна озера Байкал (*Thymallus*, Thymallidae): разнообразие форм и их таксономический статус. Вопросы ихтиологии 46(4): 442-459.

Колесов Н.А. 2018. Биология Сибирского хариуса *Thymallus arcticus* бассейна реки Томь. Вестник КемГУ: Серия: Биологические, технические науки и науки о Земле 1: 27-31.

Нажмиддинов Э.Х., Кучбоев А.Э., Мухаммадиев М.А. и др. 2021. Эколого-морфологические характеристики нематод рода *Rhabdochona* - паразитов обыкновенной маринки. Теория и практика борьбы с паразитарными болезнями 22: 387-393. DOI: [10.31016/978-5-6046256-1-3.2021.22.387-393](https://doi.org/10.31016/978-5-6046256-1-3.2021.22.387-393)

Попов П.А., Попов В.А. 2015. К экологии сибирского ельца. Мир науки, культуры, образования 1(50): 403-406.

Пугачев О.Н. 2004. Каталог паразитов пресноводных рыб Северной Азии. Нематоды, скребни, пиявки, моллюски, ракообразные, клещи. Санкт-Петербург: Труды ЗИН РАН.

Ринчинов З.А., Балданова Д.Р., Хамнуева Т.Р. и др. 2017. Зараженность нематодами желтокрылки и песчаной широколобки в оз. Байкал. Вестник Бурятского Государственного Университета. Биология, география 3: 143-147.

Рожкова Н.А., Базова Н.В., Баграина И.О. 2020. Новые данные о фауне и распространении ручейников (Trichoptera) притоков озера Байкал. Евразийский энтомологический журнал 19(6): 347-355. DOI: [10.15298/euroasentj.19.6.09](https://doi.org/10.15298/euroasentj.19.6.09)

Сиделева В.Г., Механикова И.В. 1990. Пищевая специализация и эволюция керчаковых рыб (Cottoidei) озера Байкал. Труды Зоологического института АН СССР 222: 144-161.

Талиев Д.Н. 1955. Бычки-подкаменщики Байкала (Cottoidei). Москва – Ленинград: Наука.

Тесленко В.А., Тиунова Т.М., Михеев П.Б. и др. 2011. Питание нижеамурского хариуса *Thymallus tugarinae* (Thymallidae) в р. Лимури (Нижний Амур). Вестник СВНЦ ДВО РАН 3: 51-58.

Тугарина П.Я., Купчинская Е.С. 1977. Питание и пищевые взаимоотношения рыб Байкало-Ангарского бассейна. Новосибирск: Наука.

Тугарина П.Я. 1981. Хариусы Байкала. Новосибирск: Наука.

Assessment of thermal characteristics of lakes in the permafrost zone by mathematical modelling (on the example of lakes in Yakutia)



Kondratyev S.A., Golosov S.D., Zverev I.S., Rasulova A.M.*, Krylova V.Yu., Revunova A.V.

Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences, Sevastyanova, Str., 9, St. Petersburg, 196105, Russia

ABSTRACT. The purpose of the study is to identify the possibilities of mathematical modeling in solving problems of quantitative assessment and prediction of hydrothermodynamic characteristics of lakes of different origins in the permafrost zone based on available information about their morphometry. The object of the study is 420 of morphometrically studied lakes in Yakutia of different genetic origin. The choice of an adequate hydrothermodynamic model of processes in the “atmosphere – lake – bottom sediments” system, as well as sources of information on the atmospheric impact on lakes (reanalysis and climate prediction) for the studied region was substantiated. Simulation calculations were carried out to assess the retrospective interannual and intraannual dynamics of abiotic processes in water and bottom sediments of lakes located in the permafrost zone of different climatic regions of Yakutia. To assess the interannual dynamics of the studied processes in water and bottom sediments of thermokarst lakes located in permafrost zones and being the most widespread in the region, forecast calculations were carried out. In this case, two RCP scenarios for the evolution of anthropogenic greenhouse gas emissions into the atmosphere in the future were used – “best” and “worst” in terms of environmental impact. The prospects for further use of modeling methods in the creation of a system of remote monitoring of unstudied and poorly studied lakes in the Arctic regions of the Russian Federation was assessed.

Keywords: lake, mathematical model, heat transfer in water and bottom sediments, permafrost, reanalysis, climate scenario

For citation: Kondratyev S.A., Golosov S.D., Zverev I.S., Rasulova A.M., Krylova V.Yu., Revunova A.V. Assessment of thermal characteristics of lakes in the permafrost zone by mathematical modelling (on the example of lakes in Yakutia) // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - P. 1380–1398. DOI: [10.31951/2658-3518-2024-A-6-1380](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2024-A-6-1380)

1. Introduction

At present, the absolute majority of lakes with an area of up to 100 km² in the permafrost zone of Russia can be categorized as unstudied, since no contact measurements are carried out on them. (Rumyantsev et al., 2021). The reason for this is their abundance and inaccessibility. With the development of technology, it has become possible to obtain information about inaccessibility lakes without carrying out laborious and expensive contact measurements, using remote sensing methods (active and passive). The use of remote sensing data makes it possible to determine the depth of a lake (including bathymetry), measure water temperature, monitor ice formation, observe changes in the coastline and area of water bodies, study the flora and fauna of lake ecosystems, which is extremely important

for assessing the state of the ecosystem, and much more. This approach significantly expands the possibilities of studying lakes in the permafrost zone, providing valuable data for environmental monitoring. However, the use of remote sensing is limited by many factors, the main of which are the resolving power of sensors that makes it difficult to study small-scale objects and processes (usually less than 10–30 m²) and the depth of penetration of electromagnetic radiation into a body of water, which prevents the obtaining of information on thermal processes in the water depth. The lack of information on the water mass of numerous lakes negatively affects the planning of economic activities in the northern regions, as well as on the scientific validity of forecasts of possible changes in the characteristics of lakes and their bottom sediments under the conditions of climate changes.

*Corresponding author.

E-mail address: arasulova@limno.ru (A.M. Rasulova)

Received: July 23, 2024; **Accepted:** October 24, 2024;

Available online: December 25, 2024

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



Currently, from the 723 thousand lakes in the Republic of Sakha (Yakutia), information about their depth and surface area is available for less than 500 ones, which are considered morphometrically studied (Balatsenko, 2016). At the same time, the lakes of the republic are used for water supply, drainage, fishing, recreation, sapropel extraction, as well as in many other areas of human activity that require information about the characteristics of their water mass and bottom sediments.

The purpose of the study is to identify the possibilities of mathematical modeling in solving problems of quantitative assessment and prediction of hydrothermodynamic (HTD) characteristics of lakes of different origin in the permafrost zone based on available information on their morphometry. The object of the study is 420 genetically different lakes in Yakutia, the morphometry of which is described in the work (Balatsenko, 2016).

2. Object of study

Yakutia covers an area of about 3.1 million km². In the north, the territory is washed by the Laptev and East Siberian seas. The relief forms of the underlying surface are varied. Two main areas can be distinguished: western platform and eastern geosynclinal, which were formed during the Cenozoic Era under the influence of Alpine Mountain formation, secular fluctuations of the earth's crust, flowing waters, glaciers, thermokarst and other processes (Nestereva, 2011; Balatsenko, 2016). Lakes are located in different physical-geographical and climatic conditions, which affect on the origin and structure of their basins, and, accordingly, the HTD processes in lakes, as well as the functioning of ecosystems. One of the features of Yakutia is permafrost. Most of the territory of Yakutia (90%), except the southwestern and southern parts, is located in a zone of continuous permafrost, the thickness of which depends on the climate, terrain, nature of soil and vegetation cover, composition and structure of rocks, slope exposure and other natural conditions. The greatest thickness reaches up to 1500 m in the upper river of the Markha River (the left tributary of the Vilyui River). The entire northern and partly central part of Yakutia is a zone of continuous permafrost with a thickness of 400 m and more. In the southern and southwestern parts of Yakutia, an intermittent distribution of permafrost with a thickness of up to 60 m is observed.

The climate of Yakutia is sharply continental, subarctic and arctic in the north and islands. For the most part of Yakutia (Central Yakut Lowland) winter is long, severe, with little snow and an anticyclonic weather regime. January temperatures range from -26°C to -68°C. Summer is short but warm and arid, with July temperatures ranging from 2°C to 38°C. Due to the characteristics of the relief and distance from the sea, the climate has its own characteristics in different parts of the republic. Thus, a milder climate is observed on the East Siberian Platform. The main climatic regions of Yakutia are shown in Fig. 1.

The Fig.1 shows the location of the centroids (centers of mass) of the indicated areas, the location

of which will be used in subsequent calculations. The coordinates of the centroids of each of the climatic regions (135.905985° E, 71.075318° N – region 1, 130.522173° E, 66.934360° N – region 2, 124.756209° E, 60.887526° N – region 3) were determined using the QGIS program. Each centroid represents the barycenter of the climate region layer, its coordinates are the average values of the coordinates of all nodes of the polygon.

The morphometry of lakes reflects both the specific evolution of the basin and the processes occurring in the water column and bottom sediments (Adamenko, 1985; Muravevsky, 1960; Nezhikhovskiy, 1973; Nestereva, 2011; Balatsenko, 2016). The most common types of lakes according to morphogenetic classification (Zhirkov, 1983) include thermokarst, erosion-thermokarst, water-erosion, glacial, tectonic and other less common types. The main morphometric characteristics of lakes are average and maximum lake depth, lake surface area, water mass volume, length and indentedness of the shoreline and shape of the lake basin. Table 1 presents the values of average lake depth (H, m), lake surface area (A, km²) and lake water mass volume (V, km³) for different types of morphometrically studied lakes in Yakutia (Balatsenko, 2016). Typically, lake modeling uses the average depth of water bodies of the same morphogenetic origin as input parameters. However, as a rule, not all morphometric parameters are known for all lakes. The mutual conditioning of the genetic origin of the lake and the shape of its basin determines the correlation between the morphometric parameters of water bodies of same origin. Due to this it is possible to approximately estimate the missing morphometric characteristics of lakes based on one or more known parameters in a group of water bodies homogeneous in genetic origin. Thus in (Balatsenko, 2016) contains empirical geostatistical relationships linking lake water volume to area. Such dependencies can be used to quantify other morpho-

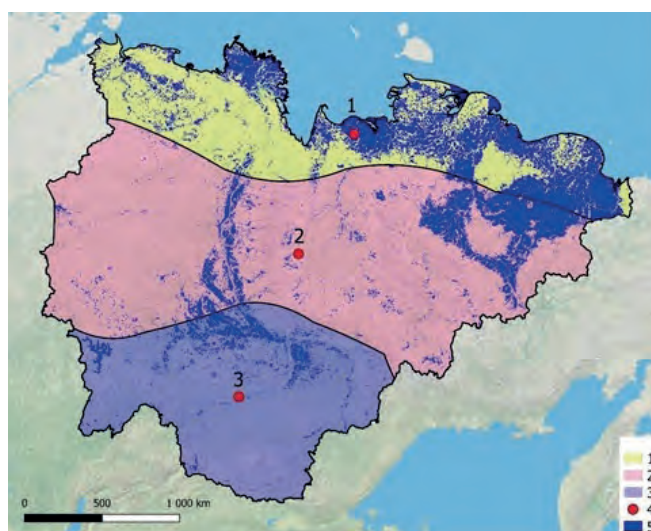


Fig.1. Climatic regions on the territory of the Republic of Sakha: 1 – climate of arctic deserts and tundras, 2 – temperate continental climate with sufficient moisture, 3 – taiga climate with stable moisture (National Atlas..., 2007), 4 – centroids of climatic regions, 5 – lakes

Table 1. Average values of the main morphometric characteristics of lakes of Yakutia with different genetic types of origin (Balatsenko, 2016)

Origin of the lake basin	Number of lakes	H, m	A, km ²	V, km ³	V = f(A)
Thermokarst	231	1.4	0.8	0.001	V = 0.0024A ^{1.14}
Erosion-thermokarst	95	1.9	3.0	0.011	V = 0.0012A ^{1.06}
Water-erosion	90	1.1	0.28	0.0004	V = 0.0036A ^{1.2}
Tectonic	8	34.2	36.3	1.64	V = 0.085A ^{3.2}
Glacial	17	4.3	35.5	0.15	V = 0.085A ^{3.2}

metric characteristics of lakes, such as depth.

As can be seen from the sample under consideration, lakes of *thermokarst* origin are the most widespread in Yakutia. These lakes are mostly small in size and have a round-oval shape. Their depths are equal to 1–3 m and only in some lakes reach 10–15 m. *Water-erosion* lakes include floodplain, river and lakes located in deltas or at river mouths. These lakes are formed as a result of the separation of channels (branches) and sections of the old channel (old channels) from the river, or by flooding of low areas by hollow water. Lakes of water-erosion origin are distributed along rivers, they are characterized by an oblong shape and small depth (0.9–3.6 m) and area (0.01–2.39 km²) (Gorodnichev et al., 2020). *Erosion-thermokarst* lakes were formed in the ancient valleys of large rivers, on the terraces of the middle and upper complexes. These are the largest lakes in the region, which, as they rise to higher hypsometric levels, lost obvious signs of erosional origin and acquired rounded and rounded-elongated outlines. Lakes of *glacial* origin represent traces of stay and movement of glaciers of the Quaternary period in the form of scars, ram’s foreheads, which are clearly visible on rocky shores and islands. The shores of the lakes are composed mainly of hard rocks, which is weakly erodible, which is one of the reasons for the weak sedimentation process. Lakes of *tectonic* origin are characterized by the greatest depth and transparency, most of them are flowing. They are formed in places of fractures and shifts of the Earth’s crust. As a rule, they are deep narrow water bodies with steep bluff and rocky banks, located in deep through gorges (Balatsenko, 2016).

3. Materials and methods

One of the main purposes of mathematical modeling of natural processes is to carry out simulation and prognostic calculations that allow us to go beyond the limits of a possible field experiment (Samarsky, 1983; Kondratyev, 2007). In order to achieve the set goal, i.e., to identify the modeling capabilities in assessing the HTD characteristics of lakes of different origin in permafrost conditions, as well as their possible changes as a result of climatic impacts, the following tasks were solved:

- Selection of an adequate model of HTD processes in the system “atmosphere – lake – bottom sediments”, as well as sources of information on the atmospheric impact on lakes (reanalysis, climatic

prediction) for the studied region.

- Simulation calculations to assess retrospective interannual and intra-annual dynamics of HTD processes in water and bottom sediments of lakes located in the permafrost zone of different climatic regions of Yakutia. The calculations were performed for hypothetical lakes with average characteristics from Table 1, located at the points with the coordinates of centroids of climatic regions.
- Carrying out prognostic calculations to assess interannual and intra-annual dynamics of HTD processes in water and bottom sediments of the most widespread thermokarst lakes located in the permafrost zone of different climatic regions of Yakutia. The calculations were performed for hypothetical lakes with average characteristics (Table 1), located at points with the coordinates of the centroids of climatic regions (Fig. 1), and using different climate change scenarios in the region.
- Assessment of prospects for further use of modeling methods in the creation of a system for remote monitoring of unstudied and poorly studied lakes in the Arctic regions of the Russian Federation.

Selection of a model of HTD processes in the system “atmosphere – lake – bottom sediments”, as well as sources of information on the atmospheric impact on lakes. The lakes of Yakutia considered in this work, located in the zone of permafrost occurrence, have one important feature – they almost always have horizontal homogeneity of the temperature field and predominance of vertical variability of thermal characteristics of the water mass over horizontal variability (Pavlov, 1999). When modeling the thermal regime of water bodies of this class, it is often sufficient to use simple one-dimensional models based on the integration of the vertical heat diffusion equation and various ways of representing the vertical temperature distribution. Such models, as a rule, are based on fundamental physical laws, do not require specifying the vertical turbulent exchange coefficients, are easy to implement and convenient for numerical experiments. One such model is Lake (Mironov, 2008).

The hydrothermodynamic model of lake FLake¹ is an integral part of the proposed methodology and was developed by joint efforts of the staff of the Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences, the Northern Water Problems Institute of the Russian

¹ HTD model Flake <https://www.lakemodel.net> (date accessed 15.03.2024) (Mironov, 2008)

Academy of Sciences, the Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries of Germany (IGB) and the German Weather Service (DWD) (Mironov, 2008; Mironov et al., 2010; Golosov and Kirillin, 2010; Kirillin et al., 2011). The model is a universal parameterized one-dimensional mathematical model of HTD processes in the lake, which implements the results of research obtained during many years of in-situ and laboratory research performed at the Limnological Station of the Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences, as well as the latest world achievements in the field of physical limnology. For successful use of the model, the modeling object should meet the following basic requirements:

- the extent should not be so large as to generate significant climatic differences between individual sections of the water area, and not so small that secondary wind circulation plays a very significant role;
- the bottom can be approximated by a horizontal plane;
- advective processes should not contribute significantly to turbulent mixing.

Currently, FLake serves as a basic tool for developing models of aquatic ecosystems functioning and water quality formation in natural and artificial water bodies, and is used as a textbook for training ecologists and hydrometeorologists both in our country and abroad. The product of a synthesis of the lake model FLake and near-surface reanalysis meteorological data was named FLake-Global (Kirillin et al., 2011). It is noted that FLake-Global allows almost instantaneous estimation of the seasonal cycle of temperature and mixing conditions in any shallow freshwater lake around the world. As a method of taking into account the influence of lakes on the formation of local climatic conditions, the FLake model is widely implemented in the practice of numerical weather forecasting in meteorological organizations of different countries and in the International European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (Mironov, 2008). The European forecasting system COSMO², which is used in our country for weather forecasting by Hydrometcenter of Russia for the whole territory of the Russian Federation, also includes FLake as a means of assessing the impact of freshwater lakes on the local climate around the world. It follows that the model can be used a priori on unstudied small and medium-sized water bodies of our country.

In addition, the authors' previous studies, carried out jointly with colleagues from the Northern Water Problems Institute, Karelian Scientific Centre of the Russian Academy of Sciences and St. Petersburg State University (Zdorovenov et al., 2020), presented the results of FLake model verification on the lakes of Samoilovsky Island, located in the southern part of the Lena River delta. The island contains several lakes of predominantly thermokarst origin. To verify the model,

we used the results of measurements of lake ice thickness, bottom and surface temperatures of four lakes in April 2013, conducted by a team of specialists from the Alfred Wegener Institute for Polar and Marine Research (AWI, Potsdam, Germany) as part of the "Lena" expedition (Zdorovenov et al., 2020).

Meteorological reanalysis data were used to set the atmospheric forcing on the lakes. Reanalysis combines deterministic modeling data with in-situ observations from around the world into a globally complete and consistent data set. The principle of this data combination is based on data assimilation used in numerical weather prediction centers, where every few hours the previous forecast is optimally combined with newly available observations to produce a new best estimate of the state of the atmosphere. In this case, reanalysis is not associated with the need to promptly issue weather forecasts, and thus there is more time to collect observations and to incorporate improved versions of the original observations, which favorably affects the quality of the reanalysis product.

In the present work, we used data from the ERA5³ family reanalysis as input information for hydrothermodynamic modeling. The ERA5 reanalyses contain a series of reconstructed meteorological parameter values for the entire globe that are updated daily with a delay of about 5 days. ERA5 is the fifth generation of reanalysis for global climate and weather over the past 8 decades. Data are available from 1940 to the present. The ERA5 provides hourly estimates for a large number of atmospheric parameters, of ocean waves and the surface of the Earth. The time step between "observations" is 6 hours, the spatial resolution of the reanalysis is 0.25° in latitude and longitude. The data required for the calculations are sampled using the coordinates of the calculated point. To facilitate the work of many climate applications, monthly averages of hydrometeorological parameters are also calculated. When modeling HTD processes in hard-to-reach regions, reanalysis data are used instead of missing measurement data.

Climate change scenarios in the region. In order to assess the consequences of possible climate changes, two scenarios for the evolution of anthropogenic greenhouse gas emissions into the atmosphere in the future, the so-called RCP (Representative Concentration Pathway) scenarios – RCP 2.6 and RCP 8.5 – have been developed, which represent the "best" and "worst" scenarios in terms of environmental impact, respectively (Meinshausen, 2011; Moss, 2010; Nakicenovic and Swart, 2000; Rogelj et al., 2012). The RCP 2.6 scenario requires that carbon dioxide (CO₂) emissions begin a steady decline and reach zero by 2100. Methane (CH₄) emissions should decrease by half, with sulfur dioxide (SO₂) emissions at about 10% of 1980–1990 levels. In the RCP 8.5 scenario, emissions continue to increase throughout the 21st century at the same rate they are today. The numbers in the scenario abbreviations (2.6 and 8.5) indicate the additional amount of energy (W/m²) that would be stored

² COSMO forecast system, Roshydromet. <https://www.meteorf.gov.ru/product/cosmo/> (date of access 15.03.2024) (Rockel et al., 2008).

³ ERA5 website <https://confluence.ecmwf.int/display/CKB/ERA5> (accessed 15.03.2024) (Hersbach et al., 2020).

by the atmosphere as a result of greenhouse gas emissions. The values of the meteorological parameters (precipitation and air temperature) corresponding to the realization of scenarios of human socio-economic activity RCP in the study region for the period up to 2100 were calculated using the MPI-ESM-MR climate model (Max Planck Institute, Germany) participating in Phase 5 of the World Climate Research Program Model Intercomparison Project (WCRP CMIP5) and recommended in the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)⁴. The data required for the calculations were obtained by submitting an appropriate request including the coordinates of points of interest (in our case, the coordinates of the centroids of climate regions), the name of climate models (MPI-ESM-MR), the type of RCP scenario (RCP 2.6 and RCP 8.5), the names of meteorological variables, and the temporal resolution of the data on the website of the European Center for Medium-Range Weather Forecasts (CORDEX..., 2021). The baseline information for climate projections consists of hydrometeorological parameters (RCP scenarios) for the period 2006–2100.

For simulation calculations, the hydrometeorological information from the reanalysis and climate forecasts were combined. The RCP scenarios were adapted to retrospective reanalysis data using the method of adjusting the values of climatic parameters calculated by the MPI-ESM-MR model for the period 2006–2022 according to the reanalysis data for the same time period. The method is based on the use of relations linking the values of reanalysis (analog of measured climatic parameters) and those calculated by the atmospheric general circulation model (Kondratyev and Bovykin, 2003).

If the necessary initial information is available, the model calculates the following characteristics of the selected lake:

- heat transfer between the atmosphere, ice, water and bottom sediments;
- vertical profile of water temperature, temperature at the surface and at the bottom;
- temperature profile in bottom sediments;
- date of ice cover formation, its duration and thickness;
- thawing depth of bottom sediments in lakes in the permafrost zone.

4. Results and their discussion

The possibilities of mathematical modeling in solving the problems of quantitative assessment and forecasting of possible changes in the HTD characteristics of lakes of different origin in permafrost conditions on the basis of information on their morphometry are demonstrated on the example of solving the following three simulation modeling problems:

- Calculation of intra-annual dynamics of HTD char-

acteristics of water mass and bottom sediments in different climatic regions of Yakutia.

- Calculation of intra-annual dynamics of HTD characteristics of water mass and bottom sediments in lakes of different origin.
- Retrospective and prognostic assessment of the dynamics of the average annual HTD characteristics of lakes for the period 1940–2100.

The depth values of the first three lake types (thermokarst, water-erosion, and erosion-thermokarst) are close to each other (Table 1). Their differences do not significantly affect the modeling results. Therefore, only thermokarst lakes were considered in the following calculations, as prevalent in the sample under consideration. The modeling was performed for hypothetical lakes located at the points with the coordinates of centroids of the climatic regions, with average values of morphometric characteristics contained in Table 1.

Calculation of intra-annual dynamics of HTD characteristics of water mass and bottom sediments in different climatic regions. The HTD simulation modeling of water mass and bottom sediments was carried out on the example of a thermokarst lake in the climatic regions of arctic deserts and tundras, continental climate with sufficient moisture, and taiga climate with stable moisture (Fig. 1). The impact of climate in this task on the HTD characteristics of water mass and bottom sediments is realized through hydrometeorological information of reanalysis for centroids of the mentioned climatic areas. The results of simulations averaged over the period 1940–2022 are presented in Fig. 2.

The data of Fig. 2 demonstrate the zonality of intra-annual variations in the depth-averaged water temperature, ice thickness and heat flux between water, and bottom sediments in a thermokarst lake of three main climatic regions of Yakutia. The warmest lakes are in region 3, with a taiga climate and stable

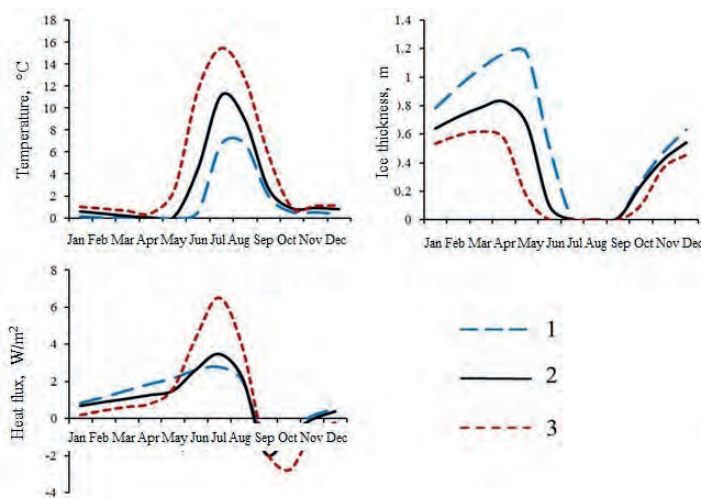


Fig.2. Intra-annual dynamics of HTD characteristics of water mass and bottom sediments (depth-averaged water temperature, ice thickness and heat flux between water and bottom sediments) averaged over the period 1940–2022 in thermokarst lakes of the regions with: 1 – Arctic desert and tundra climate, 2 – temperate continental climate with sufficient moisture, 3 – and taiga climate with stable moisture

⁴ Link to the report <https://www.ipcc.ch/sr15/> (date of access 15.03.2024)

humidification; summer temperatures here can reach 16°C. They are followed by water bodies of region 2 with moderate continental climate and sufficient moisture. The lowest water mass temperatures (no more than 6–7°C in summer) are characteristic of lakes of the region with the climate of Arctic deserts and tundras. The result is rather predictable taking into account latitudinal location of climatic areas. However, the temporal dynamics of water temperature in lakes located in permafrost-covered regions in winter differs significantly from that in lakes without permafrost. In the latter, the ice-free period is characterized, as a rule, by the effect of “subglacial warming” of the water mass due to heat redistribution between warm bottom sediments and cold overlying water. As a result, in such lakes the water temperature under the ice increases in winter. This effect is very weakly expressed in lakes with permafrost. It is observed only in the first weeks of ice formation, when the heat flux is negative (directed from bottom sediments to water), then the heat flux changes its sign and becomes positive, i.e. directed from water to bottom sediments. At the same time, the temperature of the water mass under ice decreases. This is because, firstly, the summer warming season in lakes with permafrost is short – only about two months, which does not allow to significantly increase the heat content of bottom sediments. Secondly, the influence of permafrost with negative temperatures is affected. A significant part of heat during the summer warm-up period is spent on heating and thawing of the ice fraction of the permafrost. As a result, the heat coming from the water mass is spent first on the formation of the seasonal thawing layer (STL) and only then on the direct heating of the bottom sediments themselves. With the formation of ice cover, the small amount of heat accumulated in the STL during the summer warming period is quickly consumed for minor heating of bottom water, after which the STL degrades and the heat flux changes direction from negative to positive.

Seasonal dynamics of ice cover thickness in lakes with permafrost differs from that in lakes without permafrost only in quantitative parameters. Here it is necessary to note a long period of ice formation – up to 10 months, and a large ice thickness – average values for the period under consideration are up to 1.5 m. No qualitative differences are observed. The results of the calculation of heat exchange through the boundary “water-bottom” demonstrate the influence of permafrost on the thermal regime of lakes. In lakes of all climatic regions the heat flux has positive values for a considerable part of the year, i.e. it is directed from the water to the bottom. And only in a short time interval in early fall, when the ice formation period begins, it becomes negative, i.e. it is directed from the bottom sediments to the water (see above).

Calculation of intra-annual dynamics of HTD characteristics of water mass and bottom sediments in lakes of different origin. The HTD modeling of water mass and bottom sediments was carried out for three types of lakes with the most different depths – thermokarst, glacial and tectonic with average morphometric characteristics (Table 1) for region 2b of conti-

mental climate with sufficient moisture. The impact of lake type in this problem on the HTD characteristics of water mass and bottom sediments is realized through differences in the average depths of lakes of the indicated types. The results of simulations averaged over the period 1940–2022 are presented in Fig. 3.

The origin of the lake determines the specificity of its basin development and such an important morphometric characteristic as the average depth, which is an input parameter of the FLake model. As follows from Table 1, the depth values of different lake types differ significantly from each other, which affects the modeling results. The threefold increase in the depth of glacial lakes compared to thermokarst lakes leads to significant differences in their thermal regime in the subglacial period. In a thermokarst lake with a smaller volume of water mass, the heat reserve decreases faster due to the influence of negative-temperature permafrost, so that the water temperature approaches zero values at the end of the ice-out period. In glacial lakes, the temperature also decreases, but at a slower rate, and remains positive by the end of the ice-out period. The latter affects the starting conditions of the beginning of summer warming of both types of lakes. Thermokarst lakes start warming up from almost zero temperature values, while glacial lakes start warming up from positive values. This is one of the reasons for the fact that water in glacial lakes in general reaches higher temperatures during summer warming compared to thermokarst lakes. The simplest estimation shows that the heat reserve of an average statistical thermokarst lake by the end of the winter period (calculated according to Table 1) is more than three times less than the heat reserve of a glacial lake – $1.6 \cdot 10^9$ and $5 \cdot 10^9$ J/m², respectively. Another possible reason for more efficient heating of glacial lakes may be the conditions of water mass mixing in lakes of both types. In shallow thermokarst lakes during the period of summer warming, night convective cooling is more effective, which in turn affects the rate of water mass warming. Deep

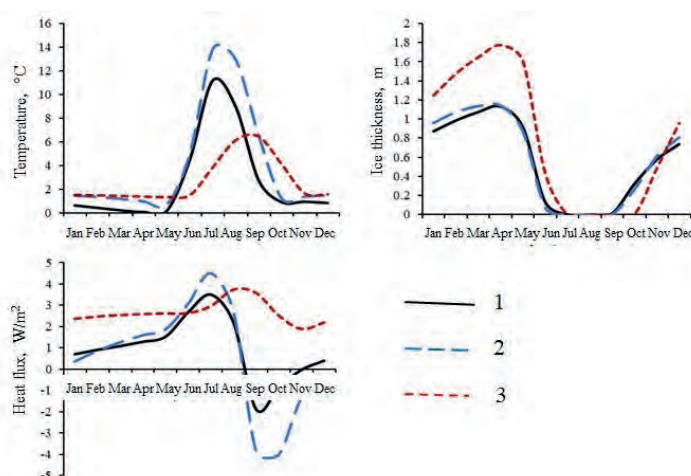


Fig.3. Intra-annual dynamics of HTD characteristics of water mass and bottom sediments (water temperature, ice thickness and heat flux between water and bottom sediments) averaged over the period 1940–2022 in thermokarst – 1, glacial – 2 and tectonic – 3 lakes of the region with moderate continental climate and sufficient moisture.

tectonic lakes warm up much slower compared to the previous types of lakes. The maximum of water temperature in them falls on the end of August – first half of September (in thermocast and glacial lakes the maximum falls on the end of July – beginning of August). At the same time absolute values of water temperature are much lower compared to other types of lakes – only 6°C, while in thermokarst and glacial lakes – 12–14°C. Due to the great depth, the effect of winter influence of the MMP in tectonic lakes is practically imperceptible. Late warming of the water mass in a deep tectonic lake leads to a temporary shift in the timing of the ice formation start – practically by a month. Since ice formation starts at significantly negative values of air temperature, the ice formation rate exceeds that in thermokarst and glacial lakes. This leads to the fact that, in general, ice thickness in tectonic lakes is greater than in thermokarst and glacial lakes.

Heat exchange through the water-bottom interface in tectonic lakes is also very different from that in thermokarst and glacial lakes. In the latter two types of lakes, the character of heat exchange through the bottom sediment surface differs only in quantitative parameters – in glacial lakes it is slightly more intensive. In tectonic lakes, due to the negative temperatures of the permafrost throughout the year, the heat flow is directed from the water mass to the bottom sediments. At the same time, there is no noticeable temperature decrease in winter. The point is that due to the great depth the mixing processes in tectonic lakes are suppressed and heat exchange is carried out by an extremely slow molecular mechanism. Nevertheless, intensification of heat exchange through the water-bottom interface occurs after reaching the temperature maximum with the beginning of autumn cooling, when at density convection mixing penetrates the bottom regions, due to which heat exchange is intensified.

Retrospective and prognostic assessment of the dynamics of annual average HTD characteristics of lakes for the period 1940–2100. Calculations were performed for a lake of glacial origin located in climatic region 2 (Fig. 1) with average morphometric characteristics (Table 1). Retrospective dynamics of mean annual water mass temperature and mean ice cover thickness for the period 1940–2022 were modeled using information from the hydrometeorological reanalysis. Further up to 2100, the data of climatic forecasts (RCP 2.6 and RCP 8.5) for the considered climatic area were used as input information in the calculations. The results of simulations performed for the entire period 1940–2022 are presented in Fig. 4.

The presented figure clearly shows the trends of retrospective changes in the thermal characteristics of lakes under the conditions of changing climate from 1940 to the present. The average lake water mass temperature increased by 0.7°C, while the ice cover thickness decreased by 0.06 m. Further, the change in the HTD characteristics of the lake significantly depends on the climate development scenarios. According to the “worst” scenario (RCP 8.5), when greenhouse gas emissions continue to increase throughout the 21st century, a further increase in lake water mass temperature of another 1.5°C by 2100 is possible. Ice cover thickness

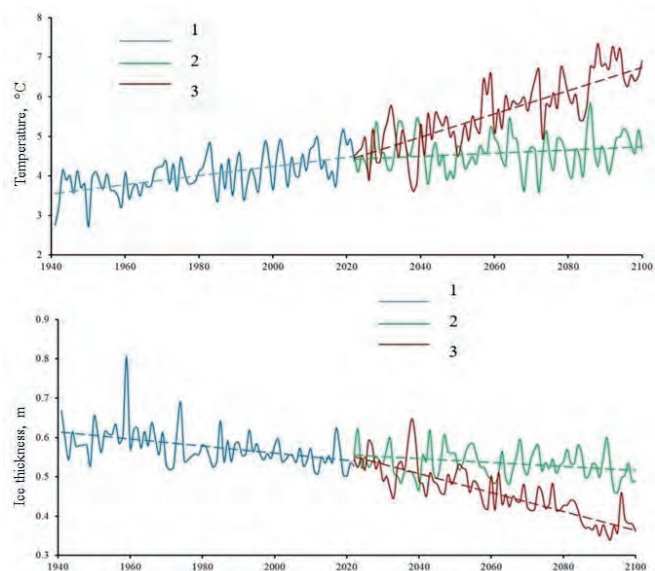


Fig. 4. Retrospective – 1, and prognostic – 2 (RCP 2.6), 3 (RCP 8.5) estimates of the dynamics of mean annual HTD characteristics (mean annual water mass temperature and mean ice cover thickness) of glacial lakes in region 2 (Fig. 1) for the period 1940–2100

would decrease by 0.10 to 0.15 m. The “best” climatic scenario (RCP 2.6), according to which carbon dioxide emissions into the atmosphere will reach zero by 2100, can substantially stabilize the dynamics of changes in the HTD characteristics of the considered hypothetical lake. The situation with ice thickness of different types of lakes in the considered climatic regions of Yakutia fully corresponds to the modern concepts of warming in the Arctic. Ice thickness decreases in all water bodies, with ice formation, growth and melting in lakes is mainly the result of water mass interaction with the atmosphere.

In connection with the obvious influence of possible climate warming on the dynamics of ice cover thickness in lakes, the question arises about the impact of such warming on permafrost, which is a component of bottom sediments. The point is that the water mass of any water body, including lakes, is a natural heat insulator between the atmosphere and bottom sediments. In addition, such a heat insulator also has an abnormally high heat capacity. Atmospheric warming will lead to some increase, first of all, of the surface temperature in lakes, which will most likely increase vertical density stratification in them, thus strengthening the insulation of bottom layers from atmospheric heat penetration into them. Absolute values of heat flux through the water-bottom interface is extremely small – up to 10 W/m² (Fig. 2, 3), moreover, during the year it can be multidirectional, i.e. the total heat flux directed to the bottom sediments will be even less. Thus, it can be assumed that climate warming will have practically no effect on the permafrost beneath the lakes.

It is reasonable to assume that the situation with climate change as a result of human activity will proceed according to some intermediate scenario. In addition, it is important to remember that the theoretical aspects of the impact of climate change on the environ-

ment and water systems in particular are under intensive development. It is very likely that new greenhouse gas emission scenarios and climate models will be developed in the near future. Therefore, it is necessary to be prepared to refine predictive assessments of the impact of future climate change on water systems.

The presented results of simulation and prognostic modeling confirm a wide range of FLake model capabilities in solving problems of quantitative assessment and forecasting of changes in HTD processes in lakes of different origin, located in various physical-geographical and climatic conditions under the lack or absence of in-situ observations. Thus, one of the main purposes of modeling is realized – to go beyond the limits of possible in-situ experiment.

5. Conclusion

As a result of a set of simulation and prognostic calculations, the prospects for further use of modeling methods in solving the problems of estimating the HTD characteristics of different types of unstudied and poorly studied lakes in various climatic regions of Yakutia have been shown. Having a universal and widely tested mathematical model of HTD processes in lakes FLake, which is successfully used in the preparation of weather forecasts by Hydrometcenter of Russia, we can talk about real prerequisites for the creation of a system of remote monitoring of lakes in the Arctic regions of the Russian Federation. The main stages of creating such a system are summarized in the following steps:

- Using remote sensing of the Earth's surface, the water body of interest is interpreted, its geographical coordinates and water surface area are found.
- Based on geostatistical relationships between the morphometric characteristics of a homogeneous group of water bodies, the lake depth is estimated.
- According to the geographic coordinates of the water body, meteorological information of the required resolution is extracted from the databases of meteorological reanalysis and climate modeling for subsequent retrospective and prognostic calculations.
- Lake depth and meteorological parameters are input data for calculations of heat exchange in the system “atmosphere – water mass – bottom sediments”, mixing conditions and vertical temperature distribution in water and bottom sediments, as well as lake ice regime according to the FLake model. At the same time, the prognostic calculations will make it possible to assess the main trends of changes in the HTD parameters of lakes under the realization of different climate change scenarios in the region.

The scheme of estimation and forecasting of changes in HTD characteristics of different lake types of different genetic origin constructed in this way can be applied to a wide range of small and medium-sized (area less than 100 km²) unstudied and poorly studied lakes in Russia. Provided that the FLake model is sup-

plemented with appropriate program modules, other chemical and biological characteristics of water bodies, such as, for example, oxygen regime, biomass and primary production of algae, water transparency, etc., can also be estimated using the above scheme.

Acknowledgements

The work was supported by the Russian Science Foundation project 24-27-00067 “Methodology for remote assessment of the characteristics of unstudied lakes in permafrost zones using satellite information and mathematical modeling.”

Conflict of interest

The authors declare no competing interest.

References

- Adamenko V.N. 1985. Climate and lakes (Towards an assessment of the present, past and future). Leningrad: Gidrometeoizdat. (in Russian)
- Balatsenko M.I. 2016. Transit-accumulation features of lakes in Yakutia. Cand. Sc. Dissertation, Herzen University, St. Petersburg, Russia. (in Russian)
- CORDEX regional climate model data on single leveEuropean Centre for Medium-Range Weather Forecast. 2021. URL: <https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/dataset/10.24381/cds.bc91edc3?tab=overview> (access date: 05/06/2024)
- Golosov S., Kirillin G.A. 2010. Parameterized model of heat storage by lake sediments. *Environmental Modelling & Software* 25(6): 793-801.
- Gorodnichev R.M., Levina S.N., Ushnickaya L.A. et al. 2020. Morfometricheskie parametry raznotipnyh ozer Severa Yakutii. *Uspekhi sovremennogo estestvoznaniya* [Advances in modern natural science] 1: 18-25. DOI: [10.17513/use.37316](https://doi.org/10.17513/use.37316) (in Russian)
- Hersbach H., Bell B., Berrisford P. et al. 2020. The ERA5 global reanalysis. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 146: 1999-2049. DOI: [10.1002/qj.3803](https://doi.org/10.1002/qj.3803)
- Kirillin G., Hochschild J., Mironov D. et al. 2011. FLake-Global: Online lake model with worldwide coverage. *Environmental Modelling & Software* 26(5): 683-684.
- Kondratyev S.A. 2007. Formation of external load on reservoirs: modeling problems. St. Petersburg: Nauka. (in Russian)
- Kondratyev S.A., Bovykin I.V. 2003. The influence of possible climate changes on the hydrological regime of the catchment-lake system. *Meteorologiya i gidrologiya* [Meteorology and hydrology] 10: 86-96. (in Russian)
- Meinshausen M. 2011. The RCP greenhouse gas concentrations and their extensions from 1765 to 2300. *Climatic Change* 109: 213-241. DOI: [10.1007/s10584-011-0156-z](https://doi.org/10.1007/s10584-011-0156-z)
- Mironov D., Heise E., Kourzeneva E. et al. 2010. Implementation of the lake parameterization scheme Flake into the numerical weather prediction model COSMO. *Boreal Environment Research* 15: 218-230.
- Mironov D.V. 2008. Parameterization of Lakes in Numerical Weather Prediction. Description of a Lake Model (No. 11). COSMO Technical Report. Germany: German Weather Service, Offenbach am Main.
- Moss R.H. 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463: 747-756. DOI: [10.1038/nature08823](https://doi.org/10.1038/nature08823)

Muravejskij S.D. 1960. Essays on the theory and methods of lake morphometry. In: Rivers and Lakes. Moscow, pp. 91-125. (in Russian)

Nakicenovic N., Swart R. 2000. IPCC Special Report on Emissions Scenarios. Cambridge: University Press.

National Atlas of Russia. Volume 2. 2007. In: Dumnov A.D., Kirsanov A.A., Kiseleva E.A. et al. (Eds.) Moscow: PKO "Kartografiya". (in Russian)

Nestereva M.I. 2011. Spatial features of the structure of different types of lake basins on the territory of Yakutia. Society. Wednesday. Razvitie [Development] 4: 227-230. (in Russian)

Nezhikhovskiy R.A. 1973. Volume of water in rivers, lakes and reservoirs of the Soviet Union. Trudy Gosudarstvennogo gidrologicheskogo instituta [Proceedings of the State Historical Institute] 203: 239-247. (in Russian)

Pavlov A.V. 1999. Thermal regime of lakes in the plain regions of the North. Kriosfera Zemli [Earth Cryosphere] III(3): 59-70. (in Russian)

Rockel B., Will A., Hense A. 2008. The regional climate model COSMO-CLM (CCLM) (info). Meteorologische Zeitschrift 17: 347-348. DOI: [10.1127/0941-2948/2008/0309](https://doi.org/10.1127/0941-2948/2008/0309)

Rogelj J., Meinshausen M., Knutti R. 2012. Global warm-

ing under old and new scenarios using IPCC climate sensitivity range estimates. Nature Climate Change 2: 248-253. DOI: [10.1038/nclimate1385](https://doi.org/10.1038/nclimate1385)

Rumyantsev V.A., Izmajlova A.V., Makarov A.S. 2021. State of the lake fund of the Arctic zone of the Russian Federation. Izvestiya Rossijskoj akademii nauk [Bulletin of the Russian Academy of Sciences] 91(2):115-126. (in Russian)

Samarsky A.A. 1983. Modern applied mathematics and computational experiment. Communist 18: 31-42. (in Russian)

Zdorovenov R., Golosov S., Zverev I. et al. 2020. Arctic climate variability and ice regime of the Lena River delta lakes. E3S Web of Conferences (IV Vinogradov Conference) 163: 04008. DOI: [10.1051/e3sconf/202016304008](https://doi.org/10.1051/e3sconf/202016304008)

Zhirkov I.I. 1983. Morphogenetic classification as the basis for the rational use of protection and reproduction of natural resources of the permafrost zone. In: Issues of rational use and protection of natural resources of different types of lakes in the permafrost zone (on the example of Central Yakutia) Interuniversity collection, Yakutsk, pp. 4-45. (in Russian)

Оценка термических характеристик озер зоны многолетней мерзлоты методом математического моделирования (на примере озер Якутии)

Кондратьев С.А., Голосов С.Д., Зверев И.С., Расулова А.М.*, Крылова В.Ю., Ревунова А.В.

Институт озероведения Российской академии наук – СПб ФИЦ РАН, ул. Севастьянова, 9, г. Санкт-Петербург, 196105, Россия

АННОТАЦИЯ. Цель исследования – выявление возможностей математического моделирования при решении задач количественной оценки и прогноза гидротермодинамических характеристик озер различного происхождения в зоне многолетней мерзлоты на основе доступной информации об их морфометрии. Объектом исследования являются 420 морфометрически изученных озер Якутии различного генетического происхождения. Обоснован выбор адекватной гидротермодинамической модели процессов в системе «атмосфера – озеро – донные отложения», а также источников информации об атмосферном воздействии на озера (реанализ и климатический прогноз) для изучаемого региона. Проведены имитационные расчеты по оценке ретроспективной межгодовой и внутригодовой динамики абиотических процессов в воде и донных отложениях озер, расположенных в зоне многолетней мерзлоты различных климатических областей Якутии. Выполнены прогностические расчеты по оценке межгодовой динамики изучаемых процессов в воде и донных отложениях наиболее распространенных термокарстовых озер, расположенных в зонах многолетней мерзлоты. При этом использовались два RCP сценария эволюции антропогенных выбросов парниковых газов в атмосферу в будущем – «лучший» и «худший» с точки зрения воздействия на окружающую среду. Дана оценка перспектив дальнейшего использования методов моделирования при создании системы дистанционного мониторинга неизученных и малоизученных озер арктических областей Российской Федерации.

Ключевые слова: озеро, математическая модель, теплоперенос в воде и донных отложениях, многолетняя мерзлота, реанализ, климатический сценарий

Для цитирования: Кондратьев С.А., Голосов С.Д., Зверев И.С., Расулова А.М., Крылова В.Ю., Ревунова А.В. Оценка термических характеристик озер зоны многолетней мерзлоты методом математического моделирования (на примере озер Якутии) // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - С. 1380-1398. DOI: [10.31951/2658-3518-2024-A-6-1380](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2024-A-6-1380)

1. Введение

В настоящее время абсолютное большинство озер площадью до 100 км² зоны многолетней мерзлоты России можно отнести к категории неизученных, так как на них не проводятся какие-либо контактные измерения (Румянцев и др., 2021). Причиной этого является их многочисленность и труднодоступность. С развитием технологий появились возможности получать информацию о труднодоступных озерах, не проводя трудоемких и дорогостоящих контактных измерений, дистан-

ционными методами исследования (активными и пассивными). Использование данных дистанционного зондирования даёт возможность определять глубину озера (включая батиметрию), измерять температуру воды, отслеживать образование льда, наблюдать за изменениями береговой линии и площади водоёмов, изучать флору и фауну озёрных экосистем, что крайне важно для оценки состояния экосистемы, и многое другое. Такой подход значительно расширяет возможности исследования озер зоны многолетней мерзлоты, позволяя получить ценные данные для экологического мониторинга.

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: arasulova@limno.ru (А.М. Расулова)

Поступила: 23 июля 2024; Принята: 24 октября 2024;

Опубликована online: 25 декабря 2024

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



Однако применение дистанционных методов ограничено многими факторами, основными из которых являются разрешающая способность датчиков, затрудняющая изучение мелкомасштабных объектов и процессов (обычно менее 10–30 м²) и глубина проникновения электромагнитного излучения в водоем, что мешает получению информации о термических процессах в водной толще. Недостаток информации о водной массе многочисленных озер негативно влияет на планирование хозяйственной деятельности в северных регионах, а также на научную обоснованность прогнозов возможных изменений характеристик озер и их донных отложений в условиях климатических изменений.

В настоящее время из 723 тысяч озер Республика Саха (Якутия) информация об их глубине и площади поверхности имеется менее чем для 500, которые считаются морфометрически изученными (Балаценко, 2016). При этом озера республики используются для водоснабжения, водоотведения, рыболовства, рекреации, добычи сапропеля, а также во многих других областях человеческой деятельности, требующих информации о характеристиках их водной массы и донных отложений.

Цель настоящего исследования – выявление возможностей математического моделирования при решении задач количественной оценки и прогноза гидротермодинамических (ГТД) характеристик озер различного происхождения в зоне залегания многолетнемерзлых пород (ММП) на основе доступной информации об их морфометрии. Объектом исследования являются 420 генетически разнотипных озер Якутии, морфометрия которых описана в работе (Балаценко, 2016).

2. Объект исследования

Якутия занимает площадь около 3.1 млн. км². На севере территория омывается морями Лаптевых и Восточно-Сибирским. Формы рельефа подстилающей поверхности разнообразны. Можно выделить две основные области: западно-платформенную и восточно-геосинклинальную, которые формировались в течение кайнозойской эры под воздействием альпийского горообразования, вековых колебаний земной коры, текучих вод, ледников, термокарстового и других процессов (Нестерева, 2011; Балаценко, 2016). Озера расположены в различных физико-географических и климатических условиях, что отражается на происхождении и строении их котловин, а соответственно и на ГТД процессах в озерах, а также функционировании экосистем. Одной из особенностей Якутии является многолетняя мерзлота. Большая часть территории Якутии (90%), за исключением юго-западной и южной части расположена в зоне сплошной многолетней мерзлоты, мощность которой зависит от климата, рельефа местности, характера почвенного и растительного покрова, состава и строения горных пород, экспозиции склонов и других природных условий. Наибольшая мощность достигает до 1500 м в верховьях реки Марха (левый приток р. Виллой). Вся север-

ная и частично центральная часть Якутии представляют собой зону сплошных ММП мощностью от 400 м и более. В южной и юго-западной частях Якутии наблюдается прерывистое распространение ММП, мощностью до 60 м.

Климат Якутии резко континентальный, на севере и островах – субарктический и арктический. На большей части Якутии (Центрально-Якутская низменность) зима продолжительная, суровая, малоснежная с антициклональным режимом погоды. Температура января колеблется от -26°C до -68°C. Лето короткое, но тёплое и засушливое, температура июля составляет от 2°C до 38°C. В силу особенностей рельефа и удаленности от моря климат имеет свои особенности в различных частях республики. Так на Восточно-Сибирской платформе наблюдается более мягкий климат. Основные климатические области Якутии приведены на Рис.1.

На Рис. 1 указано расположение центроидов (центров тяжести) указанных областей, расположение которых будет использовано в последующих вычислениях. Координаты центроидов каждой из климатических областей (135.905985° Е, 71.075318° N – область 1, 130.522173° Е, 66.934360° N – область 2, 124.756209° Е, 60.887526° N – область 3) определены с использованием программы QGIS. Каждый центроид представляет собой барицентр слоя климатической области, его координаты – это средние значения координат всех узлов полигона.

Морфометрия озер отражает как специфику развития котловины, так и процессы, протекающие в водной массе и донных отложениях (Адаменко, 1985; Муравейский, 1960; Нежиховский, 1973; Нестерева, 2011; Балаценко, 2016). К числу наиболее распространённых типов озер по морфогенетической классификации (Жирков, 1983) относятся термокарстовые, эрозионно-термокарстовые, водно-эрозионные, ледниковые, тектонические и другие менее распространенные. Основными морфометрическими характеристиками озер являются средняя и максимальная глубины озера, площадь зеркала озера, объем водной массы, длина и изрезанность береговой линии и форма озерной котловины. В табл.1 представлены значения средней глубины озера (Н, м), площади зеркала (А, км²) и объема водной массы озера (V, км³) для различных типов морфометрически изученных озер Якутии (Балаценко, 2016). Как правило, при моделировании озер в качестве входных параметров используется средняя глубина водоемов одного морфогенетического происхождения. Однако, как правило, не для всех озер известны все морфометрические параметры. Взаимная обусловленность генетического происхождения озера и формы его котловины определяет корреляцию между морфометрическими параметрами водоемов одинакового происхождения. Благодаря этому можно приблизительно оценить недостающие морфометрические характеристики озёр на основе одного или нескольких известных параметров в однородной по генетическому происхождению группе водоемов. Так, например, в работе (Балаценко, 2016) содержатся

эмпирические геостатистические зависимости, связывающие объем воды в озере с площадью. Такого рода зависимости могут использоваться для количественной оценки и других морфометрических характеристик озер, например – глубины.

Как видно из рассматриваемой выборки наиболее широко распространены на территории Якутии озера **термокарстового** происхождения. Эти озера большей частью невелики по размерам и имеют округло-овальную форму. Их глубины равны 1–3 м и только в отдельных озерах достигают 10–15 м. К **водно-эрозионным** относятся пойменные, речные и расположенные в дельтах или в устьях рек озера. Данные озера образуются в результате отделения от реки проток (рукавов) и участков старого русла (стариц), либо при затоплении полыми водами пониженных участков. Озера водно-эрозионного происхождения распространены вдоль рек, для них характерна продолговатая форма и небольшая глубина (0.9–3.6 м) и площадь (0.01–2.39 км²) (Городничев и др., 2020). **Эрозионно-термокарстовые** озера образовались в древних долинах крупных рек, на террасах среднего и верхнего комплексов. Это наиболее крупные озера региона, которые по мере поднятия на более высокие гипсометрические уровни утратили явные признаки эрозионного происхождения, приобрели округлые и округло-удлиненные очертания. Озера **ледникового** происхождения представляют собой следы пребывания и движения ледников четвертичного периода в виде шрамов, бараньих лбов, которые хорошо заметны на скалистых берегах и островах. Берега озер сложены преимущественно из твердокаменных пород, слабо поддающихся эрозии, что является одной из причин слабого процесса осадконакопления. Озера **тектонического** происхождения отличаются наибольшей глубиной и прозрачностью, большинство из них проточные. Они образуются в местах разломов и сдвигов земной коры. Как правило, это глубокие узкие водоемы с крутыми отвесными и каменистыми берегами, расположенные в глубоких сквозных ущельях (Балаценко, 2016).

3. Материалы и методы

Одним из основных предназначений математического моделирования природных процессов является проведение имитационных и прогностических расчетов, позволяющих осуществить выход за рамки возможного натурного эксперимента

Таблица 1. Средние значения основных морфометрических характеристик озер Якутии с различным генетическим типом происхождения (Балаценко, 2016)

Типы котловин	Кол-во озер	Н, м	А, км ²	V, км ³	V = f (A)
Термокарстовые	231	1.4	0.8	0.001	V = 0.0024A ^{1.14}
Эрозионно-термокарстовые	95	1.9	3.0	0.011	V = 0.0012A ^{1.06}
Водно-эрозионные	90	1.1	0.28	0.0004	V = 0.0036A ^{1.2}
Тектонические	8	34.2	36.3	1.64	V = 0.085A ^{3.2}
Ледниковые	17	4.3	35.5	0.15	V = 0.085A ^{3.2}

- (Самарский, 1983; Кондратьев, 2007). Для достижения поставленной цели, то есть для выявления возможностей моделирования при оценке ГТД характеристик озер различного происхождения в условиях залегания ММП, а также их возможных изменений в результате климатических воздействий решались следующие задачи:
- Выбор адекватной модели ГТД процессов в системе «атмосфера – озеро – донные отложения», а также источников информации об атмосферном воздействии на озера (реанализ, климатический прогноз) для изучаемого региона.
 - Проведение имитационных расчетов по оценке ретроспективной межгодовой и внутригодовой динамики ГТД процессов в воде и донных отложениях озер, расположенных в зоне многолетней мерзлоты различных климатических областей Якутии. Расчеты выполнялись для гипотетических озер со средними характеристиками из Таблицы 1, расположенных в точках с координатами центроидов климатических областей.
 - Проведение прогностических расчетов по оценке межгодовой и внутригодовой динамики ГТД процессов в воде и донных отложениях наиболее распространенных термокарстовых озер, расположенных в зонах залегания ММП различных климатических областей Якутии. Расчеты выполнялись для гипотетических озер со средними характеристиками (Таблица 1), расположенных в точках с координатами центроидов климатических областей (Рис.1), и с использованием различных сценариев изменения климата в регионе.
 - Оценка перспектив дальнейшего использования методов моделирования в создании системы дистанционного мониторинга неизученных и малоизученных озер арктических областей Российской Федерации.

Выбор модели ГТД процессов в системе «атмосфера – озеро – донные отложения», а также источников информации об атмосферном воздействии на озера. Рассматриваемые в настоящей работе озера Якутии, расположенные в зоне залегания многолетнемерзлых пород, обладают одной важной особенностью – в них практически всегда присутствуют горизонтальная однородность поля температуры и преобладание вертикальной измен-

чивости термических характеристик водной массы над горизонтальной (Павлов, 1999). При моделировании термического режима водоемов этого класса зачастую достаточно использовать простые одномерные модели, основанные на интегрировании уравнения вертикальной диффузии тепла и различных способах представления вертикального распределения температуры. Такие модели, как правило, основаны на основополагающих физических законах, не требуют задания коэффициентов вертикального турбулентного обмена, просты в реализации и удобны для проведения численных экспериментов. Одной из таких моделей является Flake (Mironov, 2008).

Гидротермодинамическая модель озера FLake¹ является составной частью предложенной методики и разработана совместными усилиями сотрудников Института озераедения РАН, Института водных проблем Севера РАН, Института водной экологии и внутреннего рыбоводства Германии (IGB) и Службы погоды Германии (DWD) (Mironov, 2008; Mironov et al., 2010; Golosov and Kirillin, 2010; Kirillin et al., 2011). Модель представляет собой универсальную параметризованную одномерную математическую модель ГТД процессов в озере, в которой реализованы результаты исследований, полученные в ходе многолетних натурных и лабораторных исследований, выполненных на Лимнологической станции Института озераедения РАН, а также последние мировые достижения в области физической лимнологии. Для успешного использования модели объект моделирования должен удовлетворять следующим основным требованиям:

- протяженность не должна быть настолько велика, чтобы породить значительные климатические различия между отдельными участками акватории, и не настолько мала, чтобы вторичная ветровая циркуляция играла очень существенную роль;
- дно можно аппроксимировать горизонтальной плоскостью;
- адвективные процессы не должны вносить существенного вклада в турбулентное перемешивание.

В настоящее время FLake служит базовым инструментом для разработки моделей функционирования водных экосистем и формирования качества воды в природных и искусственных водоемах, используется как учебное пособие при подготовке специалистов экологов и гидрометеорологов как в нашей стране, так и за рубежом. Продукт синтеза модели озера FLake и приповерхностных метеорологических данных реанализа получил название FLake-Global (Kirillin et al., 2011). Отмечается, что FLake-Global позволяет практически мгновенно оценить сезонный цикл температуры и условий перемешивания в любом мелководном пресновод

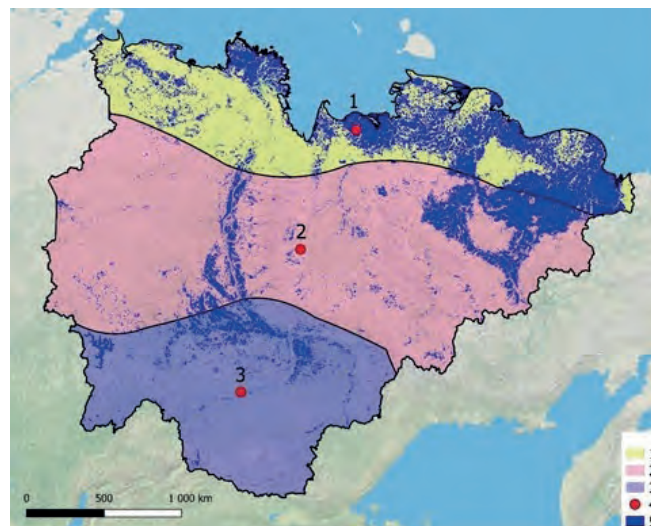


Рис.1. Климатические области на территории Республика Саха: 1 – климат арктических пустынь и тундр, 2 – умеренный континентальный климат с достаточным увлажнением, 3 – климат тайги с устойчивым увлажнением (Национальный атлас..., 2007), 4 – центры климатических областей, 5 – озера

ном озере по всему миру. В качестве метода учета влияния озер на формирование локальных климатических условий модель FLake широко внедрена в практику численного прогноза погоды в метеорологических организациях разных стран и Международного Европейского Центра среднесрочных прогнозов погоды (Mironov, 2008). Европейская прогностическая система COSMO², используемая и в нашей стране для составления прогнозов погоды Росгидрометом на всей территории РФ, также включает FLake в качестве средства оценки влияния пресноводных озер на локальный климат по всему миру. Из этого следует, что модель априори может использоваться на неизученных малых и средних водоемах нашей страны.

Кроме того, в предшествующих исследованиях авторов, выполненных совместно с коллегами из Института водных проблем Севера КарНЦ РАН и Санкт-Петербургского государственного университета (Zdorovenov et al., 2020), представлены результаты верификации модели FLake на островах острова Самойловский, находящегося в южной части дельты реки Лены. На острове расположено несколько озер преимущественно термокарстового происхождения. Для верификации модели использовались результаты измерений толщины льда озер, придонных и поверхностных температур четырех озер в апреле 2013 года, проведенных группой специалистов из Института полярных и морских исследований имени Альфреда Вегенера (AWI, г. Потсдам, Германия) в рамках экспедиции «Лена» (Zdorovenov et al., 2020).

Данные метеорологического реанализа использовались для задания атмосферного воздействия («форсинга») на озера. Реанализ объединяет данные детерминированного моделирования

¹ ГТД модель Flake <https://www.lakemodel.net> (дата обращения 15.03.2024) (Mironov, 2008).

² Прогностическая система COSMO, Росгидромет. <https://www.meteorf.gov.ru/product/cosmo/> (дата обращения 15.03.2024) (Rockel et al., 2008).

с натурными наблюдениями по всему миру в глобально полный и согласованный набор данных. Принцип такого объединения данных основан на ассимиляции данных, используемых в центрах численного прогнозирования погоды, где каждые несколько часов предыдущий прогноз оптимальным образом комбинируется с новыми доступными наблюдениями для получения новой наилучшей оценки состояния атмосферы. При этом реанализ не связан с необходимостью оперативно выпускать метеорологические прогнозы, следовательно, есть больше времени для сбора наблюдений и учета улучшенных версий исходных наблюдений, что благоприятно сказывается на качестве продукта реанализа.

В настоящей работе в качестве входной информации для гидротермодинамического моделирования послужили данные реанализа семейства ERA5. Реанализы ERA5³ содержат ряды восстановленных значений метеорологических параметров для всего земного шара, которые обновляются ежедневно с задержкой около 5 дней. ERA5 – это пятое поколение реанализа для глобального климата и погоды за последние 8 десятилетий. Данные доступны с 1940 года по настоящее время. ERA5 предоставляет почасовые оценки для большого числа параметров атмосферы, океанических волн и поверхности земли. Временной шаг между сроками «наблюдений» составляет 6 часов, пространственное разрешение реанализа – 0.25° по широте и долготе. Выборка необходимых для расчетов данных производится по координатам расчетной точки. Для облегчения работы многих климатических приложений рассчитываются также и среднемесячные значения гидрометеорологических параметров. При моделировании ГТД процессов в труднодоступных регионах данные реанализа заменяют отсутствующую информацию наземных измерений.

Сценарии изменения климата в регионе.

Для оценки последствий возможных климатических изменений в работе были использованы два сценария эволюции антропогенных выбросов парниковых газов в атмосферу в будущем, т.н. RCP-сценарии (Representative Concentration Pathway) – RCP 2.6 и RCP 8.5 – «лучший» и «худший» с точки зрения воздействия на окружающую среду, соответственно (Meinshausen, 2011; Moss, 2010; Nakicenovic and Swart, 2000; Rogelj et al., 2012). Сценарий RCP 2.6 требует, чтобы выбросы диоксида углерода (CO₂) начали неуклонно снижаться и достигли нуля к 2100 г. Выбросы метана (CH₄) должны уменьшиться на половину, при этом уровень выбросов диоксида серы (SO₂) составит примерно 10% от уровня 1980–1990 годов. В сценарии RCP 8.5 выбросы продолжают расти в течение всего 21 века теми же темпами, что и сейчас. Цифры в аббревиатурах сценариев (2.6 и 8.5) указывают на дополнительное количество энергии (Вт/м²), которое будет аккумулировано атмосферой в результате выбросов парниковых газов. Значения метеорологических параметров

(осадков и температуры воздуха), соответствующих реализации сценариев социально-экономической деятельности человека RCP в изучаемом регионе на период до 2100 года, рассчитаны с использованием климатической модели MPI-ESM-MR (Институт Макса Планка, Германия), участвующей в Фазе 5 Проекта взаимного сравнения моделей Всемирной программы исследований климата (WCRP CMIP5) и рекомендованных в Пятом оценочном докладе Межправительственной группы экспертов по изменению климата⁴. Получение необходимых для расчетов данных осуществлялось путем подачи соответствующего запроса, включающего координаты интересующих точек (в нашем случае – координаты центров климатических областей), название климатических моделей (MPI-ESM-MR), тип RCP-сценария (RCP 2.6 и RCP 8.5), названия метеорологических переменных и временное разрешение данных на сайте Европейского центра среднесрочных прогнозов погоды (CORDEX..., 2021). Исходную информацию для климатических прогнозов составляют гидрометеорологические параметры (RCP сценарии) за период 2006–2100 гг.

Для проведения имитационных расчетов выполнялась стыковка гидрометеорологической информации реанализа и климатических прогнозов. Адаптации сценариев RCP к ретроспективным данным реанализа проводились с использованием метода корректировки значений климатических параметров, рассчитанных по модели MPI-ESM-MR для периода 2006–2022 гг. в соответствии с данными реанализа за этот же период времени. Метод основан на использовании соотношений, связывающих значения реанализа (аналога измеренных климатических параметров) и рассчитанных по модели общей циркуляции атмосферы (Кондратьев и Бовыкин, 2003).

При наличии необходимой исходной информации модель рассчитывает следующие характеристики выбранного озера:

- теплоперенос между атмосферой, льдом, водой и донными отложениями;
- вертикальный профиль температуры воды, температуру у поверхности и у дна;
- профиль температуры в донных отложениях;
- дату образования ледового покрова, его продолжительность и толщину;
- глубину протаивания донных отложений в озерах зоны вечной мерзлоты.

4. Результаты и их обсуждение

Возможности математического моделирования при решении задач количественной оценки и прогноза возможных изменений ГТД характеристик озер различного происхождения в условиях залегания ММП на основе информации об их морфоме-

³ Сайт ERA5 <https://confluence.ecmwf.int/display/CKB/ERA5> (дата обращения 15.03.2024) (Hersbach et al., 2020).

⁴ Ссылка на доклад <https://www.ipcc.ch/sr15/> (дата обращения 15.03.2024).

трии продемонстрированы на примере решения следующих трех задач имитационного моделирования:

- Расчет внутригодовой динамики ГТД характеристик водной массы и донных отложений в различных климатических областях Якутии.
- Расчет внутригодовой динамики ГТД характеристик водной массы и донных отложений в озерах различного происхождения.
- Ретроспективная и прогностическая оценки динамики среднегодовых ГТД характеристик озер за период 1940–2100 гг.

Значения глубин первых трех типов озер (термокарстовых, водно-эрозионных и эрозионно-термокарстовых) близки между собой (Таблица 1). Их различия не оказывает существенного влияния на результаты моделирования. Поэтому в последующих расчетах рассматривались только термокарстовые озера, как преобладающие в рассматриваемой выборке. Моделирование выполнялись для гипотетических озер, расположенных в точках с координатами центроидов климатических областей, со средними значениями морфометрических характеристик, содержащимися в Таблице 1.

Расчет внутригодовой динамики ГТД характеристик водной массы и донных отложений в различных климатических областях. Имитационное ГТД моделирование водной массы и донных отложений проводилось на примере термокарстового озера в климатических областях арктических пустынь и тундр, континентального климата с достаточным увлажнением, а также климата тайги с устойчивым увлажнением (Рис. 1). Воздействие климата в данной задаче на ГТД характеристики водной массы и донных отложений реализовано через гидрометеорологическую информацию реанализа для центроидов указанных климатических областей. Результаты имитационных расчетов, осредненные за период 1940–2022 гг., представлены на Рисунке 2.

Данные Рисунка 2 демонстрируют зональность внутригодового хода средней по глубине температуры воды, толщины льда и потока тепла между водой и донными отложениями в термокарстовом озере трех основных климатических областей Якутии. Наиболее теплыми являются озера области 3 с климатом тайги и устойчивым увлажнением, летние температуры здесь могут достигать 16°C. За ними следуют водоемы области 2 с умеренным континентальным климатом и достаточным увлажнением. Наименьшие температуры водной массы (не более 6–7°C в летний период) характерны для озер области с климатом арктических пустынь и тундр. Результат достаточно предсказуем, учитывая широтное расположение климатических областей. Однако временная динамика температуры воды в озерах, расположенных в регионах залегания ММП, в зимний период существенно отличается от таковой в озерах, где вечная мерзлота отсутствует. В последний период ледостава характеризуется как правило эффектом «подледного прогрева» водной массы за счет перераспределения тепла между

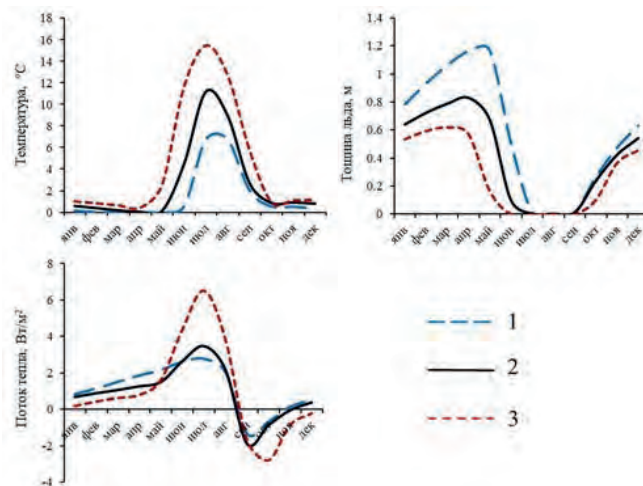


Рис.2. Внутригодовая динамика ГТД характеристик водной массы и донных отложений (средней по глубине температуры воды, толщины льда и потока тепла между водой и донными отложениями), осредненных за период 1940–2022 гг. в термокарстовых озерах областей с: 1 – климатом арктических пустынь и тундр, 2 – умеренным континентальным климатом с достаточным увлажнением, 3 – климатом тайги с устойчивым увлажнением

теплыми донными отложениями и холодной вышележащей водой. В результате в таких озерах в зимний период происходит повышение температуры воды подо льдом. В озерах с ММП данный эффект выражен очень слабо. Он наблюдается только в первые недели ледостава, когда поток тепла отрицателен (направлен из донных отложений в воду), затем поток тепла меняет знак и становится положительным, т.е. направленным из воды в донные отложения. При этом температура водной массы подо льдом уменьшается. Это происходит вследствие того, что, во-первых, сезон летнего прогрева в озерах с ММП непродолжителен – всего около двух месяцев, что не позволяет существенно увеличить теплосодержание донных отложений. Во-вторых, сказывается влияние ММП с отрицательными температурами. Значительная часть тепла в период летнего прогрева расходуется на нагрев и протаивание ледовой фракции ММП. В результате тепло, поступающее из водной массы, расходуется сначала на образование сезонного слоя протаивания, а только затем на непосредственный нагрев самих донных отложений. С образованием ледового покрова то небольшое количество тепла, накопленное в слое протаивания в течение периода летнего прогрева, быстро расходуется на незначительный нагрев придонной воды, после чего слоя протаивания деградирует, а поток тепла меняет направление с отрицательного на положительное.

Сезонная динамика толщины ледового покрова в озерах с ММП отличается от таковой в озерах с отсутствием ММП только в количественных параметрах. Здесь необходимо отметить длительный период ледостава – до 10 месяцев, и большую толщину льда – средние значения за рассматриваемый период составляют до 1.5 м. Качественных различий не наблюдается. Результаты расчета теплообмена через границу «вода – дно» демонстрируют

влияние многолетнемерзлых пород на термический режим озер. В озерах всех климатических областей значительную часть года поток тепла имеет положительные значения, т.е. он направлен из воды в дно. И только в короткий временной промежуток в начале осени, когда начинается период ледостава он становится отрицательным, т.е. направленным из донных отложений в воду.

Расчет внутригодовой динамики ГТД характеристик водной массы и донных отложений в озерах различного происхождения. Имитационное ГТД моделирование водной массы и донных отложений проводилось на для трех типов озер с наиболее отличающимися глубинами – термокарстового, ледникового и тектонического со средними морфометрическими характеристиками (Таблица 1) для области 2 континентального климата с достаточным увлажнением. Воздействие типа озера в данной задаче на ГТД характеристики водной массы и донных отложений реализовано через различия в средних глубинах озер указанных типов. Результаты имитационных расчетов, осредненные за период 1940–2022 гг., представлены на Рисунке 3.

Происхождение озера определяет специфику развития его котловины и такую важную морфометрическую характеристику как средняя глубина, которая является входным параметром модели FLake. Как следует из Таблицы 1 значения глубин разнотипных озер существенно различаются между собой, что сказывается на результатах моделирования. Трехкратное превышение глубины ледниковых озер по сравнению с термокарстовыми приводит к существенным различиям в их термическом режиме в подледный период. В меньшем по объему водной массы термокарстовом озере теплозапас уменьшается быстрее из-за влияния ММП с отрицательными температурами, вследствие чего температура воды приближается к нулевым значениям в конце периода ледостава. В ледниковых озерах температура также уменьшается, но с меньшей скоростью, и к концу ледостава остается положительной. Последнее влияет на стартовые условия начала летнего прогрева озер обоих типов. Термокарстовые начинают прогреваться с практически нулевых значений температуры, тогда как ледниковые – с положительных. Это является одной из причин того, что вода в ледниковых озерах в целом в течение летнего прогрева достигает более высоких температур по сравнению с термокарстовыми. Простая оценка свидетельствует, что теплозапас среднестатистического термокарстового озера к концу зимнего периода (рассчитывается по данным Таблицы 1) более, чем в три раза меньше теплозапаса ледникового озера – $1.6 \cdot 10^9$ и $5 \cdot 10^9$ Дж/м² соответственно. Другой возможной причиной более эффективного прогрева ледниковых озер могут служить условия перемешивания водной массы в озерах обоих типов. В мелких термокарстовых озерах в период летнего прогрева более эффективно происходит ночное конвективное выхолаживание, что в свою очередь влияет на скорость прогрева водной массы. Глубокие текто-

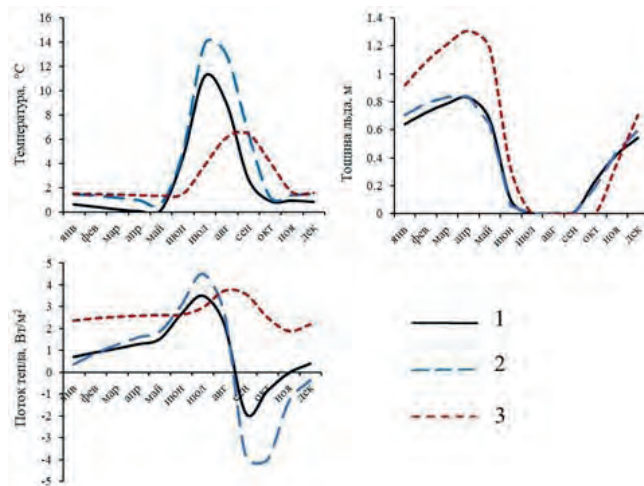


Рис.3. Внутригодовая динамика ГТД характеристик водной массы и донных отложений (температуры воды, толщины льда и потока тепла между водой и донными отложениями), осредненных за период 1940–2022 гг. в термокарстовых – 1, ледниковых – 2 и тектонических – 3 озерах области с умеренным континентальным климатом и достаточным увлажнением

нические озера прогреваются гораздо медленнее по сравнению с предыдущими типами озер. Максимум температуры воды в них приходится на конец августа – первую половину сентября (в термокарстовых и ледниковых озерах максимум приходится на конец июля – начало августа). При этом абсолютные значения температуры воды значительно ниже по сравнению с другими типами озер – всего 6°C, тогда как в термокарстовых и ледниковых – 12–14°C. Из-за большой глубины эффект зимнего влияния ММП в тектонических озерах практически незаметен. Поздний прогрев водной массы в глубоком тектоническом озере приводит к временному сдвигу в сроках начала ледостава – практически на месяц. Поскольку ледостав начинается при существенно отрицательных значениях температуры воздуха, скорость образования льда превышает таковую в термокарстовых и ледниковых озерах. Это приводит к тому, что в целом в тектонических озерах толщина льда больше, чем в термокарстовых и ледниковых.

Теплообмен через границу раздела вода-дно в тектонических озерах также сильно отличается от такового в термокарстовых и ледниковых. В двух последних типах озер характер теплообмена через поверхность донных отложений различается только в количественных параметрах – в ледниковых озерах он немного интенсивнее. В тектонических же озерах из-за отрицательных температур ММП в течение всего года поток тепла направлен из водной массы в донные отложения. При этом не наблюдается заметного снижения температуры в зимний период. Дело в том, что из-за большой глубины процессы перемешивания в тектонических озерах подавлены и теплообмен осуществляется крайне медленным молекулярным механизмом. Тем не менее интенсификация теплообмена через границу раздела вода-дно происходит после достижения температурного максимума с началом осеннего охлаждения, когда

при плотностной конвекции перемешивание проникает в придонные области, за счет чего теплообмен интенсифицируется.

Ретроспективная и прогностическая оценки динамики среднегодовых ГТД характеристик озер за период 1940–2100 гг. Расчеты выполнялись для озера ледникового происхождения, расположенного в климатической области 2 (Рис.1), со средними морфометрическими характеристиками (Таблица 1). Ретроспективная динамика среднегодовой температуры водной массы и средней толщины ледового покрова за период 1940–2022 гг. моделировалась с использованием информации гидрометеорологического реанализа. Далее до 2100 в качестве входной информации в расчетах использовались данные климатических прогнозов (RCP 2.6 и RCP 8.5) для рассматриваемой климатической области. Результаты имитационных расчетов, выполненных для всего периода 1940–2022 гг., представлены на Рисунке 4.

На представленном рисунке наглядно прослеживаются тенденции ретроспективного изменения термических характеристик озер в условиях меняющегося климата с 1940 г. по настоящее время. Средняя температура водной массы озера увеличилась на 0.7°C , при этом толщина ледового покрова уменьшилась на 0.06 м. Далее изменение ГТД характеристик озера существенно зависит от сценариев развития климата. Согласно «худшему» сценарию (RCP 8.5), когда выбросы парниковых газов продолжают расти в течение всего 21 века, возможно дальнейшее увеличение температуры водной массы озера еще на 1.5°C на к 2100 г. Толщина ледового покрова уменьшится на 0.10–0.15 м. «Лучший» климатический сценарий (RCP 2.6), в соответствии с которым выбросы диоксида углерода в атмосферу достигнут нуля к 2100 г., может существенно стабилизировать динамику изменения ГТД характеристик рассмотренного гипотетического озера. Ситуация с толщиной льда разнотипных озер в рассматриваемых климатических областях Якутии полностью соответствует современным представлениям о потеплении в Арктике. Толщина льда уменьшается во всех водоемах, причем образование, нарастание и таяние льда в озерах главным образом является результатом взаимодействия водной массы с атмосферой.

В связи с очевидным влиянием возможного потепления климата на динамику толщины ледового покрова в озерах возникает вопрос о воздействии такого потепления на ММП, которые являются составной частью донных отложений. Дело в том, что водная масса любого водоема, включая озера, является естественным теплоизолятором между атмосферой и донными отложениями. К тому же такой теплоизолятор обладает еще и аномально высокой теплоемкостью. Потепление атмосферы приведет к некоторому увеличению в первую очередь поверхностной температуры в озерах, что скорее всего увеличит вертикальную плотностную стратификацию в них, тем самым усиливая изоляцию придонных слоев от проникновения в них

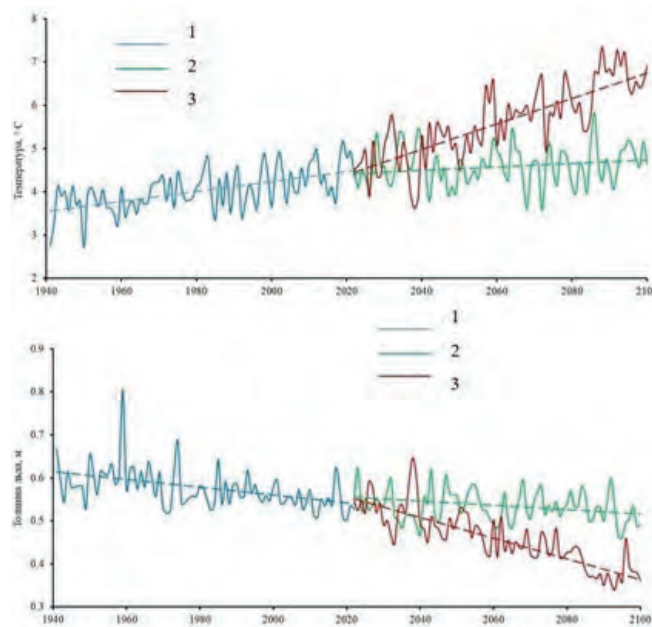


Рис.4. Ретроспективная – 1, и прогностическая – 2 (RCP 2.6) и 3 (RCP 8.5) оценки динамики среднегодовых ГТД характеристик (среднегодовая температура водной массы и средняя толщина ледового покрова) ледниковых озер области 2 (Рис. 1) за период 1940–2100 гг.

атмосферного тепла. Абсолютные значения потока тепла через границу раздела вода-дно крайне невелики – до 10 Вт/м^2 (Рис. 2, 3), к тому же в течение года он может быть разнонаправленным, т.е. суммарный поток тепла, направленный в донные отложения будет еще меньше. Таким образом можно ожидать, что потепление климата практически не окажет влияния на ММП, находящиеся под озерами.

Разумно предположить, что ситуация с изменением климата в результате деятельности человека будет протекать по некоему промежуточному сценарию. Кроме того, важно помнить, что теоретические аспекты воздействия изменений климата на окружающую среду и водные системы, в частности, находятся в стадии интенсивного развития. Весьма вероятно, что в скором времени будут разработаны новые сценарии эмиссии парниковых газов и климатические модели. Поэтому нужно быть готовым к уточнению прогностических оценок воздействия будущих изменений климата на водные системы.

Представленные результаты имитационного и прогностического моделирования подтверждают широкий спектр возможностей модели FLake при решении задач количественной оценки и прогноза изменений ГТД процессов в озерах различного происхождения, расположенных в различных физико-географических и климатических условиях при недостатке или отсутствии данных натурных наблюдений. Таким образом реализуется одно из основных предназначений моделирования – выход за рамки возможного натурального эксперимента.

5. Заключение

В результате проведения комплекса имитационных и прогностических расчетов показаны

перспективы дальнейшего использования методов моделирования в решении задач оценки ГТД характеристик разнотипных неизученных и малоизученных озер различных климатических областей Якутии. Имея в наличии универсальную и широко апробированную математическую модель ГТД процессов в озерах FLake, которая успешно используется при составлении прогнозов погоды Росгидрометом, можно говорить о реальных предпосылках для разработки системы дистанционного мониторинга озер арктических областей Российской Федерации. Основные этапы создания такой системы сводятся к следующему:

- С использованием средств дистанционного зондирования поверхности Земли дешифрируется интересующий водный объект, находятся его географические координаты и площадь водной поверхности.
- На основе геостатистических взаимосвязей между морфометрическими характеристиками однородной группы водных объектов оценивается глубина озера.
- По географическим координатам водного объекта из баз данных метеорологического реанализа и климатического моделирования извлекается метеоинформация требуемого разрешения для последующих ретроспективных и прогностических расчетов.
- Глубина озера и метеопараметры являются входными данными для расчетов тепло- и массообмена в системе “атмосфера – водная масса – донные отложения”, условий перемешивания и вертикального распределения температуры в воде и донных отложениях, а также ледового режима озер по модели FLake. При этом прогностические расчеты позволяют оценить основные тенденции изменения ГТД параметров озер при реализации различных сценариев изменения климата в регионе.

Построенная таким образом схема оценки и прогноза изменений ГТД характеристик разнотипных озер различного генетического происхождения может применяться для широкого спектра малых и средних (площадью менее 100 км²) неизученных и малоизученных водоемов России. При условии дополнения модели FLake соответствующими программными модулями, по приведенной выше схеме могут быть оценены и другие химико-биологические характеристики водоемов, такие как, например, кислородный режим, биомасса и первичная продукция водорослей, прозрачность воды и др.

Благодарности

Работа выполнена при поддержке проекта Российского научного фонда 24-27-00067 “Методика дистанционной оценки характеристик неизученных озер зон многолетней мерзлоты с использованием спутниковой информации и математического моделирования”.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

- CORDEX regional climate model data on single levels/ European Centre for Medium-Range Weather Forecast. 2021. URL: <https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/dataset/10.24381/cds.bc91edc3?tab=overview> (дата обращения: 05.06.2024)
- Golosov S., Kirillin G.A. 2010. Parameterized model of heat storage by lake sediments. *Environmental Modelling & Software* 25(6): 793-801.
- Hersbach H., Bell B., Berrisford P. et al. 2020. The ERA5 global reanalysis. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 146: 1999-2049. DOI: [10.1002/qj.3803](https://doi.org/10.1002/qj.3803)
- Kirillin G., Hochschild J., Mironov D. et al. 2011. FLake-Global: Online lake model with worldwide coverage. *Environmental Modelling & Software* 26(5): 683-684.
- Meinshausen M. 2011. The RCP greenhouse gas concentrations and their extensions from 1765 to 2300. *Climatic Change* 109: 213-241. DOI: [10.1007/s10584-011-0156-z](https://doi.org/10.1007/s10584-011-0156-z)
- Mironov D., Heise E., Kourzeneva E. et al. 2010. Implementation of the lake parameterization scheme Flake into the numerical weather prediction model COSMO. *Boreal Environment Research* 15: 218-230.
- Mironov D.V. 2008. Parameterization of Lakes in Numerical Weather Prediction. Description of a Lake Model (No. 11). COSMO Technical Report. Germany: German Weather Service, Offenbach am Main.
- Moss R.H. 2010. The next generation of scenarios for climate change research and assessment. *Nature* 463: 747-756. DOI: [10.1038/nature08823](https://doi.org/10.1038/nature08823)
- Nakicenovic N., Swart R. 2000. IPCC Special Report on Emissions Scenarios. Cambridge: University Press.
- Rockel B., Will A., Hense A. 2008. The regional climate model COSMO-CLM (CCLM) (info). *Meteorologische Zeitschrift* 17: 347-348. DOI: [10.1127/0941-2948/2008/0309](https://doi.org/10.1127/0941-2948/2008/0309)
- Rogelj J., Meinshausen M., Knutti R. 2012. Global warming under old and new scenarios using IPCC climate sensitivity range estimates. *Nature Climate Change* 2: 248-253. DOI: [10.1038/nclimate1385](https://doi.org/10.1038/nclimate1385)
- Zdorovenov R., Golosov S., Zverev I. et al. 2020. Arctic climate variability and ice regime of the Lena River delta lakes. *E3S Web of Conferences* (IV Vinogradov Conference) 163: 04008. DOI: [10.1051/e3sconf/202016304008](https://doi.org/10.1051/e3sconf/202016304008)
- Адаменко В.Н. 1985. Климат и озера (К оценке настоящего, прошлого и будущего). Ленинград: Гидрометеиздат.
- Балащенко М.И. 2016. Транзитно-аккумуляционные особенностей озер Якутии. Кандидатская диссертация, Российский государственный педагогический университет им. А. И. Герцена, Санкт-Петербург.
- Городничев Р.М., Левина С.Н., Ушницкая Л.А. и др. 2020. Морфометрические параметры разнотипных озер Севера Якутии. *Успехи современного естествознания* 1: 18-25. DOI: [10.17513/use.37316](https://doi.org/10.17513/use.37316)
- Жирков И.И. 1983. Морфогенетическая классификация как основа рационального использования охраны и воспроизводства природных ресурсов криолитозоны. Вопросы рационального использования и охраны природных ресурсов разнотипных озер криолитозоны (на примере Центральной Якутии). *Межвузовский сборник. Якутск, С. 4-45.*

Кондратьев С.А., Бовыкин И.В. 2003. Влияние возможных климатических изменений на гидрологический режим системы водосбор-озеро. Метеорология и гидрология 10: 86-96.

Кондратьев С.А. 2007. Формирование внешней нагрузки на водоемы: проблемы моделирования. Санкт-Петербург: Наука.

Муравейский С.Д. 1960. Очерки по теории и методам морфометрии озер. Реки и озера. Москва, С. 91-125

Национальный атлас России. Том 2. 2007. В: Думнов А.Д., Кирсанов А.А., Киселева Е.А. и др. (ред.) Москва: ПКО «Картография».

Нежиховский Р.А. 1973. Объем воды в реках, озерах и водохранилищах Советского Союза. Труды ГГИ 203: 239-247.

Нестерева М.И. 2011. Пространственные особенности строения разнотипных озерных котловин на территории Якутии. Общество. Среда. Развитие 4: 227-230.

Павлов А.В. 1999. Термический режим озер равнинных районов Севера. Криосфера Земли III(3): 59-70.

Румянцев В.А., Измайлова А.В., Макаров А.С. 2021. Состояние озёрного фонда Арктической зоны Российской Федерации. Вестник РАН 91(2): 115-126.

Самарский А.А. 1983. Современная прикладная математика и вычислительный эксперимент. Коммунист 18: 31-42.

Problems of quality assessment of highly colored water of Lake Onego urbanized tributary using hydrochemical, microbiological and toxicological indicators

Makarova E.M.*, Kalinkina N.M.

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

ABSTRACT. The article presents the results for 2014–2015 of chemical, microbiological and toxicological studies of the water quality of the urbanized tributary of Lake Onego (the River Neglinka). The high anthropogenic load on the studied river was revealed. The runoff of storm water reached one third of the river runoff. The maximum excess of maximum available concentration in storm water for BOD₅ was 80–90-fold, for oil products – 50–60-fold, for suspended solids – 40-fold. The River Neglinka in the upper reaches (outside the urban area) is affected by a swampy catchment area. The chemical composition of the water (low pH values, high color index, COD_{Cr} and Fe_{tot}) reflected the influence of catchment area. The methodological problems were associated with identifying zones of anthropogenic impact against the background of the negative impact of natural factors on the water quality of the River Neglinka. In the calculation a modified specific combined water contamination index was used. This made it possible to determine zones of influence of the anthropogenic factor. Microbiological indicators (total bacterial abundant, total coliform bacteria, saprophytic bacteria) indicated a high degree of pollution of the River Neglinka and especially sanitary-indicative bacteria. The unsuitability of the River Neglinka for recreational use was revealed. Bioassay revealed the toxicity of the river water in the upper reaches. It was connected with the low pH due runoff of humic substances from swampy catchment area. The barrier role of groundwater, which led to an increase in the pH, and the complexing ability of humic substances, which reduced the bioavailability of heavy metals, stipulated non toxicity river water in urban areas. The study proved that the assessment of the quality of highly colored river waters is possible only with a comprehensive implementation of chemical, microbiological and toxicological studies.

Keywords: tributary of Lake Onego, urbanized area, chemical composition, bacterioplankton, total coliform bacteria, bioassay

For citation: Makarova E.M., Kalinkina N.M. Problems of quality assessment of highly colored water of Lake Onego urbanized tributary using hydrochemical, microbiological and toxicological indicators // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - P. 1399–1433. DOI: [10.31951/2658-3518-2024-A-6-1399](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2024-A-6-1399)

1. Introduction

The deterioration of water quality has become a serious problem. As big cities continue to grow, the effect of human activities on urban river ecosystems increases (Liu et al., 2017; Kong et al., 2021; Zhang et al., 2021; Akhtar et al., 2024).

In Petrozavodsk (the capital of the Republic of Karelia), in recent decades, due to the increase in the amount of transport and active construction work, the impact of storm water runoff on the urbanized tributaries of Lake Onego has increased (Tekanova et al.,

2021; Makarova et al., 2022; Makarova et al., 2023). Assessing the current state of the urbanized tributaries is becoming relevant. However, regional features of the chemical composition of water (high color and iron content, low pH values, etc.) complicate the task of assessing its quality.

The unique features of Karelia's surface water are due to a humid climate and geomorphologic characteristics, such as low mean annual air temperature, excessive humidification, the exposure of old crystalline rocks and the multiple glaciations in the

*Corresponding author.

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

Received: July 10, 2024; **Accepted:** November 08, 2024;

Available online: December 25, 2024

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



Quaternary Period (Lukashov, 2004; Tekanova et al., 2018). Therefore, the organic matter (OM), iron and nutrient concentrations, gas composition and pH of surface waters in the Karelian Hydrographic Province are highly variable. For instance, major ions content in surface water layers varies markedly (5–460 mg/L, median value 19 mg/L). Cations are dominated by Ca^{2+} , Mg^{2+} ions and lesser Na^+ . Anions contain hydrocarbonates and an abundance of organic acid anions. They dominate low-alkaline highly humic water (Lozovik, 2006; Lozovik, 2013). As the catchment area is highly paludified, the river water is rich in humic substances. This, in turn, is responsible for its high color, high total iron concentration and the acidic response of the medium. These factors may badly affect the biota of aquatic ecosystems (James, 1991a;b; Arvola et al., 2014; Tekanova et al., 2018).

The River Neglinka flows across Petrozavodsk, the capital of the Republic of Karelia. Based on the protocol of the Commission for the establishment of categories of objects of fishery importance and the characteristics of the extraction (catch) of aquatic biological resources living in them, the North-West Territorial Administration of the Federal Agency for Fisheries dated 11.04.2013 No. 3, the River Neglinka was assigned the highest category of fishery importance. It is heavily contaminated with storm water runoff and nutrients from the private sector, particularly during spring flood. The contaminated river flows into Petrozavodsk Bay of Lake Onego, a source of drinking water for the population.

The River Neglinka displays a mixed type of feeding. Surface feeding is controlled by snow melting and raining. The upper River Neglinka flows among bogs. In spring, its water is mixed with meltwater from the bogs. The flood plain, consisting of peat and sand, is paludified. These factors are responsible for the river's high water color (Fig. 1) (Borodulina, 2013; Karpechko, 2013).

Petrozavodsk is located in a subartesian basin, which includes the Kotlinsk water-richest aquifer overlain by a thick pile of Quaternary sediments, such as the Onegozero intermorainic aquifer and the ground water of glacial and lacustrine-glacial sandy and sandy-loamy deposits. These waters are exposed by springs (Krutskikh et al., 2016) what the supply of spring water

in the middle reaches of the River Neglinka (Andronikov et al., 2019). The supply of subsurface water provokes changes in total water major ions content downstream from 35 to 400 mg/L (Borodulina, 2013).

An essential problem in Karelia is assessment of the effect of human activities on the river water contaminated with an abundance of humic substances (a regional natural factor) responsible for an elevated water color. Therefore, it is important to separately assess the effect of both natural and anthropogenic factors on the quality of the River Neglinka water, because modern water quality classifiers are used mainly for assessing the influence of human activities on transparent-water bodies. Until recently, no seasonal studies have been conducted to assess river water quality and the effect on biota.

The aim of the present study is to assess the quality of the River Neglinka water from chemical, microbiological and toxicological indices taking into account regional features of the chemical composition of water.

2. Materials and Methods

2.1. Description of the study area

The River Neglinka is 14 km long. It varies in depth from 0.2–0.5 m at rapids to 1–3 m in moderately deep to deep slow portions of the river. Mean perennial runoff in the River Neglinka is 0.5 m³/s. The river's basin area is 46.1 km², mires make up 13%, and its ratio of lake surface to drainage area is less than 1% (Karpechko, 2013). The river has a mixed type of feeding. Surface feeding is dependent on snow melting and rain, while underground feeding is controlled by springs (Borodulina, 2013). The river is frozen in November–December and snow goes off in April–May. The river is similar in gradient to semi-mountain streams (7.6‰) (Slukovskii and Polyakova, 2017).

2.2. Sampling and analyses

Surface water samples were taken from May to November in 2014 and from May to October in 2015 in the various stretches of the river. Sampling stations were outside (st. N–1), and in (stations N–2 and N–3) the city boundaries (Fig. 2). The year 2014 saw a



Fig.1. General view of the River Neglinka. (a) mid-channel, (b) river mouth

spring flood period in May and a short flood period in September-October. In 2015 saw a spring flood period in May and other samples were taken in the low-water period (Fig. 3). Samples were taken from the surface water layer in the central portion of the current. The water was heated to a maximum of 15.0 °C in August 2014 and to 13 °C in June 2015 (Fig. 3).

In 2014, seven water samples were collected at each station to analyze the chemical composition of water to determine pH, color, chemical oxygen demand (COD_{Mn}), dissolved oxygen content, biochemical oxygen demand (BOD_5), nutrient content (NO_2^- , NO_3^- , TP, IP), including five samples (June–October) to determine oil products. In 2015, six water samples were collected at each station to determine pH, color, dissolved oxygen content, BOD_5 , COD_{Cr} , and total suspended solids (TSS). Nutrient content (total phosphorus (TP) and inorganic phosphorus (IP)) and Fe_{tot} were determined in five water samples (June–October), and oil products were determined in three samples (May, July, September).

2.3. Methods of chemical analysis

All samples were taken, kept and analyzed according to the Interstate standard “Water. General requirements for sampling” (State standard 31861-2012). The chemical parameters of water were assessed using standard analytical methods accepted in hydrochemical practices (Table 1). The results obtained were compared with the maximum allowable concentrations of contaminants in Russia’s water bodies used for commercial fishing (MAC) (On approval of..., 2023).

To indirectly calculate the abundance of humic substances in water, P.A. Lozovik (2013) suggested to use the index showing the humus content of water (Hum) calculated from the formula:

$$\text{Hum} = \sqrt{\text{COL} \times \text{COD}_{\text{Mn}}}, \text{ unit of humus content}$$

where, COL – color of water, degrees;

COD_{Mn} – permanganate consumption, mg O/L

2.4. Calculation of the specific combined water contamination index

The degree of contamination was calculated from chemical indices for the River Neglinka in 2015 according to «A method for combined assessment of surface water contamination from hydrochemical indices». The specific combined water contamination index (SCWCI) was calculated from chemical indices. In this method, a scalar value shows the degree of contamination (Guidelines 52.24.643-2002) assessed for all contaminants in any water body at the water sampling site over any time interval for any set of hydrochemical indices. The norms used are the MAC of contaminants for the water of water bodies used for commercial fishing (Table 1). These are the strictest (minimum) values from combined lists recommended for preparing information papers on surface water quality (Guidelines 52.24.643-2002). SCWCI shows how often MAC is exceeded. The worst water quality corresponds to the highest index value.

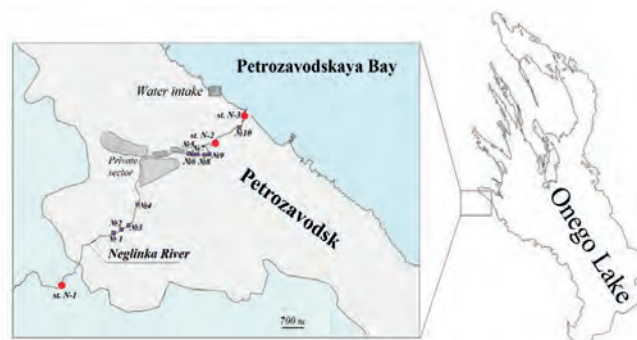


Fig.2. River location, three sampling (red circles) and storm water stations (No. 1–10) (purple squares) on the River Neglinka.

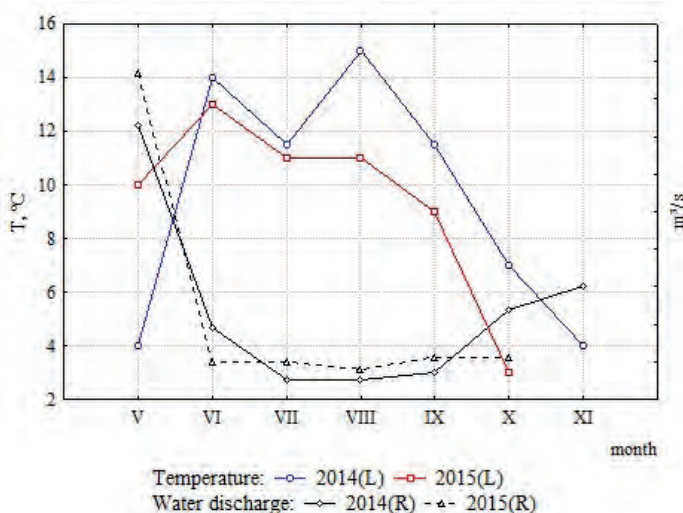


Fig.3. Water temperature and water discharge in the River Neglinka at sampling dates in 2014–2015; L – left axis, R – right axis

2.5. Methods for microbiological analysis

The total bacteria abundance (TBA) was assessed by direct calculation on black polycarbonate track membranes ($D_{\text{pores}} = 0.2 \mu\text{m}$) by Whatman on a luminescent microscope MIKMED-2 (magnification $\times 1600$) with preliminary staining of cells with acridine orange (Handbook of Methods..., 1993). Saprophytic bacteria (SB) were reared on fish-peptone agar (FPA) for 5–10 days at 22 °C (Kuznetsov and Dubinina, 1989). To identify of total coliform bacteria (TCB), a water sample was filtered through membrane filters ($D_{\text{pores}} = 0.45 \mu\text{m}$) and placed in Endo’s agarized medium and incubated for 24 hours at 37 °C. Incubation was followed by a cytochromoxidase test. Specific colonies, which have not changed their color, were calculated (Guidelines 4.2.3690-21).

The water quality was assessed based on microbiological indicators using the generally accepted “water quality indicator” in aquatic microbiology (Romanenko, 1985; Dzyuban, 2000), which reflects the proportion (%) of saprophytic bacteria in the total abundant of bacterioplankton (SB/TBA, %). The scale of this indicator is as follows: < 0.003 – especially clean; 0.003–0.03 – clean; 0.03–0.1 – slightly polluted;

Table 1. Methods of chemical analysis.

Parameters	Method adopted	MAC (Russian Standard)
pH	Potentiometric determination by glass electrode	6.5–8.5
Color, Cr-Co scale degrees	Photometric determination, $\lambda = 410$ nm	—
Fe _{tot} , mg/L	atomic absorption method with flame atomization	0.1
COD _{Mn} , mg O/L	Titrimetric determination in acidic media (Kubel method)	—
COD _{Cr} , mg O/L	Dichromate sulfuric acid oxidation of organic matter and titrimetric determination with ferroin	—
O ₂ , mg/L	standard Winkler method	> 6.0 during open water period
BOD ₅ , mg O ₂ /L	Determination by light-and-dark-bottle method using O ₂	< 2.1
TSS	Gravimetric determination, 0.45 μ m membrane filter	Background + 0.25
NO ₂ ⁻ , mg N/L	Spectrophotometric method with sulfanilamide and N-(1-Naphthyl)-ethylenediamine-dihydrochloride, $\lambda = 543$ nm	< 0.02
NO ₃ ⁻ , mg N/L	Reduction to NO ₂ – with a Cd-reduction column and determination as NO ₂ -N	< 9
IP, mg/L	Spectrophotometric method with ammonium molybdate and ascorbinic acid reduction to phosphatomolybdic heteropolyacid, $\lambda = 882$ nm	—
TP, mg/L	Oxidation of organic matter by K ₂ S ₂ O ₈ in acidic media and determination of PO ₄ -P	—
Oil product, mg/L	Infrared spectrometric method	0.05

Note. “—” – not standardized

0.1–0.3 – polluted; 0.3–3.0 – dirty; > 3.0 – especially dirty. For a correct assessment of water quality based on the total abundant of bacterioplankton in accordance with the scale of V.I. Romanenko (1985) (light microscopy), a factor of 2.06 was used to convert to the new method (epifluorescence microscopy) (Makarova et al., 2022).

2.6. Bioassay

Samples for chemical and microbiological analyses were taken in spring, summer and autumn. Water samples were taken from the River Neglinka for bioassay in the same time of year. In 2014, water samples for bioassay were taken at stations N-1, N-2 and N-3 (Fig. 2) in May, June, August, September, October and November (6 series of experiments, 18 water samples). In 2015, samples were taken at stations N-1, N-2 and N-3 in May, June, July and August (4 series of experiments, 12 water samples). River water samples were placed in 1-litre plastic bottles and delivered immediately to the laboratory.

The crustaceans *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (synonym of *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894) were used as a test organisms. This species was proposed for the first time as a test organism for assessing the toxicity of an water samples (Mount and Norberg, 1984). In 2008, the small planktonic crustacean *C. affinis* was taken for bioassay from a culture donated by the Papanin Institute for Biology of Inland Waters Russian Academy of Sciences, and was then cultivated in the Laboratory of Hydrobiology at the Northern Water Problems Institute, KarRC, RAS (Kalinkina et al., 2013).

The crustaceans *C. affinis* were cultivated using ground-water of the following chemical composition: Na⁺ – 7–19 mg/L; K⁺ – 2–4 mg/L; Ca²⁺ – 12–24 mg/L; Mg²⁺ – 4–11 mg/L; HCO₃⁻ – 31–58 mg/L; Cl⁻ – 8–21 mg/L; SO₄²⁻ – 15–40 mg/L; total ion content 100–200 mg/L (Water Resources..., 2006). The pH of the groundwater varied from 8 to 8.3. The crustaceans placed in the culture were fed with the green alga *Chlorella vulgaris*.

Water samples from the River Neglinka were subjected to bioassay by methods recommended in Russia for monitoring water bodies (Zhmur, 1997; Methods for assessment of toxicity..., 2007) and in accordance with standard international toxicological methods (Oslo and Paris Commission, 1997; USEPA, 2002). Bioassay began after adjusting the temperature of river water samples to room temperature. Water temperature in 2014–2015 experiments varied with season from 18 to 25 °C. However, in each 2-day experiment water temperature in each series in different months varied from 0.5 to 1 °C. River water samples were subjected to bioassay under static conditions (static nonrenewable tests). In this experiment, test organisms were affected by the aquatic medium studied (river water) during the entire testing period without refreshing the aquatic medium. The experiment took 48 hours. Two-day-old crustaceans *C. affinis* were used. The experiments were replicated twice. Groundwater was used as a reference medium. Its chemical composition is shown above. The volume of the reference medium and that of the river water tested was 100 ml at each replication. Five crustaceans were placed in each bottle. The crustaceans were not fed during the experiments. At the end of each experiment the survival of the crustaceans

was assessed as the percentage of the final number of the survivors relative to their initial number. Besides, at the end of each experiment the general condition of the crustaceans was assessed from the activity of their movement in the bottle and the availability of juveniles in brood pouches.

2.7. Assessment of the anthropogenic load on the River Neglinka

The River Neglinka is contaminated by storm sewage from Petrozavodsk, gravity sewer systems, runoff from the residential area, runoff from a railway depot, etc. (State report..., 2000-2022).

According to the official data submitted by the Ecology Department of the Mayor's Office, the River Neglinka is contaminated by 10 storm runoffs (Fig. 2), reaching a volume of 0.004 km³/year and making up one-third of the total volume (0.013 km³/year) of the river runoff. Data on pollutants in storm water runoff are presented in Table 2.

In 2014, MAC for BOD₅ and oil products was exceeded in 9 runoffs out of 10 (Table 2). The multiplicity of MAC for BOD₅ was maximum (almost 80 times) in runoff no. 5. The amount of oil products was maximum (52MAC and 56MAC) in runoffs nos. 6 and 7, respectively. In runoffs nos. 5–10, MAC for TSS was exceeded. The excess of MAC (40- and 36-fold) was maximum in runoffs nos. 10 and 6, respectively. Norms for chlorides were not exceeded.

In 2015, storm water samples were taken from 9 runoffs, but runoff no.10 was not taken into account. BOD₅ was exceeded in 7 runoffs out of 9. Like in 2014, the multiplicity of MAC was maximum in runoff no.5 (94-fold MAC). Norms for oil products were exceeded in all runoffs. Maximum values (52 and 57 times, respectively) were shown by runoffs nos. 5 and 7. The amount of TSS was exceeded (1.9 times on the average) only in runoffs nos.1, 8 and 9. Norms for chlorides were not exceeded.

2.8. Statistical analysis

Median values for samples and the standard error were calculated as the statistical characteristics of the variability of chemical indices. Samples were compared and seasonal variations were revealed using nonparametric methods of statistics, such as Spearman's correlation coefficient and nonparametric Mann–Whitney U–Test. The confidence of the correlation coefficient was assessed using a confidence level of 0.05.

Links between the indices of hydrochemical were studied using the principal component analysis (PCA). This analysis, based on logarithmic indices, was performed to decrease the ratio of the size of the indices and to make their distribution as normal as possible (Shitikov et al., 2005). Major components with a variance of ≥ 1 and the effect of factors on features with relative values of ≥ |0.7| were accepted as significant (Korosov, 2007). The data obtained were processed statistically in the licensed package Statistica Advanced

10 for Windows Ru.

3. Results

3.1. Chemical composition of water

In river water Ca²⁺ and Na⁺ ion concentrations are 25.6 and 19.5 mg/L, respectively. The river water is of a hydrocarbonate-calcium type, based on ion composition, but during the summer-autumn season it changes its group from calcium to sodium (Sabylina and Efremova, 2017).

According to (Sabylina and Efremova, 2017), the chemical composition of the River Neglinka water is dominated for many years by such metals as iron and manganese. High Mn and Fe concentrations are due to a high regional background. Therefore, these metals are not regarded as contaminants (Lozovik and Platonov, 2005). Cu, Zn, Pb and Cd concentrations increase while the river flows across Petrozavodsk, occasionally exceeding MAC. Cu and Zn concentrations in the city were 3 and 20 times the concentrations in the suburbs (Sabylina et al., 2022).

All indicators were divided into two groups in analyzing the chemical composition of the water of the River Neglinka. The first group included indicators characterizing the influence of a swampy catchment area (natural factor): the concentrations of poorly mineralized humic substances (COD_{Mn}, COD_{Cr}), the water color and related chemical elements (mainly iron) and pH as an indicator of substances of acidic origin, including humic acids (Lozovik, 2013).

The second group included chemical indicators characterizing anthropogenic influence: various forms of mineral nitrogen and phosphorus, BOD₅ and oil products supplied with storm runoffs in the lower reaches of the river of Petrozavodsk. The concentration of oxygen in water reflects, on the one hand, the aeration of water in rapids areas of the river, and on the other hand, the consumption of oxygen for the destruction of easily mineralized OM. In our studies, we assessed oxygen as an index showing the anthropogenic impact related to

Table 2. Contaminants in storm runoff into the River Neglinka in October 2014 and in July 2015 in Petrozavodsk.

Data	MAC	October 2014	MAC	July 2015
		Min – max* M ± m		Min – max M ± m
TSS, mg/L	4.25	2–167 55 ± 20.4	23.75	4.1–192 69.9 ± 22.5
BOD ₅ , mg O ₂ /L	2.1	1.8–167 26.5 ± 15.8	2.1	0.58–198 28.8 ± 21.2
Oil product, mg/L	0.05	0.04–2.8 0.97 ± 0.32	0.05	0.1–2.88 1.21 ± 0.39
Chlorides, mg/L	300	4–72 25.2 ± 10.7	300	16.8–96 49.7 ± 18

Note. *Min – max are minimum and maximum values, M ± m is a mean value and a standard error. The MAC of total suspended solids (TSS) was calculated from data from the ecology department of the Petrozavodsk city administration data in 2014; 2015 – own data.

the supply of storm runoff carrying an abundance of OM.

3.1.1. Chemical indices showing the natural composition of water in the River Neglinka in 2014–2015

Data obtained in 2014 show that the water samples taken throughout the entire River Neglinka are highly humic (mesopolyhumic subclass) (Lozovik, 2013).

In the suburban stretch of the River Neglinka affected by mire water, high concentrations of OM of humic origin calculated from COD_{Cr} were provoked by high water color and total iron concentration values (Table 3). A 12–51-fold excess of MAC for Fe_{tot} was revealed.

In the urban stretch of the river, where total river runoff is diluted by subsurface water (Andronikov et al., 2019), COD_{Cr} decreased. OM concentration declined, as did the water color (Table 3). Fe_{tot} decreased down the

river, where MAC was exceeded 7–50-fold due to its partial precipitation on the bottom.

3.1.2. Chemical indices of man-provoked water contamination in the River Neglinka

The concentration of easily mineralized substance, calculated from BOD_5 in the suburban stretch of the river, was only 1.5 times the MAC for two years. As an abundance of easily mineralizable OM was supplied with storm water runoff (Table 2), BOD_5 in the urban stretch of the river channel was two times the MAC (Table 3).

In 2014, high oxygen concentration along the river channel varied slightly. In 2015, water-dissolved oxygen concentration declined, as did the oxygen saturation of water. A decline in the oxygen saturation of water took place at station N–2. It was due to the supply of nutrients identified by BOD_5 into the river water with storm runoff upstream from the sampling station and terrigenous and overland runoff.

Table 3. Chemical composition indices of water in the River Neglinka in 2014–2015.

Data	2014			2015		
	upper stretch of the river	urban sites		upper stretch of the river	urban sites	
	st. N–1	st. N–2	st. N–3	st. N–1	st. N–2	st. N–3
pH	4.5–6.6 5.6 ± 0.4	6.6–7.7 7.2 ± 0.2	6.9–7.9 7.4 ± 0.2	4.3–5.2 4.5 ± 0.3	6.5–7.7 7.0 ± 0.3	6.6–7.8 7.4 ± 0.3
Color, degrees	98–410 177 ± 76	21–286 129 ± 39	29–230 66 ± 37	270–384 349 ± 32	34–283 146 ± 36	64–261 93 ± 13
Fe_{tot} , mg/L	n.d.	n.d.	n.d.	1.2–5.1 2.7 ± 0.4	1.1–4.0 2.1 ± 0.3	0.7–2.8 1.4 ± 0.2
COD_{Mn} , mg O/L	9.37–12.69 10.34 ± 0.84	9.1–11.2 10.1 ± 0.4	9.4–11.1 10.3 ± 0.5	n.d.	n.d.	n.d.
Hum, units	30–64 44 ± 9	14–57 34 ± 8	18–50 25 ± 6	n.d.	n.d.	n.d.
COD_{Cr} , mg O/L	n.d.	n.d.	n.d.	33.7–47.2 39.3 ± 3.6	20.3–46.8 27.6 ± 3.3	12.5–40.4 20.4 ± 4.6
O_2 , mg /L	7.9–11.2 9.9 ± 0.7	8.4–11.0 9.7 ± 0.6	8.8–10.7 9.8 ± 0.6	7.6–9.5 8.2 ± 0.3	5.6–9.8 6.2 ± 0.9	8.7–10.5 9.4 ± 0.3
% of O_2 saturation	71–87 79 ± 4	79–92 84 ± 3	82–90 86 ± 2	62–71 68 ± 2	51–77 56 ± 6	78–92 80 ± 2
TSS, mg/L	n.d.	n.d.	n.d.	9–92 27 ± 7	6–97 16 ± 6	4–120 16 ± 5
BOD_5 , mg O_2 /L	1.4–3.4 1.7 ± 0.4	2.4–6.0 3.5 ± 0.9	2.9–6.6 3.4 ± 0.7	0.9–1.6 1.0 ± 0.1	1.1–6.4 5.0 ± 1.5	2.0–5.3 2.3 ± 0.4
NO_2^- , mg N/L	0.009–0.024 0.016 ± 0.004	0.026–0.254 0.198 ± 0.065	0.027–0.243 0.149 ± 0.05	n.d.	n.d.	n.d.
NO_3^- , mg N/L	0.035–0.26 0.21 ± 0.06	0.41–1.12 0.59 ± 0.1	0.33–2.89 0.67 ± 0.61	n.d.	n.d.	n.d.
TP, µg P/L	19–44 26 ± 6	54–197 103 ± 30	46–211 132 ± 39	42–162 85 ± 19	106–339 166 ± 31	128–319 217 ± 44
IP, µg P/L	10–42 25 ± 5	49–191 98 ± 27	33–205 117 ± 38	4–31 18 ± 6	39–273 148 ± 46	117–209 160 ± 20
Oil product, mg/L	0.03* (September, October)	0.37* (August)	0.05* (October)	0.05* (September)	0.34* (September)	0.04* (September)

Note. Min–max is in above the line; a median value and a standard error are in below the line; “n.d.” = no data; * – shows maximum oil product concentration.

Nitrite concentration in the suburban stretch of the river was generally low, except for two cases when it was 1.2 times the MAC. The amount of nitrites in the urban stretches of the river increased by one order of magnitude, so MAC was exceeded eight-fold over the entire study area.

Nitrate concentration in the river water was markedly below MAC. Nitrate concentration was almost three times the original value on crossing the urban area (Table 3). Our data on the concentration of the inorganic forms of nitrogen in the river are consistent with those obtained by other workers, who took samples from the river in the same period (Dzyubuk and Klyukina, 2015).

Total phosphorus (TP) concentration in 2014 was much lower than in 2015 due to weather conditions, because the year 2014 was drier than 2015. The supply of TP with storm water runoff and runoff from the private sector was responsible for its increased concentration in the river water in the urban area. The data we obtained on the concentration of TP and IP in the river water are consistent with the data of Sabylina and Efremova (2017).

The bulk of inorganic phosphorus (IP) in the water of the River Neglinka is of anthropogenic origin, as indicated by its high percentage (28–98% of total concentration). The study of Karelia's water bodies shows that if inorganic phosphorus concentration in water makes up over 10% of total phosphorus concentration form, then its presence is due to anthropogenic contamination (Zalicheva and Volkov, 1994; Lozovik, 2017).

Oil product concentration in the upper reaches of the River Neglinka did not exceed the critical value of 0.05 mg/L for two years of studies. At station N–2, MAC for oil products was twice as high over the entire study area in 2014, reaching maximum concentrations upon a seven-fold excess of MAC. This happened because there is a railway depot at some distance from station N–2 and because stormwater runoffs with high oil product concentrations are present (Section 2.7). At station N–3, oil product concentration decreased to 0.04 mg/L. Oil products become less abundant towards the river mouth, because they are partially precipitated on the bottom, because they are oxidized due to the rapids and because they are utilized by microbiocenoses. In 2015, a 7-fold excess of MAC for oil products once took place at station N–2 in the urban stretch of the river.

The concentration of TSS in the river water was maximum in the suburban stretch of the river. Although TSS in the urban stretch of the river is supplied together with storm water runoff, they are less abundant in the river water than in the suburban area because they are partially precipitated on the bottom.

3.1.3. Analysis of the structure of relationships between chemical indicators

The principal component analysis (PCA) was used to analyze the structure of relationships between chemical indicators which determined by regional natural and anthropogenic factors. The principal component analysis (PCA) is a method used for reducing the size of feature space with a minimum loss of useful

information and for revealing groups of objects differing in correlation strength from each other.

When analyzing the results of PCA obtained in 2014, the first three principal components make up 81% of the total variability of water composition indices for the River Neglinka. A significant contribution to PC1 was made by pH, the oxygen saturation of the water and nutrient matter (NO_2^- , NO_3^- , TP, IP), BOD_5 in the water, contribution to PC2 by water-dissolved oxygen and COD_{Mn} , and contribution to PC–3 by the water color (Table 4). The diagram showing the distribution of PC1 and PC2 values (Fig. 4a) the objects are divided into two main groups. Two right quadrants contain samples taken at the suburban station in all months of monitoring. Located in two left quadrants are samples taken at urban stations during the entire monitoring period. On the diagram showing the distribution of PC1 and PC3 values (Fig. 4b) the objects are also split up into two main groups: two right quadrants contain samples taken at the suburban station in all months of monitoring; located in two left quadrants are samples taken at urban stations. The position of the stations on the diagrams indicates the well-defined spatial heterogeneity of river portions due to the effect of bog water in the upper reaches of the River Neglinka, where the lowest pH values and high water color indices were found, as well as the supply of underground water, which neutralizes water in the urban area. Therefore, high pH values, the low water color, the heavy nutrient matter contamination and high mineralized OM concentration in water of the river (Table 3) are characteristic of the urban stretches of the River Neglinka. The seasonal variability of the background and urban stretches of the river is poorly defined, in contrast to considerable differences in their chemical composition.

The use of PCA for data on the chemical composition of the water of the River Neglinka obtained in 2015 has shown that the first three main components reflect 83% of the total variability of the features. The

Table 4. Distribution of factor loadings in the main components in the study of the relationships between hydrochemical indicators of the River Neglinka in 2014.

	PC1	PC2	PC3
pH	-0.9	-0.1	-0.1
Color	0.5	0.1	-0.7
O_2	0.0	0.8	0.5
% of O_2 saturation	-0.7	-0.1	0.2
COD_{Mn}	0.3	0.8	-0.1
BOD_5	-0.7	0.5	-0.4
NO_2^-	-0.8	0.1	-0.1
NO_3^-	-0.8	0.2	0.3
TP	-1.0	0.0	-0.2
IP	-0.9	0.0	-0.2
Eigenvalue	5.2	1.7	1.2
% in total variance	52	17	12

Note. Significant factor loadings of features are highlighted in bold.

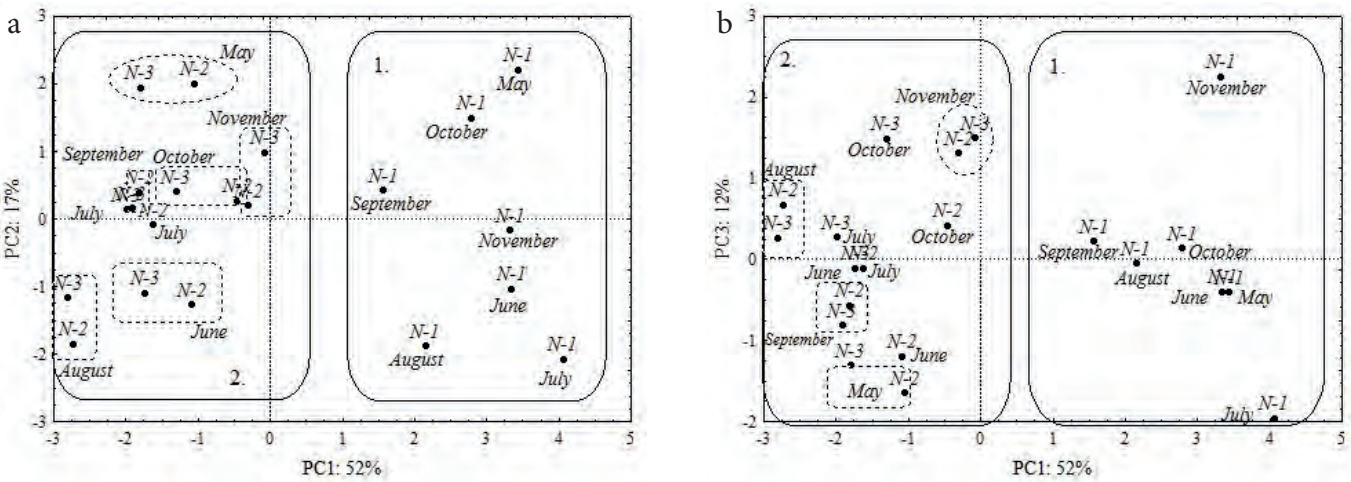


Fig.4. Biplots showing the ordination of the first and second (a) and the first and third (b) principal components of the chemical characteristics of the river water in 2014. Rectangle 1 shows samples from the upper stretch of the river (N-1), rectangle 2 shows samples from urban stretches.

water color, pH, COD_{Cr} and phosphorus concentration contributed markedly to PC1, oxygen concentration in the water and the oxygen saturation of the water contributed to PC2 and the concentration of TSS in the water contributed to PC3 (Table 5). The positions of the stations on the plot showing the distribution of PC1 and PC2, and PC1 and PC3 values show the spatial heterogeneity of the river stretches revealed in 2014 from hydrochemical indices (Fig. 5a, b): the upper stretch is affected by bog water, which decreases the pH of the water, increases its color and displays elevated COD_{Cr}. The urban stretches of the river are characterized by the supply of groundwater, which neutralizes the river water, and contamination by phosphorus compounds discharged from the residential area (Table 3). The oxygen concentration and percentage of water saturation with oxygen were each a part of the principal component due to a strong correlation between these indices showing variations in oxygen in the water provoked by seasonal variations.

Thus, the ordination of stations in the axes of the main components is associated with the influence of wetlands in the upper reaches and groundwater in

Table 5. Distribution of factor loadings in the main components in the study of the relationships between hydrochemical indicators of the River Neglinka in 2015.

	PC1	PC2	PC3
pH	-0.9	0.1	-0.1
Color	0.9	0.1	0.0
O ₂	0.0	1.0	0.0
% of O ₂ saturation	-0.3	0.9	0.3
COD _{Cr}	0.7	-0.5	-0.1
BOD ₅	-0.6	-0.6	0.0
TSS	-0.1	-0.2	0.9
TP	-0.8	-0.1	-0.2
IP	-0.8	-0.1	-0.4
Fe _{tot}	0.6	0.2	-0.6
Eigenvalue	4.4	2.4	1.5
% in total variance	44	24	15

Note. Significant factor loadings of features are highlighted in bold.

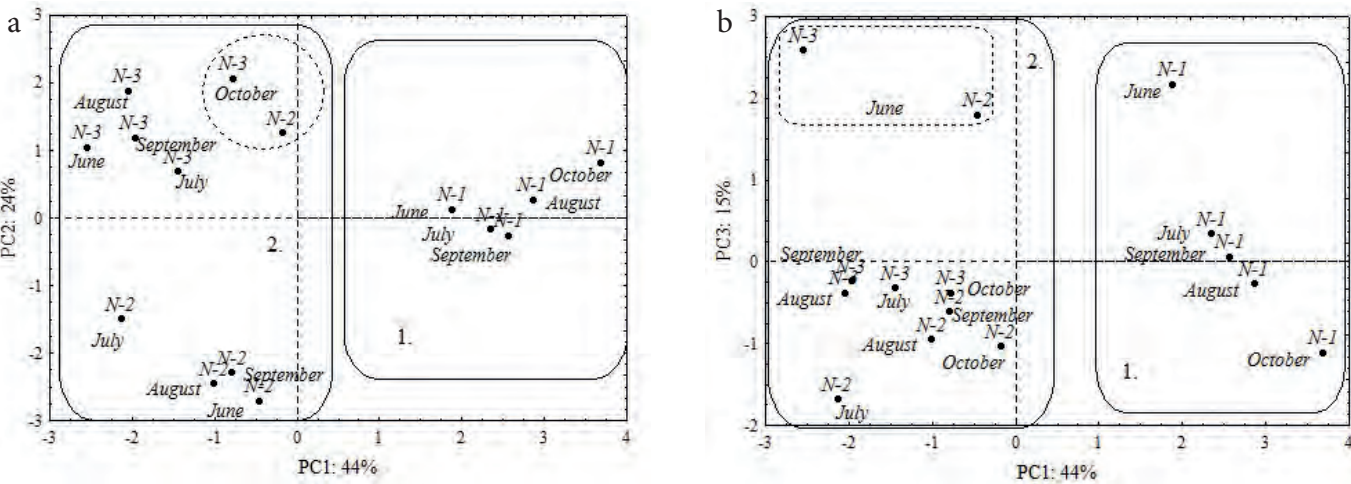


Fig.5. Biplots showing the ordination of the first and second (a) and the first and third (b) main components of the chemical characteristics of the water in the River Neglinka in 2015. Rectangle 1 shows samples from the upper stretch of the river (N-1), rectangle 2 shows samples from urban sites.

the middle reaches of the river. These factors determine the change in chemical indicators characterizing the regional features of river waters (pH, color). At the same time, the use of the PCA revealed a significant role of the anthropogenic factor in the ordination of stations (phosphorus input from urban areas). In general, the results of the statistical analysis illustrate the combined influence of two factors (natural and anthropogenic) on the chemical composition of water, which determines methodological problems in assessing the quality of highly colored waters of the River Neglinka.

It was of interest to consider the classification of stations on the River Neglinka taking into account data only on anthropogenic pollution. For this purpose, the indicators reflecting the influence of natural factors (pH, color, COD_{Mn} , COD_{Cr} , Fe_{tot}) were excluded from the initial data sets for 2014 and 2015. The results of the PCA are presented in Tables 6 and 7 and Figs. 6 and 7. In both 2014 and 2015, the first principal components reflected the influence of the anthropogenic factor, namely the influx of nutrient matter and easily mineralized OM (Tables 6 and 7). The correlation of the used indicators reflects their origin associated with storm water. The ordination of stations in the axes of the two principal components clearly showed their division into background and urban areas. Thus, the exclusion of the characteristics of the chemical composition determined by the influence of the regional natural factor from the general data set substantiated the need to assess the water quality of the River Neglinka only according to indicators reflecting the influence of anthropogenic factors.

3.2. Microbiological indices

The distribution of the total bacteria abundance (TBA), saprophytic bacteria (SB) and total coliform bacteria (TCB) for both years of studies at three stations on the River Neglinka is shown in Table 8 and Fig. 8. All the indices varied considerably along the river channel. TBA, SB and TCB showed low indices against those at background station N-1, increasing at urban stations (Table 8 and Fig. 8). The upper stretches of the river flow in a forested area. In the urban area, the river water is contaminated by stormwater runoff, terrigenous runoff from the city and runoff from the private sector. This combined effect of point and scattered sources of contamination may provoke high TBA, SB and TCB concentrations at stations located in the urban stretches of the river (Fig. 8). The highest abundance was characteristic of station N-2 presumably due to the discharge of storm water runoff upstream from the sampling station (Fig. 2) and the influence of the private sector.

TBA, SB and TCB were more abundant in 2014 presumably because the water was heated better (Fig. 3). Many scientists note that the growth of bacteria is often dependent on water temperature (Rheinheimer, 1977; Lee et al., 2016; Seo et al., 2019), but we have failed to find significant correlation between the growth of bacterioplankton and water temperature due to the river's morphology affected by the high velocity of currents,

Table 6. Distribution of factor loadings in the main components in the study of the relationships between hydrochemical indicators of the River Neglinka in 2014 without indicators characterizing the influence of natural factors (pH, color, COD_{Mn}).

	PC1	PC2
O_2	-0.1	-1.0
% of O_2 saturation	-0.7	-0.1
BOD_5	-0.8	-0.2
NO_2^-	-0.8	-0.1
NO_3^-	-0.8	-0.2
TP	-1.0	0.2
IP	-0.9	0.3
Eigenvalue	4.2	1.15
% in total variance	60	16

Note. Significant factor loadings of features are highlighted in bold.

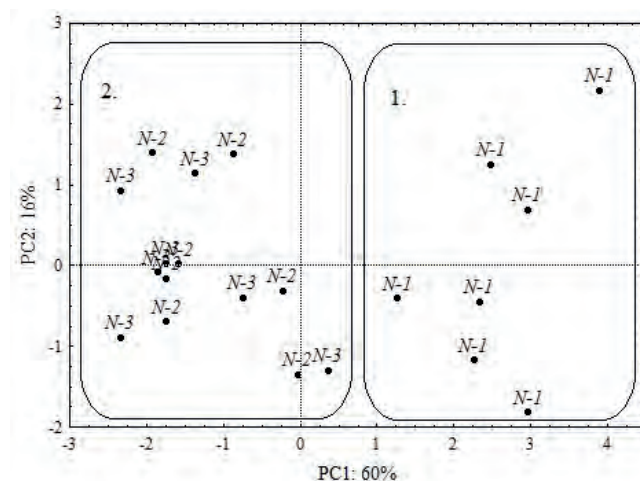


Fig. 6. Biplots showing the ordination of the first and second main components of the chemical characteristics of the water in the River Neglinka in 2014 without indicators characterizing the influence of natural factors. Rectangle 1 shows samples from the upper stretch of the river (N-1), rectangle 2 shows samples from urban sites.

shallow depth and the strong impact of the anthropogenic factor.

Nonparametric Mann-Whitney U-Test showed statistically significant differences in the quantitative indices of the suburban stretch of the river relative to urban stations N-2 and N-3 (Table 9). Comparison of the urban stations between each other showed that in 2014 station N-2 was statistically different from station N-3 only in TBA indices and in 2015 in the abundance of SB and TCB.

It is clear from Fig. 9 that the growth of bacterioplankton is characteristic of the summer season, when water temperature rises (Fig. 3), and in the autumn season, when precipitation increases, contributing to the washing-out of contaminants from the residential area. Earlier studies confirm the increasing abundance of bacteria in the summer and autumn seasons due to the inflow of contaminants with precipitation, which took place on the eve of sampling (Timakova, 2013;

Tekanova et al., 2015), as confirmed by the results of the present study.

The indices of bacterioplankton in a seasonal aspect poorly correlated between each other due to the pattern of OM supplied from point and scattered sources. Spearman's correlation coefficient for 2014 data was significant between TBA and TCB at station N-2 (0.86) and at station N-3 (0.86). For 2015 data, Spearman's correlation coefficient was significant for SB and TCB at station N-3 (0.81).

3.3. Results of bioassay of River Neglinka water

In 2014 and 2015 experiments, the survival rate of the crustaceans *C. affinis* in the reference medium by the end of the experiments was 100%. Only in one case (in one replication out of two), in May 2014, by the end of a 48-hour experiment 4 crustaceans out of 5 had survived and in other experiment 5 crustaceans had survived (average survival rate was 90%). In all series of experiments, control animals moved actively in the water at the end of each experiment, and juveniles were in their brood pouches, indicating that the *C. affinis* culture, used in the experiment, was in good condition.

In river water samples, the survival rate of the crustaceans *C. affinis* varied from 0 to 100% by the end of 2-day experiments (Fig. 10). The recurrence of the results in two replications was complete in all series of experiments, except for one case, when a minor deviation between replications was revealed. In May 2014, when a water sample from station N-2 was tested, 5 animals in one replication survived, while in other replication 4 animals survived (mean survival rate was 90%).

The most toxic water samples with lowest survival rate indices of the crustaceans *C. affinis*, up to their complete death in both 2014 and 2015 were revealed in water samples from station N-1 (Fig. 10 a). This station is located in the upper reach of the River Neglinka, in the reference area of the river situated outside Petrozavodsk and unaffected by human activities. In 2014, crustaceans in water samples from station

Table 7. Distribution of factor loadings in the main components in the study of the relationships between hydrochemical indicators of the River Neglinka in 2015 without indicators characterizing the influence of natural factors (pH, color, Fe_{tot} , COD_{Cr}).

	PC1	PC 2
O ₂	0.5	0.8
% of O ₂ saturation	0.4	0.9
BOD ₅	-0.9	-0.0
TSS	0.2	-0.5
TP	-0.8	0.4
IP	-0.8	0.5
Eigenvalue	2.4	2.0
% in total variance	40	34

Note. Significant factor loadings of features are highlighted in bold.

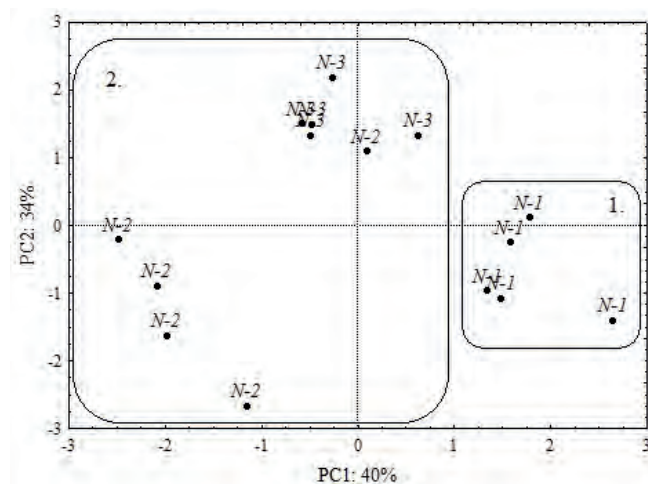


Fig.7. Biplots showing the ordination of the first and second main components of the chemical characteristics of the water in the River Neglinka in 2015 without indicators characterizing the influence of natural factors. Rectangle 1 shows samples from the upper stretch of the river (N-1), rectangle 2 shows samples from urban sites.

Table 8. Microbiological indices

Data	2014			2015		
	upper stretch of the river	urban sites		upper stretch of the river	urban sites	
	st. N-1	st. N-2	st. N-3	st. N-1	st. N-2	st. N-3
TBA, $\cdot 10^6$ c/ml	0.6–4.02 0.97 \pm 0.42	1.10–18 5.7 \pm 2.75	0.85–5.26 3.53 \pm 0.79	0.42–1.78 1.15 \pm 0.35	3.04–7.46 3.49 \pm 0.72	1.57–5.21 2.78 \pm 0.7
SB, $\cdot 10^3$ CFU/ml	0.15–3.96 1.22 \pm 0.82	1.8–196 70.6 \pm 53.8	6.1–28 13.5 \pm 3.47	0.03–0.24 0.1 \pm 0.02	0.1–45.9 20.6 \pm 11.8	0.18–3.0 0.78 \pm 0.24
TCB, $\cdot 10^3$ CFU/L	0.33–389 15 \pm 21	130–6400 3545 \pm 1486	111–1464 464 \pm 267	1.22–40.67 9.61 \pm 5.64	300–1324 593 \pm 218	38.4–225 75 \pm 23
SB/TBA, %	0.04–1.03 0.2 \pm 0.14	0.33–6.79 1.2 \pm 1.76	0.36–6.77 1.0 \pm 0.25	0.004–0.08 0.01 \pm 0.01	0.007–2.08 0.8 \pm 0.49	0.02–0.26 0.05 \pm 0.01

Note. Min–max is in above the line; a median value and a standard error are in below the line.

N-1 died completely in May, June and November. In August, September and 2014, the survival rate of the crustaceans *C. affinis* in river water samples from the reference area increased to 80–100%. In 2015, a lethal effect in water samples from station N-1 took place throughout the entire study period from May to August (Fig. 10a).

An entirely different toxicological situation took place at stations N-2 and N-3, located at the urban stretches of the river and affected by human activities. The results of bioassay in 2014–2015 show that the survival rate of test-objects in river water from stations N-2 and N-3 was 100% (Fig. 10b,c). Only in one case (May 2014, a river water sample from station N-2) the survival rate of the crustaceans declined slightly to 90%. The high buoyancy of the crustaceans and the filling of their brood pouches with juveniles indicated that the animals were in good state at the end of a 2-day experiment on bioassay of river water at stations N-2 and N-3. Thus, water samples taken from two urban stretches of the river, showed no acute toxic effect on the crustaceans *C. affinis* in all seasons for two years.

4. Discussion

4.1. Quality of water from the River Neglinka, as shown by chemical indices

As shown by the analysis of chemical data using the PCA (Section 3.1.3), the main problem of assessing the quality of water in the River Neglinka by chemical indicators is the influence of the anthropogenic factor (TP, IP, BOD₅) against the background of the impact of the regional natural factor (color, pH). Two factors made a significant contribution to dividing the stations into two groups - stations located in the background area (the first group) and stations located in urban areas (the second group).

For differentiated assessment of the influence of two factors, the SCWCI calculation was performed using two sets of data. In this case, when calculating the index, data for 2015 were used, when the widest range of chemical indicators was obtained. At the first stage, the SCWCI calculation was performed using the entire set of chemical indicators. The calculations showed that along the entire length of the River Neglinka, the water at the studied stations is characterized by an increased level of pollution, which was associated both with indicators reflecting anthropogenic load and with indicators associated with the impact of the swampy catchment area (pH, Fe_{tot}) (Table 10).

According to literature (Borodulina, 2013; Borodulina et al., 2020), the high Fe_{tot} content and low pH values in the water of the River Neglinka reflect the influence of regional natural factors. In this regard, at the second stage, the indicators characterizing the influence of the regional natural factor were excluded from the SCWCI calculations, in accordance with Guidelines 52.24.643-2002. New calculations showed that the water of the River Neglinka in the upper reaches corresponds to “clean waters”, while during transit through the city of Petrozavodsk, the status of the water changes sharply to “polluted”. Thus, a new

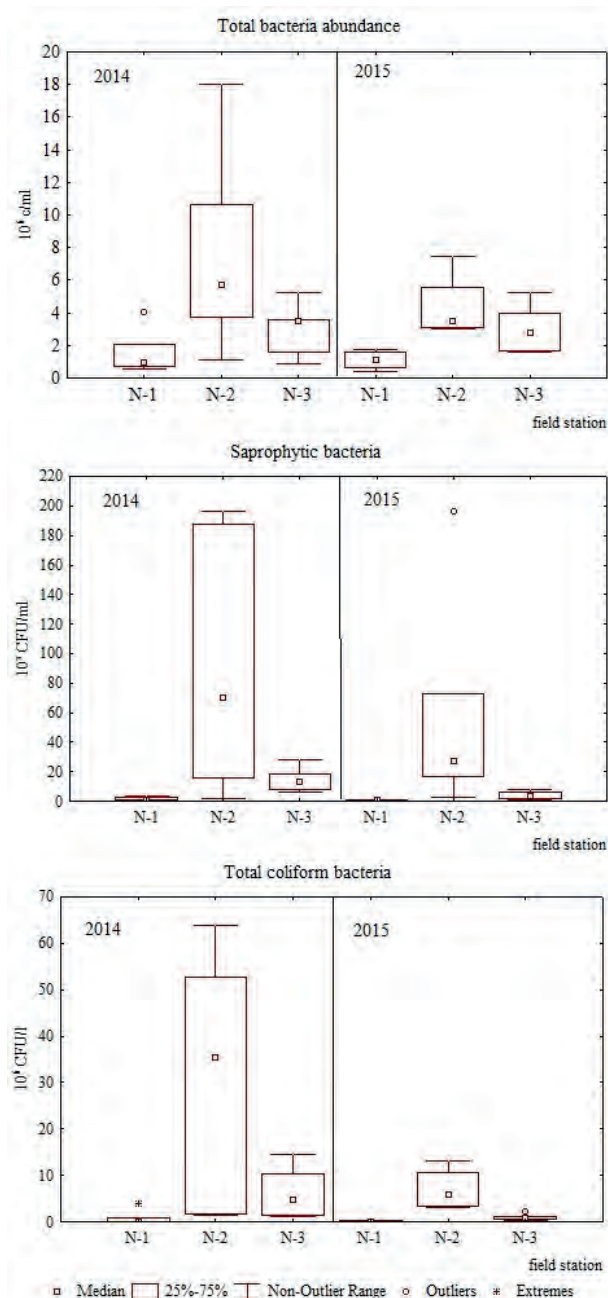


Fig.8. Spatial distribution of TBA, SB and TCB at the River Neglinka stations in 2014 and 2015.

Table 9. Significance levels of Mann–Witney’s U-criterion between the suburban and urban stretches of the River Neglinka in 2014–2015.

Data	suburban / urban		urban
	st. N-1 / st. N-2	st. N-1 / st. N-3	st. N-2 / st. N-3
2014			
TBA	0.006	0.110	0.035
SB	0.006	0.002	0.085
TCB	0.004	0.006	0.142
2015			
TBA	0.004	0.016	0.200
SB	0.004	0.004	0.020
TCB	0.004	0.006	0.004

Note. Shown in bold type are the loads of features with a valid contribution ($p < 0.05$).

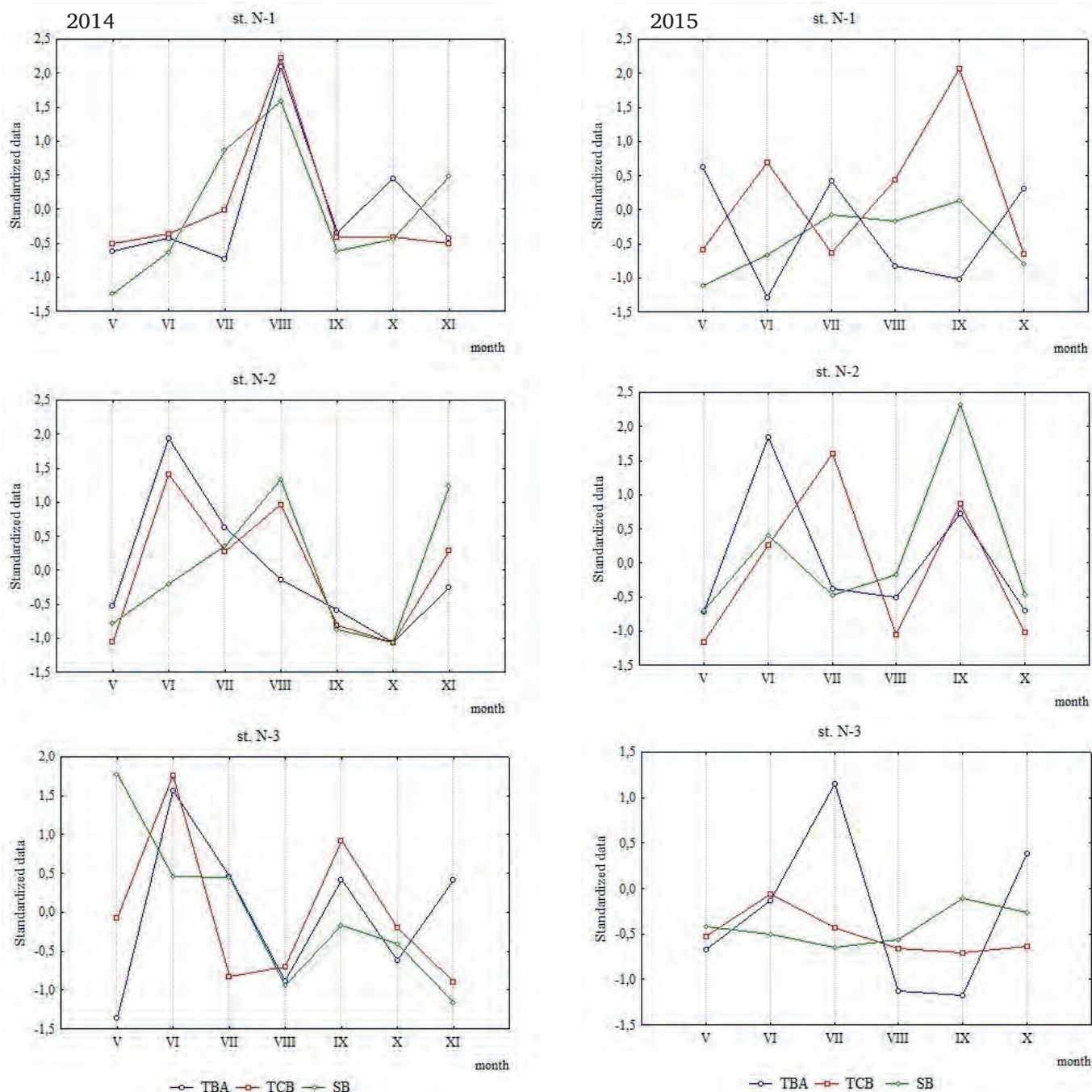


Fig.9. Seasonal distribution of TBA, TCB and SB at the River Neglinka stations in 2014 and 2015.

assessment of water pollution was obtained, which made it possible to more accurately identify anthropogenic altered area of the River Neglinka and the degree of their pollution (Table 10).

4.2. Quality of water from the River Neglinka, as shown by microbiological indices

The problem of assessing the quality of highly colored waters based on microbiological indicators is associated with the currently poorly studied effect of humic substances on bacteria. Humic substances, in turn, have a complex effect (both stimulating and depressing) on bacterioplankton, an essential indicator of water quality (Visser, 1985; Tranvik and Höfle, 1987; Jones et al., 1988). In most biological classifications, the influence

of human activities on water bodies is assessed without taking into account regional features (Drachev, 1964).

To solve the problem of bioindication of water quality with a high content of humic substances, in previous studies (Makarova et al., 2023), using the example of 12 tributaries of Lake Onego the structure of links between the chemical (pH, water color, COD_{Cr} , BOD_5 , Fe_{tot} , % of O_2 saturation, TSS and TP) and microbiological (TBA, heterotrophic bacteria, SB, total microbial number, TCB, phenol-oxidizing bacteria, hydrocarbon-oxidizing bacteria) parameters were studied. It has been proved that microbiological indices are highly correlated with BOD_5 and not correlated with indices showing the effect of a paludified catchment (pH, water color, COD_{Cr}). Thus, our analysis has confirmed the applicability of generally accepted classifications to assessment of water quality in anthropogenically

affected highly color tributaries from microbiological indices.

According to the bioindication of water quality of the River Neglinka (Table 8) that the background stretch of the River Neglinka was contaminated in 2014 and was clean in 2015, as indicated by median SB/TBA indices. Water at station N-2 was assessed as dirty in both years of studies, as indicated by median values, as dirty at station N-3 in 2014 and as contaminated in 2015. In 2014, the abundance of bacterioplankton was higher than in 2015 (Fig. 8) presumably because samples were taken after precipitation responsible for the supply of bacteria from the residential area.

Median TCB values (Table 8) exceeded sanitary norms of 5000 CFU/L for recreation zones. For instance, the excess was 2–3 times the normal value in the background stretch of the river, 119–709 times the norm at station N-2 and 15–93 times the norm at station N-3. This excess of sanitary norms for TCB is the reason for a great concern of the local population.

Thus, assessment of water quality assessed from microbiological indices has shown that the river is not good for recreation and that its water should be decontaminated because the river flows into Lake Onego near the city's water intake facilities. The urgency of improving the environmental situation in the catchment area is increased by the fact that the mouth of the River Neglinka is located near the drinking water intake for the population of Petrozavodsk.

4.3. Assessment of water toxicity

Bioassay of water from the River Neglinka, an urbanized tributary of Lake Onego, has revealed a controversial situation. River water samples, taken from the reference uncontaminated stretch of the river, were found to be highly toxic for the crustaceans *C. affinis*. However, river water samples from stations located in the big City of Petrozavodsk, where many contamination sources are concentrated, showed no toxic effect on crustaceans in two-day experiments.

To explain this discrepancy, we used data on the chemical composition of Neglinka River water, particularly, evidence for the active response of the medium (pH) and the water color. We found that river water from station N-1, which had a lethal effect on the crustaceans, had a very low pH value. In 2014, pH values were minimum (4.3–5.4) in May, June and November

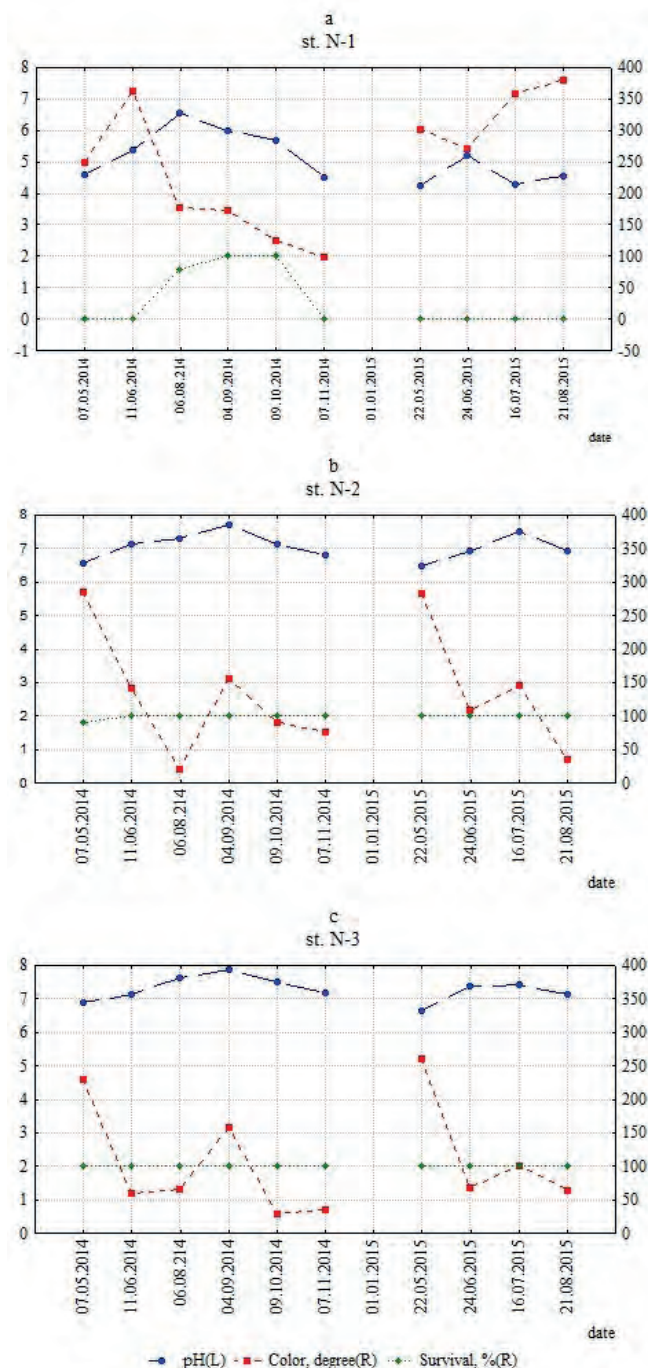


Fig.10. Interannual (2014–2015) and seasonal dynamics of the survival rate indices of the crustaceans *C. affinis* in water samples from the River Neglinka, pH value and the water color at stations N-1 (a), N-2 (b) and N-3 (c); L – left axis, R – right axis.

Table 10. Contamination pattern and SCWCI values from normalized indices for the River Neglinka.

	SCWCI	Characteristics of the state of water pollution	Indicators exceeding MAC
Taking into account all the studied hydrochemical indicators			
St. N-1	3.25	3b, very polluted	pH, Fe _{tot}
St. N-2	5.44	4a, dirty	Fe _{tot} , O ₂ , BOD ₅ , IP, oil product, TSS
St. N-3	3.67	3b, very polluted	Fe _{tot} , BOD ₅ , IP, TSS
Without taking into account regional natural hydrochemical indicators			
St. N-1	0	Conditionally clean	—
St. N-2	4.96	4a, dirty	O ₂ , BOD ₅ , IP, oil product, TSS
St. N-3	2.63	3a, polluted	BOD ₅ , IP, TSS

(Fig. 10a), when all crustaceans in the samples died. In August, September and October 2014, the pH value increased (5.7–6.6) and the survival rate of the crustaceans increased by 80–100%. In 2015, pH was as low as 4.3–5.2 in all water samples. At these pH values, all water samples were found to be lethal for the crustaceans *C. affinis*.

In 2014–2015, river water samples taken at stations N-2 and N-3, which did not exert a toxic effect, showed pH values higher than those at station N-1, varying from 6.5 to 7.9 (Fig. 10 b,c). Median values and standard errors of the pH of river water for 2014–2015 at three Neglinka River stations are shown in Table 11.

Paired comparison of pH values at three stations using Mann–Witney’s criterion has revealed a significant ($p < 0.05$) difference between pH values at station N-1 and between pH values at stations N-2 and N-3. However, no significant difference ($p > 0.05$) in the pH of river water between stations N-2 and N-3 was found.

Our studies have shown a well-defined difference in river water toxicity for the crustaceans and in pH values between all water samples taken from the River Neglinka (Fig. 11).

It is important that the boundary between pH values in lethal and nontoxic samples was as narrow as 0.3 units of pH, varying from 5.4 to 5.7 (Fig. 11). Hence, low pH values were the main reason for the death of the animals in water samples taken at station N-1.

Earlier workers (Belanger and Cherry, 1990) noted that the threshold levels of low pH values for the crustaceans *Ceriodaphnia dubia* are consistent with the value (48 h) LC 50 for acid water with a pH of 4.6. Thus, the pH value, shown to be lethal for the crustaceans *C. affinis* for 48 h, is very close to the lethal pH values obtained in experiments on bioassay of Neglinka River water (4.3–5.4). This is another evidence for the critical role of pH for the survival/death of the crustaceans *C. affinis* in bioassay of the River Neglinka water.

In addition, the low pH values of river water at reference station N-1 are provoked by the high concentrations of humic acid supplied into the River Neglinka from the catchment area paludified in its upper reaches, as indicated by a high water color varying from 98 to 380 deg. at station N-1 in 2014–2015. The median values and standard errors in the median water color obtained at various Neglinka River stations are shown in Table 11. Low pH values and a high water color are typical of many rivers in Karelia, because humic acids are a major contributor to medium acidity (Lozovik, 2013).

The non-toxicity of Neglinka River water in the urban area seems to be due to the influence of underground water and urban runoff, which contribute to a rise in the pH of river water (Andronikov et al., 2019). Besides, as pH increases to 6, iron-humic acid complexes are formed more actively (Fang et al., 2015). Complexation leads to a decrease in the toxicity of heavy metals for biota due to a decrease in their bio-availability (Moiseenko, 2019; Lozhkina et al., 2020). Thus, as heavy metals are bound by humic acids and organic matter of human origin, river water becomes

Table 11. Median values and standard errors of the pH and color of river water in 2014–2015 at three River Neglinka stations.

River station	pH	Water color, degrees
St. N-1	4.89 ± 0.40	260 ± 68
St. N-2	7.05 ± 0.22	125 ± 35
St. N-3	7.29 ± 0.17	67 ± 36

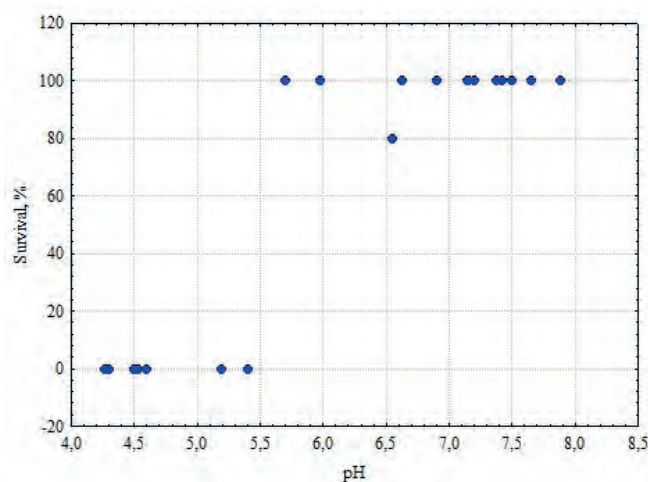


Fig.11. Correlation between the pH of Neglinka water (abscissa axis) and the survival rate of crustaceans in samples (ordinate axis) in 2014–2015 (data obtained at three stations).

less toxic to the alga *Chlorella vulgaris* (Vishnyakov et al., 2016).

The precipitation of iron and trace elements (Cu, Zn, Cd, Sb, W) on the bottom of the River Neglinka in the urban area and their accumulation in bottom sediments have been discussed earlier (Slukovskii and Polyakova, 2017). An abundance of iron oxides, present in the River Neglinka, contribute markedly to heavy metal accumulation on the river bottom. Heavy metals, e.g. Pb, Cr, Co, Ni, Cu and Cd, accumulated in the tissues of oligochaetes occurring on the bottom of the river Neglinka. Thus, underground and mineralized urban runoffs, as well as humic substances, form a geochemical barrier for heavy metals supplied with Neglinka water into the Onego Lake ecosystem. Toxic substances flowing from the urban area are accumulated mainly in the bottom sediments of the River Neglinka. The heavy metal distribution pattern revealed in the river makes it necessary to remove toxic mud from the river and to utilize contaminated material.

Thus, the peculiarity of the ecological situation in the River Neglinka is connected with influence of mineralized underground waters together with humic substances. These two factors form a geochemical barrier on the way of heavy metals from the urbanized territory into the water of the River Neglinka. However, the identified excess of MPCrx for the content of petroleum products may determine the chronic toxic effect of river waters on aquatic organisms (Lukina and Belicheva, 2013). The flow of toxic substances from urban territories is directed mainly into the bottom sediments of the river. This explains the absence of acute toxic properties of the water of the River Neglinka in the urban ter-

ritory. The results of our studies show that, in addition to chemical analyses, bioassay should be conducted to assess toxicity for aquatic organisms endangered by natural water composition.

5. Conclusions

The regional geochemical characteristics of studied urbanized Onego Lake tributaries are responsible for three main problems in water quality assessment.

The first problem is due to high iron concentrations supplied with underground water and humic substances from paludified catchment areas. They are responsible for low water quality in the reference area of the River Neglinka unaffected by human activities. The negative impact of the natural factor on the quality of water in the River Neglinka determined the methodological difficulties which were associated with identifying zones of anthropogenic impact. This problem was solved by using a modified SCWCI. The calculation of SCWCI without the chemical composition indicators reflecting the impact of natural factors were excluded. The use of a regional approach made it possible to clarify the zones of influence of the anthropogenic factor on the River Neglinka, which is important for the targeted adoption of environmental protection measures.

The second problem arose from the uncertain status of the microbiological indices of highly colored water, because it was not clear whether they show the impact of natural or human factors. The study of the link between microbiological and hydrochemical indices has proved the contribution of bacterioplankton as an indicator of anthropogenic factors influence despite high levels of humic acids. We revealed unfavourable zone in the River Neglinka using microbiological indices. Our results were fully consistent with those obtained from hydrochemical indices. The unsuitability of the River Neglinka for recreational use was revealed, which determines the need to carry out measures to prevent pollution of river waters by runoff from urban areas.

The third problem was due to discrepancy in assessment of Neglinka water toxicity during our experiments on crustaceans. High water toxicity, revealed in the reference area of the river, was due to low pH values provoked by high humic acid concentrations. In the contaminated stretches of the river no toxic properties of its water were revealed due to the contribution of underground water as a barrier and the ability of humic substances to form complexes with heavy metals.

We have concluded that highly colored water in zones affected by human activities cannot be assessed by toxicological methods alone. Toxicological methods should be used only together with chemical and microbiological assessment to better understand the complex interaction of natural and anthropogenic factors.

Acknowledgements

This work was supported as part of a State Assignment № 121021700117-3 of the Northern Water

Problems Institute, Karelian Research Center, Russian Academy of Sciences.

We wish to thank the Analytical Laboratory of the Forest Research Institute at the Karelian Research Centre, Federal Research Centre, RAS. Our personal thanks are due to K. M. Nikerova, Head of the laboratory, for her contribution to the treatment of chemical water samples.

Conflict of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

- Akhtar M., Bakhtiyar, Qayoom I. 2024. Sewage pollution as a major cause for deterioration of water quality in lake ecosystems. *Aquatic Pollution*. CRC Press: 145–161. DOI: [10.1201/9781003503705](https://doi.org/10.1201/9781003503705)
- Andronikov A.V., Novak M., Borodulina G.S. et al. 2019. One river, two streams: chemical and chromium isotopic features of the River Neglinka (Karelia, northwest Russia). *Hydrological Sciences Journal* 64(8): 974–982. DOI: [10.1080/02626667.2019.1617418](https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1617418)
- Arvola L., Salonen K., Keskitalo J. et al. 2014. Plankton metabolism and sedimentation in a small boreal lake – a long-term perspective. *Boreal Environment Research* 19: 83–96.
- Belanger S.E., Cherry D.S. 1990. Interacting effects of pH acclimation, pH, and heavy metals on acute and chronic toxicity to *ceriodaphnia dubia* (Cladocera). *Journal of Crustacean Biology* 10(2): 225–235. DOI: [10.1163/193724090X00050](https://doi.org/10.1163/193724090X00050)
- Borodulina G.S. 2013. Groundwaters. In: Litvinenko A.V., Regerand T.I. (Eds.), *Water objects of the city of Petrozavodsk*. Petrozavodsk, pp. 31–42. (in Russian)
- Borodulina G.S., Svetov S.A., Tokarev I.V. et al. 2020. The role of high-carbon (shungite-bearing) rocks in forming the composition of subsurface water in the onega structure. *Trudy KarNC RAN [Proceedings of the Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences]* 9: 72–87. DOI: [10.17076/lim1259](https://doi.org/10.17076/lim1259) (in Russian)
- Drachev S.M. 1964. Combating pollution of rivers, lakes and reservoirs with industrial and domestic wastewater. Moscow-Leningrad: USSR Academy of Sciences. (In Russian)
- Dzyuban A.N. 2000. Bacterioplankton and microbiological oxidation of methane in the water of a polluted small river. *Biologiya vnutrennih vod [Biology of inland waters]* 2: 65–72. (In Russian)
- Dzyubuk I.M., Klyukina E.A. 2015. Dynamic of the River Neglinka water quality during its transition through the city of Petrozavodsk. *Sovremennye problemy nauki i obrazovaniya [Modern Problems of Science and Education]* 5. (In Russian)
- Fang K., Yuan D., Zhang L. et al. 2015. Effect of environmental factors on the complexation of iron and humic acid. *Journal of Environmental Sciences* 27: 188–196. DOI: [10.1016/j.jes.2014.06.039](https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.06.039)
- Guidelines 4.2.3690-21. 2021. Guidelines. 4.2. Control Methods. Biological and Microbiological Factors. Amendments No. 2 to MUK 4.2.1018-01 “Sanitary and Microbiological Analysis of Drinking Water”. (In Russian)
- Guidelines 52.24.643-2002. 2002. Method for a comprehensive assessment of the degree of pollution of surface waters based on hydrochemical indicators. Rostov-on-Don. (In Russian)
- Handbook of methods in aquatic microbial ecology. 1993. In: Kemp P.F., Sherr B.F., Sherr E.B., Cole J.J. (Eds.)

Washington: Levis Publishers, CRC Press LLC.

James R.T. 1991. Microbiology and chemistry of acid lakes in Florida: I. Effects of drought and post-drought conditions. *Hydrobiologia* 213 (3): 205–225.

James R.T. 1991. Microbiology and chemistry of acid lakes in Florida: II. Seasonal relationships. *Hydrobiologia* 213 (3): 227–240.

Jones R.I., Salonen K., De Haan H. 1988. Phosphorus transformations in the epilimnion of humic lakes: abiotic interactions between dissolved humic materials and phosphate. *Freshwater Biology* 19(3): 357–369. DOI: [10.1111/j.1365-2427.1988.tb00357.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1988.tb00357.x)

Kalinkina N.M., Berezina N.A., Sidorova A.I. et al. 2013. Toxicity bioassay of bottom sediments in large water bodies in Northwestern Russia with the use of Crustaceans. *Water Resources*. 40 (6): 657–666. DOI: [10.1134/S0097807813060055](https://doi.org/10.1134/S0097807813060055)

Karpechko V.A. 2013. Hydrographic and hydrological characteristics of watercourses. In: Litvinenko A.V., Regerand T.I. (Eds.), *Water objects of the city of Petrozavodsk*. Petrozavodsk, pp. 25–27. (In Russian)

Kong Z., Shao Z., Shen Y. et al. 2021. Comprehensive evaluation of stormwater pollutants characteristics, purification process and environmental impact after low impact development practices. *Journal of Cleaner Production* 278: 123509. DOI: [10.1016/j.jclepro.2020.123509](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123509)

Korosov A.V. 2007. Special methods of biometrics: Textbook. Petrozavodsk: Publishing house of PetrSU. (In Russian)

Krutsikh N.V., Borodulina G.S., Kaznina N.M. et al. 2016. Geocological basis for setting up the monitoring of urbanized areas in the north (the example of Petrozavodsk). *Trudy KarNC RAN [Proceedings of the Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences]* 12: 52–67. (In Russian)

Kuznetsov S.I., Dubinina G.A. 1989. Methods for studying aquatic microorganisms. Moscow: Nauka. (In Russian)

Lee H.J., Park H.K., Lee J.H. et al. 2016. Coliform pollution status of Nakdong river and tributaries. *Journal of Korean Society on Water Environment* 32(3): 271–280. (In Korean)

Liu G., Zhang Y., Knibbe W.J. et al. 2017. Potential impacts of changing supply-water quality on drinking water distribution: A review. *Water research* 116: 135–148. DOI: [10.1016/j.watres.2017.03.031](https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.03.031)

Lozhkina R.A., Tomilina I.I., Gapeeva M.V. 2020. Long-term dynamics of the water quality in the Rybinsk reservoir according to biotesting. *Ecosystem Transformation* 3(3): 125–138. DOI: [10.23859/estr-200323](https://doi.org/10.23859/estr-200323)

Lozovik P.A. 2006. Hydrogeochemical criteria for the state of surface waters in the humid zone and their resistance to anthropogenic impact. Dissertation for the degree of Doctor of Chemical Sciences. Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry, Russian Academy of Sciences. Moscow, Russia. (In Russian)

Lozovik P.A. 2013. Geochemical classification of surface waters in humid zone based on their acid-base equilibrium. *Water Resources* 40 (6): 631–639. DOI: [10.1134/S0097807813060067](https://doi.org/10.1134/S0097807813060067)

Lozovik P.A. 2017. Anthropogenic loads on Lake Onega due to different formation of the chemical composition of water. In: *Water resources: new challenges and solutions: collection of scientific papers*, pp. 378–384. (In Russian)

Lozovik P.A., Platonov A.V. 2005. Determination of regional maximum permissible concentrations of pollutants by the example of Karelia hydrographic region. *Geokologiya. Inzhenernaya geologiya. Gidrogeologiya. Geokriologiya* [Geokologiya. Inzhenernaya Geologiya. Gidrogeologiya. Geokriologiya] 6: 527–532. (In Russian)

Lukashov A.D. 2004. Geodynamics of modern times. Deep structure and seismicity of the Karelian region and its surroundings. Petrozavodsk: Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences. pp. 150–192. (In Russian)

Lukina Y.N., Belicheva L.A. 2013. Assessment of water quality based on biomarkers. In: Litvinenko A.V., Regerand T.I. (Eds.), *Water objects of the city of Petrozavodsk*. Petrozavodsk: Karelian Science Center, Russian Academy of Science, pp. 85–91. (In Russian)

Makarova E., Kalinkina N., Sabylina A. 2023. The possibility of using microbiological indicators to assess the state of watercourses with high water color (on the example of tributaries of Lake Onego). *Principy èkologii [Principles of ecology]* 3: 36–50. DOI: [10.15393/j1.art.2023.14043](https://doi.org/10.15393/j1.art.2023.14043) (In Russian)

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

Methods for assessment of toxicity of water and water extracts from soils, sewage sludge, and waste based on mortality and changes in the fertility of ceriodaphnia. 2007. Federal Register (FR). FR 1.39.2007.03221. Moscow: Publishing house “Aquaros”. (In Russian)

Moiseenko T.I. 2019. Bioavailability and ecotoxicity of metals in aquatic systems: critical contamination levels. *Geochemistry International* 57 (7): 737–750. DOI: [10.1134/S0016702919070085](https://doi.org/10.1134/S0016702919070085)

Mount D.I., Norberg T.J. 1984. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test. *Environmental Toxicology and Chemistry* 3: 425–434. DOI: [10.1002/etc.5620030307](https://doi.org/10.1002/etc.5620030307)

On approval of water quality standards for water bodies of fishery importance, including standards for the limits of permissible concentrations of substances in the waters of water bodies of fishery importance. 2023. Order of the Ministry of Agriculture of the Russian Federation of December 13, 2016 No. 552 (as amended on August 22, 2023). (In Russian)

Oslo and Paris Commission. 1997. JAMP guidelines for general biological effects monitoring.

Rheinheimer G. 1977. Regional and seasonal distribution of saprophytic and coliform bacteria. *Microbial ecology of a brackish water environment*, pp. 121–137. DOI: [10.1007/978-3-642-66791-6_11](https://doi.org/10.1007/978-3-642-66791-6_11)

Romanenko V.I. 1985. Microbiological processes of production and destruction of organic matter in inland waters. Leningrad: Nauka. (In Russian)

Sabylina A.V., Efremova T.A. 2017. Trends of changes in receiving chemicals with waters of small rivers in the south-west coast of Onego Lake for the last 50 years. *Environmental Chemistry* 26(6): 333–339. (In Russian)

Sabylina A.V., Efremova T.A., Ikko O.I. 2022. Chemical composition of surface drainage and river waters coming from the area of the petrozavodsk city to the Onego Lake. *Izvestiya Russkogo Geograficheskogo Obshchestva* [Proceedings of the Russian Geographical Society] 154(4): 39–53. DOI: [10.31857/S0869607122040073](https://doi.org/10.31857/S0869607122040073) (In Russian)

Seo M., Lee H., Kim Y. 2019. Relationship between coliform bacteria and water quality factors at weir stations in the Nakdong River, South Korea. *Water* 11(6): 1171. DOI: [10.3390/w11061171](https://doi.org/10.3390/w11061171)

Shitikov V.K., Rosenberg G.S., Zinchenko T.D. 2005. Quantitative hydroecology. Methods, criteria, solutions. In two books. (In Russian)

Slukovskii Z.I., Polyakova T.N. 2017. Analysis of accumulation of heavy metals from river bottom sediments of the urban environment in the bodies of oligochaetes. *Inland Water Biology* 10(3): 315–322. DOI: [10.1134/S1995082917030154](https://doi.org/10.1134/S1995082917030154)

State report on the state of the natural environment of

the Republic of Karelia. 2022. Petrozavodsk, 2000–2022. (In Russian)

State standard 31861-2012. 2012. Water. General requirements for sampling. (In Russian)

Tekanova E.V., Kalinkina N.M., Kravchenko I.Yu. 2018. Geochemical peculiarities of biota functioning in water bodies of Karelia. *Izvestiya RAN. Seriya Geograficheskaya* [Proceedings of the Russian Academy of Sciences. The series is geographical] (1): 90-100. DOI: [10.7868/S2587556618010083](https://doi.org/10.7868/S2587556618010083) (In Russian)

Tekanova E.V., Makarova E.M., Kalinkina N.M. 2015. An assesment of the condition of the water of Lake Onego inflowing streams under human impact influence using microbiological and toxicological parameters. *Trudy KarNC RAN* [Proceedings of the Karelian Scientific Center of the Russian Academy of Sciences] (9): 44-52. (In Russian)

Tekanova E.V., Makarova E.M., Kalinkina N.M. 2021. Environmental assessment of water quality in the Onego Lake urban tributary by chemical indicators. *Voda i ekologiya: problemy i resheniya* [Water and ecology: problems and solutions] 3(87): 75-84. (In Russian)

Timakova T.M. 2013. Microbiological assessment of the state of urbanized tributaries of Petrozavodsk Bay of Lake Onego. In: Litvinenko A.V., Regerand T.I. (Eds.), *Water objects of the city of Petrozavodsk*. Petrozavodsk: Karelian Science Center, Russian Academy of Science, pp. 74–77. (In Russian)

Tranvik L.J., Höfle M.G. 1987. Bacterial Growth in Mixed Cultures on Dissolved Organic Carbon from Humic and Clear Waters. *Applied and Environmental Microbiology* V(3): 482-

488. DOI: [10.1128/aem.53.3.482-488.1987](https://doi.org/10.1128/aem.53.3.482-488.1987)

US Environmental Protection Agency. (USEPA). 2002. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms.

Vishnyakov A.N., Davydova N.S., Stravinskene E.S. et al. 2016. Copper ion bioavailability in waters of various origin. *Povolzhskij ekologicheskij zhurnal* [Povolzhskiy Journal of Ecology] (2): 123-130. DOI: [10.18500/1684-7318-2016-2-123-130](https://doi.org/10.18500/1684-7318-2016-2-123-130) (In Russian)

Visser S.A. 1985. Physiological action of humic substances on microbial cells. *Soil Biology and Biochemistry* 17(4): 457–462. DOI: [10.1016/0038-0717\(85\)90009-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90009-4)

Water Resources of Republic of Karelia and their use for drinking water supply. Experience of ly. Karelian-Finnish cooperation. 2006. Filatov N., Litvinenko A., Särkijoa A. et al. (Eds.), Petrozavodsk: Northern Water Problems Institute. Karelian Research Centre of Russian Academy of Sciences. (In Russian)

Zalicheva I.N., Volkov I.V. 1994. On regulation of anthropogenic nutrient load on water ecosystems in the taiga natural and climatic zone. *Vodnye resursy* [Water Resources] 21(6): 674-679. (In Russian)

Zhang X., Chen L., Liu G. et al. 2021. Unexpected river water quality deterioration due to stormwater management in an urbanizing watershed. *Water Resources Research* 57(12): e2021WR030181. DOI: [10.1029/2021WR030181](https://doi.org/10.1029/2021WR030181)

Zhmur N.S. 1997. State and industrial control of water toxicity using biotesting methods in Russia. Moscow: International House of Cooperation. (In Russian)

Проблемы оценки качества высокоцветной воды притока Онежского озера, протекающего по урбанизированной территории, по гидрохимическим, микробиологическим и токсикологическим показателям

Макарова Е.М.* , Калинкина Н.М.

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

АННОТАЦИЯ. Представлены результаты химических, микробиологических и токсикологических исследований за 2014–2015 гг. качества воды притока Онежского озера (р. Неглинка), протекающего по урбанизированной территории. Выявлена высокая антропогенная нагрузка на изучаемую реку: объем ливневых вод достигал трети от объема речного стока, максимальное превышение ПДК в ливневых водах по БПК₅ было 80–90-кратным, по нефтепродуктам – 50–60-кратным, по взвешенным веществам – 40-кратным. В верхнем течении р. Неглинка (вне городской территории) испытывает влияние заболоченного водосбора, что отражается на химическом составе воды (низкие значения pH, высокие показатели цветности, ХПК и содержания общего железа). Методические проблемы были связаны с выявлением зон антропогенного воздействия на фоне негативного влияния природного фактора на качество воды р. Неглинки на всем протяжении ее русла. Использование модифицированного УКИЗВ, при расчете которого были исключены показатели химического состава, отражающие влияние природных факторов, позволило уточнить зоны влияния антропогенного фактора на р. Неглинку. Микробиологические показатели (общая численность бактерий, общие колиформные бактерии, сапрофитные бактерии) свидетельствовали о высокой степени загрязненности р. Неглинки и особенно санитарно-показательной микрофлорой, что связано с влиянием на реку как точечных, так и рассеянных источников загрязнения. Выявлена непригодность р. Неглинки для рекреационного использования, что определяет необходимость проведения мероприятий по предотвращению загрязнения речных вод стоками с городских территорий. Биотестирование позволило выявить токсичность речной воды в верхнем течении, что отражало влияние регионального природного фактора – высокую заболоченность водосборной территории, сток гумусовых веществ, которые снизили величину pH воды до токсичных уровней. Отсутствие токсических свойств речной воды на городских территориях было связано с барьерной ролью подземных вод, поступление которых приводило к увеличению pH воды, и комплексообразующей способностью гумусовых веществ, которые снижали биодоступность тяжелых металлов. Исследование доказало, что оценка качества высокоцветных речных вод возможна только при комплексном проведении химических, микробиологических и токсикологических исследований.

Ключевые слова: приток Онежского озера, урбанизированная территория, химический состав, бактериопланктон, общие колиформные бактерии, биотестирование

Для цитирования: Макарова Е.М., Калинкина Н.М. Проблемы оценки качества высокоцветной воды притока Онежского озера, протекающего по урбанизированной территории, по гидрохимическим, микробиологическим и токсикологическим показателям // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - С. 1399–1433. DOI: [10.31951/2658-3518-2024-A-6-1399](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2024-A-6-1399)

1. Введение

В настоящее время серьезной проблемой становится ухудшение качества воды городских водоемов и водотоков, поскольку с развитием городов антропогенная нагрузка на них возрастает (Liu et al., 2017; Kong et al., 2021; Zhang et al., 2021; Akhtar et al., 2024).

На территории г. Петрозаводска (столица Республики Карелия) в последние десятилетия в связи с ростом количества транспорта и активными строительными работами усиливается влияние ливневых стоков на притоки Онежского озера, протекающие в черте города (Теканова и др., 2021; Makarova et al., 2022; Макарова и др., 2023). Актуальной становится оценка современного состо-

*Автор для переписки.

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

Поступила: 10 июля 2024; **Принята:** 08 ноября 2024;

Опубликована online: 25 декабря 2024

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



яния притоков, протекающих по урбанизированной территории. Однако, региональные особенности химического состава воды (высокие цветность и содержание железа, пониженные значения pH и др.) усложняют задачу оценки ее качества.

Региональные особенности химического состава поверхностных вод Карелии определяются гумидным климатом и геоморфологическими особенностями территории: низкая среднегодовая температура воздуха и избыточное увлажнение, а также наличие выхода на поверхность древних кристаллических пород (Лукашов, 2004; Теканова и др., 2018). В таких условиях поверхностные воды Карельского гидрографического района отличаются высокой изменчивостью содержания минеральных и органических веществ, железа, биогенных элементов, газового состава и pH воды. Так, минерализация в поверхностных водах изменяется в широких пределах (5–460 мг/л, среднее медианное значение – 19 мг/л). Среди катионов преобладают ионы Ca^{2+} , Mg^{2+} и редко Na^{+} . В составе анионов наряду с гидрокарбонатами зачастую высока доля анионов органических кислот, а в низкощелочных высокогумусных водах они доминируют (Лозовик, 2006; Lozovik, 2013). Вследствие высокой заболоченности водосборов, речные воды характеризуются повышенным содержанием гумусовых веществ, что, в свою очередь, обуславливает, высокую цветность воды, высокое содержание общего железа, а также кислую реакцию среды. Эти факторы могут негативно воздействовать на биоту водных экосистем (James, 1991a; b; Arvola et al., 2014; Теканова и др., 2018).

Настоящее исследование посвящено изучению одного из притоков Онежского озера – р. Неглинке, протекающей по территории г. Петрозаводска. На основании протокола Комиссии по установлению категорий объектов рыбохозяйственного значения и особенностей добычи (вылова) водных биологических ресурсов, обитающих в них, Северо-Западного территориального управления Росрыболовства, № 3 от 11.04.2013, р. Неглинке присвоена высшая категория рыбохозяйственного значения. Однако река испытывает сильнейшее загрязнение ливневыми стоками города. В нее также поступают биогенные вещества с территорий частного сектора,

особенно во время паводков. Воды реки загрязняют Петрозаводскую губу Онежского озера, которая служит источником питьевого водоснабжения для населения.

Река Неглинка в верхнем течении протекает среди болот, из которых во время весеннего паводка в реку поступают высокогумусные воды. Пойма заболочена и сложена торфянистыми и песчаными грунтами. Эти факторы обуславливают высокую цветность воды в реке (Рис. 1) (Бородулина, 2013; Карпечко, 2013).

Кроме влияния заболоченности, на химический состав воды р. Неглинки оказывают воздействие особенности подстилающих пород. Территория г. Петрозаводска расположена в пределах субартезианского бассейна, включающего наиболее водообильный нижнекотлинский водоносный горизонт, который перекрыт мощной толщей четвертичных отложений. Среди них выделяются онегозерский межморенный водоносный горизонт и грунтовые воды ледниковых и озерно-ледниковых песчаных и супесчаных отложений. Эти воды вскрываются родниками (Крутских и др., 2016), что и определяет поступление родниковых вод в р. Неглинку в ее среднем течении (Andronikov et al., 2019). Поступление подземных вод обуславливает изменения общей минерализации воды в реке вдоль по течению от 35 до 400 мг/л (Бородулина, 2013).

В условиях карельского региона актуальной проблемой становится оценка влияния антропогенного фактора на качество речных вод на фоне поступления большого количества гумусовых веществ (региональный природный фактор), которые определяют повышенную цветность воды. Ввиду такого специфичного влияния регионального природного фактора стало важным дифференцированно оценить воздействие природного и антропогенного факторов на качество воды р. Неглинки, поскольку современные классификаторы качества воды предназначены для оценки антропогенного воздействия, главным образом, светловодных водоемов. До настоящего времени отсутствовали комплексные сезонные исследования, позволяющие дать разностороннюю оценку качества речной воды и оценить влияние речных вод на биоту.



Рис.1. Общий вид р. Неглинки: среднее течение (а), устье реки (б).

Цель данного исследования – оценить качество воды городской р. Неглинка по химическим, микробиологическим и токсикологическим показателям с учетом региональных особенностей химического состава воды.

2. Материалы и методы исследования

2.1. Описание области исследования

Длина р. Неглинка – 14 км. Глубина водотока варьирует в пределах 0.2–0.5 м на порожистых участках и до 1–3 м – на плесовых участках. Среднегодовой расход воды в реке – 0.5 м³/с. Площадь водосборной территории реки – 46.1 км², ее заболоченность – 13%, озерность – менее 1% (Карпечко, 2013). Питание смешанного типа. Поверхностное питание осуществляется за счет таяния снегов и выпадения дождевых осадков, подземное – родниками (Бородулина, 2013). Ледостав начинается в ноябре – декабре, снег сходит в апреле – мае. По величине уклона р. Неглинка близка к рекам полугорного типа (7.6‰) (Slukovskii and Polyakova, 2017).

2.2. Отбор проб

Отбор проб воды производился в период с мая по ноябрь в 2014 г. и с мая по октябрь в 2015 г. на различных участках р. Неглинка. Станции отбора проб находились как за пределами городской черты (ст. N-1), так и в черте города (ст. N-2, ст. N-3) (Рис. 2). В 2014 г. отмечен весенний паводковый период на р. Неглинке в мае и небольшой осенний – в октябре–ноябре. В 2015 г. в период отбора отмечен только весенний паводковый период – в мае, остальные пробы отобраны в меженьный период (Рис. 3). Пробы отбирали в поверхностном слое воды из центральной части течения. Вода максимально прогревалась в 2014 г. до 15 °С в августе, в 2015 г. – до 13 °С – в июне (Рис. 3).

В 2014 г. для анализа химического состава воды на каждой станции было отобрано семь проб воды для определения pH, цветности, перманганатной окисляемости (ПО), содержания растворенного в воде кислорода, БПК₅, содержания биогенных веществ (NO₂, NO₃; P_{общ}, P_{мин}), в том числе, пять проб (июнь–октябрь) – для определения нефтепродуктов. В 2015 г. на каждой станции было отобрано шесть проб воды для определения pH, цветности, содержания растворенного в воде кислорода, БПК₅, ХПК, взвешенных веществ (ВВ). В пяти пробах воды (июнь–октябрь) определяли содержание биогенных веществ (P_{общ}, P_{мин}) и Fe_{общ} в трех пробах (май, июль, сентябрь) – нефтепродукты.

2.3. Методы химического анализа

Все образцы были собраны, сохранены и проанализированы в соответствии с межгосударственным стандартом «Вода. Общие требования к отбору проб» (ГОСТ 31861-2012). Для определения химических параметров воды применяли общепринятые в

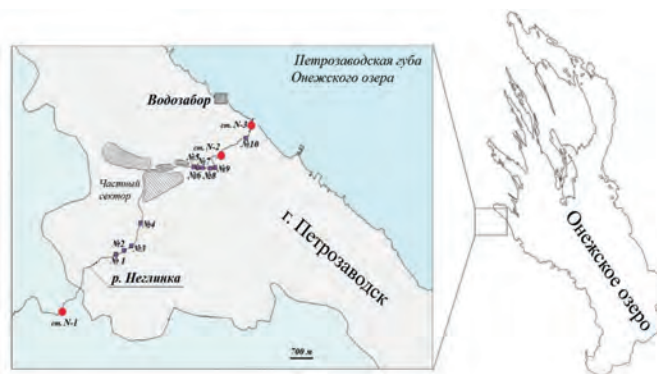


Рис.2. Карта-схема станций отбора проб (красные круги) и ливневых стоков (№ 1–10) (фиолетовые квадраты) на р. Неглинке.

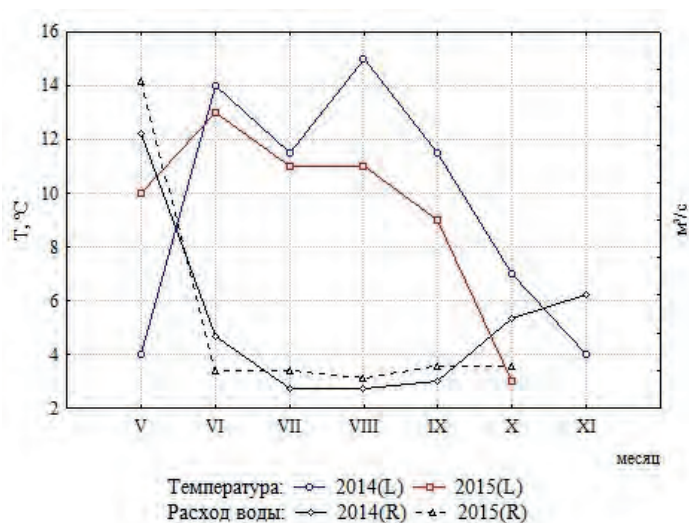


Рис.3. Температура и расход воды в р. Неглинке в 2014 – 2015 гг.; L – левая ось, R – правая ось

гидрохимической практике аналитические методы (Таблица 1). Полученные результаты сопоставляли с нормативами предельно допустимых концентраций вредных веществ в водных объектах рыбохозяйственного значения РФ (ПДК_{рх}) (Об утверждении..., 2023).

Для косвенной оценки содержания гумусовых веществ в воде П.А. Лозовиком (2013) было предложено использовать показатель гумусности воды (Hum), рассчитываемой по формуле:

$$Hum = \sqrt{ЦВ \cdot ПО}, \text{ ед. гумусности}$$

где, ЦВ – значение цветности воды, град.;

ПО – перманганатная окисляемость, мг О/л

2.4. Расчет удельного комбинаторного индекса загрязнения воды

Оценка загрязненности по химическим показателям р. Неглинка выполнена в 2015 г. согласно руководящему документу «Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям». По химическим показателям рассчитывали удельный комбинаторный индекс загрязнения воды (УКИЗВ) – метод комплексной оценки степени загрязненности, который позволяет однозначно скалярной величиной оценить загрязненность (РД 52.24.643-2002).

Таблица 1. Методы химического анализа.

Параметры	Методы определения	ПДК _{рх}
рН	Потенциометрическое определение стеклянным электродом	6.5–8.5
Цветность, град. Сr-Co шкал.	Фотометрическое определение, $\lambda = 410 \text{ nm}$	—
Fe _{обт.} , мг/л	Атомно-абсорбционный метод с пламенным распылением	0.1
ПО мг О/л	Титриметрическое определение в кислых средах (метод Кубеля)	—
ХПК, мг О/л	Дихромат сернокислотное окисление органических веществ и титриметрическое определение с ферроином	—
O ₂ , мг/л	стандартный метод Винклера	> 6.0 в период открытой воды
БПК ₅ , мг O ₂ /л	Определение скляночным методом Винклера	< 2.1
ВВ	Гравиметрическое определение, мембранный фильтр 0.45 мкм	фон + 0.25
NO ₂ ⁻ , мг N/л	Спектрофотометрический метод с сульфаниламидом и N-(1-нафтил)-этилендиаминдигидрохлоридом, $\lambda = 543 \text{ nm}$	< 0.02
NO ₃ ⁻ , мг N/л	Восстановление до NO ₂ ⁻ с помощью колонки для восстановления Cd и определение как NO ₂ -N	< 9
P _{мин} , мкг P/л	Спектрофотометрический метод с восстановлением молибдата аммония и аскорбиновой кислоты до фосфато-молибденовой гетерополикислоты., $\lambda = 882 \text{ nm}$	—
P _{общ} , мкг P/л	Окисление органических веществ K ₂ S ₂ O ₈ в кислых средах и определение PO ₄ ⁻³ P.	—
Нефтепродукты, мг/л	Инфракрасный спектрометрический метод	0.05

Примечание: «—» – не нормируется.

Методической основой комплексного способа является однозначная оценка степени загрязненности воды водного объекта по совокупности загрязняющих веществ: для любого водного объекта в точке отбора проб воды; за любой определенный промежуток времени; по любому набору гидрохимических показателей. В качестве норматива используют предельно допустимые концентрации вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов (ПДК_{рх}) – наиболее жесткие (минимальные) значения из совмещенных списков, рекомендуемых для подготовки информационных документов по качеству поверхностных вод (РД 52.24.643-2002). Значение УКИЗВ определяется по частоте и кратности превышения ПДК по нескольким показателям. Большему значению индекса соответствует худшее качество воды.

2.5. Методы микробиологического анализа

Общая численность бактерий определялась методом прямого счета на черных поликарбонатных трековых мембранах ($D_{пор} = 0.2 \text{ мкм}$) производства Whatman на люминесцентном микроскопе МИКМЕД-2 (увеличение $\times 1600$) с предварительным окрашиванием клеток акридиновым оранжевым (Handbook of Methods..., 1993). Сапрофитные бактерии (СБ) выращивали на рыбо-пептонном агаре (РПА) в течение 5–10 сут. при 22 °С (Кузнецов и Дубинина, 1989). Для определения общих коли-

формных бактерий (ОКБ) пробы воды фильтровали через мембранные фильтры ($D_{пор} = 0.45 \text{ мкм}$), фильтры помещали на агаризованную среду Эндо и инкубировали при 37 °С в течение 24 ч. После инкубации выполнялся цитохромоксидазный тест. Учитывались специфические колонии, которые не изменили свою окраску (МУК 4.2.3690-21).

Оценку качества воды по микробиологическим показателям выполняли по общепринятому в российской водной микробиологии «показателю качества вод» (Романенко, 1985; Дзюбан, 2000), отражающему долю (%) сапрофитных бактерий в общем количестве бактериопланктона (СБ/ОЧБ, %). Шкала этого показателя выглядит следующим образом: < 0.003 – особо чистая; 0.003–0.03 – чистая; 0.03–0.1 – слабо загрязненная; 0.1–0.3 – загрязненная; 0.3–3.0 – грязная; > 3.0 – особо грязная. Для корректной оценки качества воды по общей численности бактериопланктона в соответствии со шкалой В.И. Романенко (1985) (световая микроскопия), был использован коэффициент 2.06 для пересчета на новый метод (эпифлуоресцентная микроскопия) (Makarova et al., 2022).

2.6. Биотестирование

Одновременно с отбором проб на химический и микробиологический анализ в весенний, летний и осенний сезоны отбирали пробы воды р. Неглинка для биотестирования. В 2014 г. пробы воды для биотестирования были отобраны на стан-

циях N-1, N-2 и N-3 (Рис. 2) в мае, июне, августе, сентябре, октябре и ноябре (всего 6 серий опытов, 18 проб воды). В 2015 г. на станциях N-1, N-2 и N-3 пробы отбирали в мае, июне, июле и августе (всего 4 серии опытов, 12 проб воды). Пробы речной воды помещали в пластмассовые бутылки объемом 1 л и немедленно доставляли в лабораторию.

В качестве тест-объекта использовали ветвистоусого рачка *Ceriodaphnia affinis* Lilljeborg (синоним *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1894). Впервые этот вид был предложен для использования в качестве тест-объекта при оценке токсичности водной среды в работе (Mount and Norberg, 1984). Для целей биотестирования планктонный рачок *C. affinis* в 2008 г. был любезно предоставлен Институтом биологии внутренних вод РАН и в дальнейшем культивировался на базе лаборатории гидробиологии Института водных проблем Севера КарНЦ РАН (Kalinkina et al., 2013). Рачков *C. affinis* культивировали с использованием грунтовой воды, которая характеризовалась следующим химическим составом: содержание Na^+ – 7–19 мг/л; K^+ – 2–4 мг/л; Ca^{2+} – 12–24 мг/л; Mg^{2+} – 4–11 мг/л; HCO_3^- – 31–58 мг/л; Cl^- – 8–21 мг/л; SO_4^{2-} – 15–40 мг/л; сумма ионов – 100–200 мг/л (Водные ресурсы..., 2006). Величина pH грунтовой воды варьировала в пределах 8–8.3. Рачков в культуре кормили одноклеточными зелеными водорослями *Chlorella vulgaris*.

Схема опытов по биотестированию воды р. Неглинка была организована в соответствии с утвержденными в России методами, рекомендованными для биомониторинга водных объектов (Жмур, 1997; Методика определения токсичности..., 2007), а также согласно международным стандартным токсикологическим методам (Oslo and Paris Commission, 1997; USEPA, 2002). После приведения температуры образцов речной воды к комнатной температуре начинали биотестирование. Температура воды в опытах за весь период 2014–2015 гг. варьировала в зависимости от сезона исследований в диапазоне 18–25 °С. Однако в пределах каждого 2-суточного эксперимента в отдельной серии в разные месяцы варьирование температуры воды не превышало 0.5–1 °С. При биотестировании речных вод применяли вариант эксперимента со статическими условиями, при котором тест-организмы подвергались воздействию изучаемой водной среды (речная вода) в течение всего периода испытаний без замены среды на свежую. Продолжительность эксперимента составила 48 часов. В опытах использовали особей *C. affinis* в возрасте 2 сут. Опыты проводили в двух повторах. В качестве контрольной среды использовали грунтовую воду, химический состав которой представлен выше. Объем контрольной среды и тестируемой речной воды в каждой повторности составлял 100 мл. В каждый сосуд помещали по 5 экз. рачков. В опытах рачков не кормили. В конце эксперимента оценивали выживаемость рачков как процентное отношение конечного количества выживших особей от их начального количества. Кроме того, в конце эксперимента учитывали общее состояние рачков по активности их передви-

жения в сосуде и наполненности выводковых камер молодью.

2.7. Характеристика антропогенной нагрузки на р. Неглинку

Источниками загрязнения р. Неглинка являются ливневые сточные воды г. Петрозаводска, самотечные сети канализации, сток с селитебной территории, стоки железнодорожного депо и т.д. (Государственный доклад ..., 2000–2022).

По официальным данным отдела экологии мэрии г. Петрозаводска, в р. Неглинку впадают 10 ливневых стоков (Рис. 2) общим объемом 0.004 км³/год, которые составляют треть от общего объема (0.013 км³/год) речного стока. Данные о загрязняющих веществах ливневых стоков представлены в Таблице 2.

В 2014 г. превышение ПДК_{рх} по БПК₅ и нефтепродуктам наблюдалось в 9 стоках из 10. (Таблица 2). Максимальная кратность превышения ПДК_{рх} по БПК₅ почти в 80 раз отмечалась в стоке №5. Количество нефтепродуктов было максимальным в стоках №6 и №7 – 52ПДК и 56ПДК, соответственно. Стоки №5–№10 имели превышения ПДК_{рх} по количеству ВВ, с максимальными превышениями ПДК_{рх} в 40 и 36 раз в стоках №10 и №6, соответственно. Превышения нормативов по хлоридам не отмечалось.

В 2015 г. отбор проб ливневых вод производили в 9 стоках, сток №10 не учитывали. Превышение БПК₅ наблюдалось в 7 стоках из 9, при этом максимальная кратность ПДК_{рх} отмечалась, как и в 2014 г., в стоке №5 (94 ПДК). Превышение нормативов по нефтепродуктам было отмечено во всех стоках. Максимальные концентрации нефтепродуктов выявлены в стоках №5 и №7 – в 52 и 57.6 раза, соответственно. Содержание ВВ было превышено только в стоках №1, №8 и №9 в среднем в 1.9 раза. Превышения нормативов по хлоридам отмечено не было.

Таблица 2. Загрязняющие вещества в воде ливневых стоков г. Петрозаводска, поступающих в р. Неглинку в октябре 2014 г. и июле 2015 г.

Показатель	ПДК	Октябрь 2014	ПДК	Июль 2015
		min – max* M ± m		min – max M ± m
ВВ, мг/л	4.25	2–167 55 ± 20.4	23.75	4.1–192 69.9 ± 22.5
БПК ₅ , мг O ₂ /л	2.1	1.8–167 26.5 ± 15.8	2.1	0.58–198 28.8 ± 21.2
Нефтепродукты, мг/л	0.05	0.04–2.8 0.97 ± 0.32	0.05	0.1–2.88 1.21 ± 0.39
Хлориды, мг/л	300	4–72 25.2 ± 10.7	300	16.8–96 49.7 ± 18

Примечание: *min – max – минимальные и максимальные величины, M ± m – средняя величина и ошибка средней. Для расчета ПДК_{рх} взвешенных веществ (ВВ) использовали в 2014 г. – данные отдела экологии мэрии г. Петрозаводска, в 2015 г. – собственные данные.

2.8. Статистический анализ

В качестве статистических характеристик изменчивости химических показателей рассчитывали медианные значения по выборкам и стандартную ошибку. Для сравнения выборок и выявления сезонных изменений применяли непараметрические методы статистики: коэффициент корреляции Спирмена, непараметрический анализ Манна – Уитни. При оценке достоверности коэффициента корреляции использовался уровень значимости 0.05.

Для изучения структуры связей между показателями химического состава воды использовали метод главных компонент (МГК). Основой для этого анализа послужили логарифмированные химические показатели с целью снизить соотношение размерности показателей и приблизить их распределение к нормальному (Шитиков и др., 2005). В качестве значимых принимали главные компоненты с дисперсией ≥ 1 и факторные нагрузки признаков с относительными значениями $\geq |0.7|$ (Коросов, 2007). Статистическая обработка данных осуществлялась в лицензированном пакете Statistica Advanced 10 for WindowsRu.

3. Результаты

3.1. Химический состав воды

В речных водах в среднем содержание ионов Ca^{2+} и Na^+ достигает 25.6 и 19.5 мг/л, соответственно. По ионному составу вода реки относится к гидрокарбонатно-кальциевому типу, однако в течение летне-осеннего периода вода реки меняет группу с кальциевой на натриевую (Сабылина и Ефремова, 2017).

Согласно данным (Сабылина и Ефремова, 2017), в химическом составе вод р. Неглинка за многолетний период преобладающими среди металлов являются железо и марганец. Высокое содержание Mn и Fe обусловлено высоким природным региональным фоном, что позволяет исключить данные металлы из списка загрязняющих компонентов (Лозовик и Платонов, 2005). Концентрации таких металлов как Cu, Zn, Pb, Cd увеличиваются при транзите реки через г. Петрозаводск, периодически превышая ПДК_{рх}. В большей степени концентрации Cu и Zn увеличивались на территории города по сравнению с загородным участком – в 3 и 20 раз, соответственно (Сабылина и др., 2022).

При анализе химического состава воды р. Неглинка все показатели были разделены на две группы. В первую группу вошли показатели, характеризующие влияние заболоченной водосборной территории (природный фактор): показатели, отражающие содержание труднорастворимых гумусовых веществ (ПО, ХПК), цветность и связанное с ней общее железо, а также pH – индикатор содержания веществ кислотной природы, в том числе и гуминовых кислот (Lozovik, 2013).

Во вторую группу вошли химические показатели, характеризующие антропогенное влияние:

различные формы минерального азота и фосфора, БПК₅, содержание ВВ и нефтепродуктов, поступление которых связано с выпусками ливневых вод, расположенных в нижнем течении изучаемой реки на территории г. Петрозаводска. Концентрация кислорода в воде отражает, с одной стороны, аэрацию воды на порожистых участках реки, с другой стороны, потребление кислорода на минерализацию легкоминерализуемого ОВ. В наших исследованиях мы отнесли кислород к показателям, отражающим антропогенное воздействие, связанное с поступлением ливневых стоков, несущих большое количество ОВ.

3.1.1. Химические показатели, характеризующие особенности природного состава воды р. Неглинка в 2014–2015 гг.

По показателю гумусности вода р. Неглинка на всем своем протяжении, по данным за 2014 г., характеризовалась как высокогумусная (подкласс мезополигумусная), согласно классификации (Lozovik, 2013).

На загородном участке р. Неглинка, подверженном влиянию болотных вод, высокому содержанию органических веществ (ОВ) гумусовой природы, определяемого по ХПК, сопутствовали высокие показатели цветности и концентрации $\text{Fe}_{\text{общ}}$ (Таблица 3). Превышение ПДК_{рх} по показателю $\text{Fe}_{\text{общ}}$ отмечалось в 12–51 раз.

На городском участке реки, концентрация ХПК снижалась, как и показатели цветности воды (Таблица 3). Снижение концентрации $\text{Fe}_{\text{общ}}$ вдоль по течению реки составило: от 2.7 мг/л в верхнем течении до 1.38 мг/л в нижнем течении. На всем протяжении реки превышение ПДК_{рх} по общему железу достигало 7–50-кратных значений.

3.1.2. Химические показатели антропогенного загрязнения воды р. Неглинка.

Концентрация легкоминерализуемого вещества, определяемого по БПК₅, на загородном участке р. Неглинка, была небольшой, лишь дважды превышая за оба года ПДК_{рх} в 1.5 раза. В связи с поступлением большого количества легкоминерализуемых ОВ с ливневыми стоками (Таблица 2), на городской части русла значение БПК₅ увеличивалось по сравнению с верхним течением, превышая ПДК_{рх} в среднем в 2 раза (Таблица 3).

В 2014 г. содержание кислорода вдоль русла реки менялось незначительно и имело высокие показатели. В 2015 г. обнаруживалось снижение абсолютного содержания кислорода в воде и насыщения воды кислородом. Наиболее заметно снижение насыщения воды кислородом наблюдалось на ст. N–2, что было связано с поступлением ОВ, определяемых по БПК₅ выше станции отбора проб.

Концентрации нитритов (NO_2^-) на загородном участке реки часто были невысокими, однако этот показатель дважды превышал ПДК_{рх} в 1.2 раза. На городских участках реки количество нитритов увеличивалось на порядок, при этом наблюдалось повсеместное превышение ПДК_{рх} в среднем в 8 раз.

Таблица 3. Показатели химического состава воды р. Неглинка за 2014–2015 гг.

Показатель	2014 г.			2015 г.		
	фоновый участок	городской участок		фоновый участок	городской участок	
	ст. N-1	ст. N-2	ст. N-3	ст. N-1	ст. N-2	ст. N-3
pH	<u>4.5–6.6</u> 5.6 ± 0.4	<u>6.6–7.7</u> 7.2 ± 0.2	<u>6.9–7.9</u> 7.4 ± 0.2	<u>4.3–5.2</u> 4.5 ± 0.3	<u>6.5–7.7</u> 7.0 ± 0.3	<u>6.6–7.8</u> 7.4 ± 0.3
Цветность, град	<u>98–410</u> 177 ± 76	<u>21–286</u> 129 ± 39	<u>29–230</u> 66 ± 37	<u>270–384</u> 349 ± 32	<u>34–283</u> 146 ± 36	<u>64–261</u> 93 ± 13
Fe _{общ} , мг/л	н.д.	н.д.	н.д.	1.2–5.1 2.7 ± 0.4	1.1–4.0 2.1 ± 0.3	0.7–2.8 1.4 ± 0.2
ПО, мг О/л	<u>9.37–12.69</u> 10.34 ± 0.84	<u>9.1–11.2</u> 10.1 ± 0.4	<u>9.4–11.1</u> 10.3 ± 0.5	н.д.	н.д.	н.д.
Нит, ед.	<u>30–64</u> 44 ± 9	<u>14–57</u> 34 ± 8	<u>18–50</u> 25 ± 6	н.д.	н.д.	н.д.
ХПК, мг О/л	н.д.	н.д.	н.д.	<u>33.7–47.2</u> 39.3 ± 3.6	<u>20.3–46.8</u> 27.6 ± 3.3	<u>12.5–40.4</u> 20.4 ± 4.6
O ₂ , мг/л	<u>7.9–11.2</u> 9.9 ± 0.7	<u>8.4–11.0</u> 9.7 ± 0.6	<u>8.8–10.7</u> 9.8 ± 0.6	<u>7.6–9.5</u> 8.2 ± 0.3	<u>5.6–9.8</u> 6.2 ± 0.9	<u>8.7–10.5</u> 9.4 ± 0.3
% насыщения O ₂	<u>71–87</u> 79 ± 4	<u>79–92</u> 84 ± 3	<u>82–90</u> 86 ± 2	<u>62–71</u> 68 ± 2	<u>51–77</u> 56 ± 6	<u>78–92</u> 80 ± 2
ВВ, мг/л	н.д.	н.д.	н.д.	<u>9–92</u> 27 ± 7	<u>6–97</u> 16 ± 6	<u>4–120</u> 16 ± 5
БПК ₅ , мг O ₂ /л	<u>1.4–3.4</u> 1.7 ± 0.4	<u>2.4–6.0</u> 3.5 ± 0.9	<u>2.9–6.6</u> 3.4 ± 0.7	<u>0.9–1.6</u> 1.0 ± 0.1	<u>1.1–6.4</u> 5.0 ± 1.5	<u>2.0–5.3</u> 2.3 ± 0.4
NO ₂ ⁻ , мг N/л	<u>0.009–0.024</u> 0.016 ± 0.004	<u>0.026–0.254</u> 0.198 ± 0.065	<u>0.027–0.243</u> 0.149 ± 0.05	н.д.	н.д.	н.д.
NO ₃ ⁻ , мг N/л	<u>0.035–0.26</u> 0.21 ± 0.06	<u>0.41–1.12</u> 0.59 ± 0.1	<u>0.33–2.89</u> 0.67 ± 0.61	н.д.	н.д.	н.д.
P _{общ} , мкг P/л	<u>19–44</u> 26 ± 6	<u>54–197</u> 103 ± 30	<u>46–211</u> 132 ± 39	<u>42–162</u> 85 ± 19	<u>106–339</u> 166 ± 31	<u>128–319</u> 217 ± 44
P _{мин} , мкг P/л	<u>10–42</u> 25 ± 5	<u>49–191</u> 98 ± 27	<u>33–205</u> 117 ± 38	<u>4–31</u> 18 ± 6	<u>39–273</u> 148 ± 46	<u>117–209</u> 160 ± 20
Нефтепродукты, мг/л	0.03* (сентябрь, октябрь)	0.37* (август)	0.05* (октябрь)	0.05* (сентябрь)	0.34* (сентябрь)	0.04* (сентябрь)

Примечание: в числителе – min–max – минимальные и максимальные величины; в знаменателе – медиана и стандартная ошибка; “н.д.” – нет данных; * – указана максимальная концентрация нефтепродуктов.

Содержание в воде р. Неглинка нитратов (NO₃⁻) было значительно ниже ПДК_{рх}. Отмечалось увеличение нитратов при транзите реки через городскую территорию почти в 3 раза (Таблица 3). Полученные нами данные по содержанию минеральных форм азота в р. Неглинке согласуются с данными других исследователей, осуществлявших отбор проб на реке в этот же период (Дзюбук и Клюкина, 2015).

Содержание общего фосфора (P_{общ}) в 2014 г. было намного меньше, чем в 2015 г., что объясняется метеорологическими условиями, т.к. 2014 г. был более сухими по сравнению с 2015 г. Поступление P_{общ} с ливневыми стоками и стоками с территории частного сектора обуславливало увеличение его концентраций в воде реки на городской территории. Полученные данные по содержанию P_{общ} и P_{мин} в воде р. Неглинка хорошо согласуются с результатами предшествующих исследований (Сабылина и Ефремова, 2017).

Минеральный фосфор (P_{мин}) в воде р. Неглинка имеет в основном антропогенное происхождение. Об этом свидетельствует его высокая доля (28–98%) от общего его содержания. Для водоемов Карелии установлено, что при содержании в воде минерального фосфора в концентрациях, превышающих 10% от общей формы этого элемента, его источником является антропогенное загрязнение (Заличева и Волков, 1994; Лозовик, 2017).

Содержание нефтепродуктов в воде р. Неглинка на верхнем участке русла за оба года исследований не превышало ПДК_{рх} по нефтепродуктам, равной 0.05 мг/л. На ст. N-2 в 2014 г. повсеместно наблюдалось превышение ПДК_{рх} по нефтепродуктам в среднем до 2 раз, достигая максимальных концентраций при семикратном превышении ПДК_{рх}. Такая ситуация объясняется нахождением выше ст. N-2 железнодорожного депо, а также наличием ливневых стоков с высокими концентрациями нефтепродуктов (раздел 2.7). На ст.

N–3 концентрация нефтепродуктов снижалась до 0.04 мг/л. Снижение количества нефтепродуктов к устьевому участку реки можно объяснить частичным осаждением на дно, окислением за счет наличия на реке перекатов и утилизацией бактериями. В 2015 г. в городской черте лишь однажды на ст. N–2 наблюдалось 7-кратное превышение ПДК_{рх} по нефтепродуктам.

Содержание в воде взвешенных веществ было максимальным на загородном участке реки. Несмотря на то, что в черте города взвешенные вещества поступают с ливневыми стоками, в речной воде наблюдается снижение их содержания по сравнению с загородным участком, что также объясняется их частичным осаждением на дно. Небольшое превышение ПДК по взвешенным веществам наблюдалось в городской черте в июне и октябре 2015 г. (до 1.3 ПДК), что связано с высоким фоновым содержанием взвешенных веществ в воде р. Неглинка.

3.1.3. Анализ структуры связей между химическими показателями

Для анализа совместного влияния регионального природного и антропогенного факторов с использованием метода главных компонент (МГК) между химическими показателями была изучена структура связей. МГК применяется как для сокращения размерности пространства признаков с минимальной потерей полезной информации, так и для выявления групп объектов, отличающихся друг от друга по силе корреляции.

При анализе данных за 2014 г., по результатам МГК, три первые главные компоненты отразили вместе 81% общей изменчивости показателей состава воды р. Неглинка. Значимый вклад в ГК1 (первая главная компонента) внесли рН, насыщение воды кислородом, содержание в воде биогенных элементов (NO_2^- , NO_3^- , $\text{P}_{\text{общ}}$, $\text{P}_{\text{мин}}$) и легкоминерализуемого ОВ (БПК₅), в ГК2 (вторая главная компонента) – содержание растворенного в воде кислорода и ПО, в ГК3 (третья главная компонента) – цветность воды (Таблица 4). На диаграмме распределения значений ГК1 и ГК2 (Рис. 4 А) объекты разделились на две основные группы. В двух правых квадрантах находятся пробы, отобранные на загородной станции во все месяцы наблюдения. В двух левых квадрантах оказались пробы, отобранные на городских станциях за весь период наблюдения. На диаграмме распределения значений ГК1 и ГК3 (Рис. 4 Б) объекты разделились также на две основные группы: в двух правых квадрантах находятся пробы, отобранные на загородной станции во все месяцы наблюдения, в двух левых квадрантах – пробы, отобранные на станциях в городской черте. Расположение станций на графиках свидетельствует о выраженной пространственной неоднородности участков реки, связанной, во-первых, с влиянием болотных вод в верхнем течении р. Неглинка, где обнаружены наименьшие величины рН и высокие показатели цветности, во-вторых, с поступлением подземных вод, которые нейтрализуют воду на городских участках, в-третьих, с поступлением биогенных элементов и легкоминерализуемого ОВ с урбанизированной

территории. Поэтому большие величины рН, пониженная цветность и сильное загрязнение реки биогенными элементами и легкоминерализуемым ОВ характерны для городских участков р. Неглинка (Таблица 3). На фоне резкого различия химического состава фонового и городских участков р. Неглинка их сезонная изменчивость выражена слабо.

Применение МГК для данных по химическому составу воды р. Неглинка за 2015 г. показало, что три первые главные компоненты отразили 83% общей изменчивости признаков. Значимый вклад в ГК1 внесли рН, цветность, ХПК, и содержание фосфора, в ГК2 – содержание кислорода в воде и насыщение воды кислородом, в ГК3 – содержание ВВ в воде (Таблица 5). Расположение станций на графике распределения значений ГК1 и ГК2, и ГК1 и ГК3 повторяют выявленную в 2014 г. пространственную неоднородность участков р. Неглинка по гидрохимическим показателям (Рис. 5 А, Б): верхний участок реки характеризуется влиянием болотных вод, снижающих рН воды и увеличивающих ее цветность и характеризующихся повышенным содержанием ХПК, а городские участки реки характеризуются поступлением подземных вод, нейтрализующих речную воду и загрязнением соединениями фосфора, поступающего с селитебной территории (Таблица 3). Вошедшие в ГК2 содержание O_2 и насыщение воды O_2 вышли отдельно в главную компоненту за счет сильной корреляции между этими двумя показателями, характеризующими изменение кислорода в воде за счет сезонных изменений.

Таким образом, характер распределения станций в осях главных компонент связан с поступлением стока с заболоченных территорий в верхнем течении и подземных вод в среднем течении реки (Бородулина, 2013), которые обуславливают изменение ее химических показателей, характеризующих региональные особенности речных вод (рН, цветность). В то же время применение МГК выявило

Таблица 4. Распределение факторных нагрузок главных компонент при изучении взаимосвязей химических показателей р. Неглинка в 2014 г.

Исходные показатели	ГК1	ГК2	ГК3
рН	-0.9	-0.1	-0.1
Цветность	0.5	0.1	-0.7
O_2	0.0	0.8	0.5
Насыщение O_2	-0.7	-0.1	0.2
ПО	0.3	0.8	-0.1
БПК ₅	-0.7	0.5	-0.4
NO_2^-	-0.8	0.1	-0.1
NO_3^-	-0.8	0.2	0.3
$\text{P}_{\text{общ}}$	-1.0	0.0	-0.2
$\text{P}_{\text{мин}}$	-0.9	0.0	-0.2
Дисперсия	5.2	1.7	1.2
Доля в общей дисперсии, %	52	17	12

Примечание: Значимые факторные нагрузки признаков выделены жирным шрифтом.

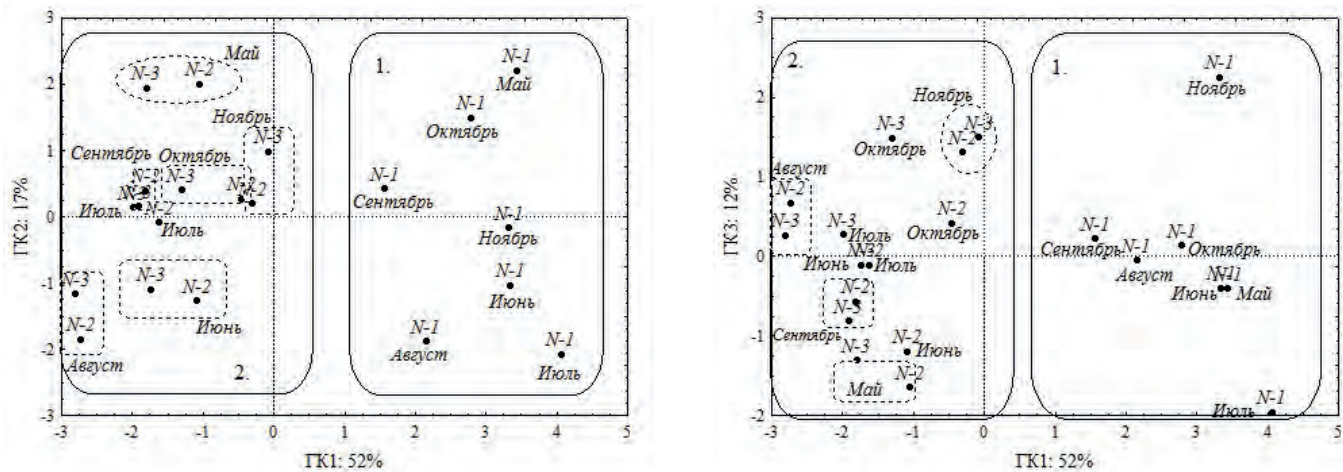


Рис.4. Ординация станций на р. Неглинке в осях первой и второй (А) и первой и третьей (Б) главных компонент по показателям химического состава воды р. Неглинки в 2014 г. Квадрат 1 – пробы верхнего участка реки (ст. N-1), квадрат 2 – пробы городских участков

в характере классификации станций значительную роль антропогенного фактора (поступление фосфора с городских территорий). В целом результаты статистического анализа иллюстрируют совместное влияние двух факторов (природного и антропогенного) на химический состав воды, что определяет методические проблемы в оценке качества высокоцветных вод р. Неглинки.

Предоставляло интерес рассмотреть классификацию станций на р. Неглинке с учетом данных только по антропогенному загрязнению. С этой целью из начальных массивов данных за 2014–2015 гг. исключили показатели, отражающие влияние природных факторов (рН, цветность, ПО, ХПК, Fe_{общ}). Результаты МГК представлены в Таблицах 6 и 7 и на Рис. 6 и 7. Как в 2014 г., так и в 2015 г., первые главные компоненты отразили влияние антропогенного фактора, а именно поступление с ливневым стоком биогенных веществ, легкоминерализуемого ОВ (Таблицы 6 и 7). Корреляция использованных показателей химического состава воды отражает их происхождение, связанное с лив-

Таблица 5. Распределение факторных нагрузок главных компонент при изучении взаимосвязей химических показателей р. Неглинки в 2015.

Исходные показатели	ГК1	ГК2	ГК3
рН	-0.9	0.1	-0.1
Цветность	0.9	0.1	0.0
O ₂	0.0	1.0	0.0
Насыщение O ₂	-0.3	0.9	0.3
ХПК	0.7	-0.5	-0.1
БПК ₅	-0.6	-0.6	0.0
ВВ	-0.1	-0.2	0.9
P _{общ}	-0.8	-0.1	-0.2
P _{мин}	-0.8	-0.1	-0.4
Fe _{общ}	0.6	0.2	-0.6
Дисперсия	4.4	2.4	1.5
Доля в общей дисперсии, %	44	24	15

Примечание: Значимые факторные нагрузки признаков выделены жирным шрифтом.

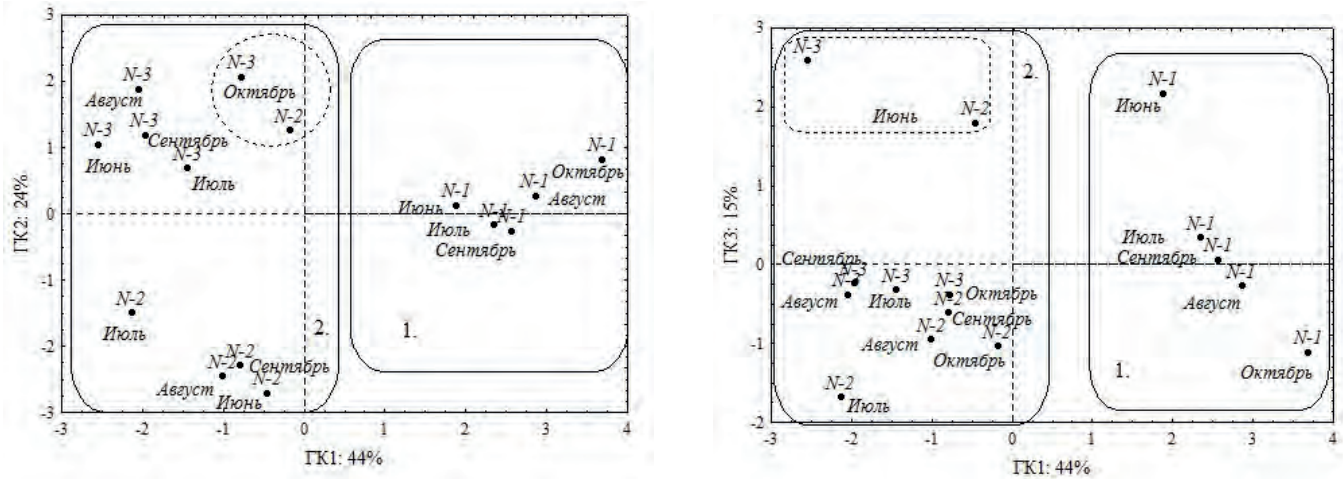


Рис.5. Ординация станций на р. Неглинке в осях первой и второй (А) и первой и третьей (Б) главных компонент по показателям химического состава воды р. Неглинки в 2015 г. Квадрат 1 – пробы верхнего участка реки (N-1), квадрат 2 – пробы городских участков

невыми стоками. Ординация станций в осях двух главных компонент четко показала их разделение на фоновый и городские участки. Таким образом, исключение из общего массива данных характеристик химического состава, определяемых влиянием регионального природного фактора, обосновало необходимость оценки качества воды р. Неглинки только по показателям, отражающим влияние антропогенного фактора.

3.2. Микробиологические показатели

Распределение общей численности бактерий (ОЧБ), сапрофитных бактерий (СБ) и общих колиформных бактерий (ОКБ) за оба года исследований на трех станциях р. Неглинки представлено в Таблице 8 и на Рис. 8. Все показатели варьировали в широком диапазоне вдоль русла реки. ОЧБ, СБ и ОКБ характеризовались низкими показателями на фоновой ст. N-1 и увеличивались на станциях в городской черте (Таблица 8 и Рис. 8). Комплексное влияние точечных и неточечных источников загрязнения может приводить к высоким концентрациям ОЧБ, СБ и ОКБ на станциях, расположенных в городской черте (Рис. 8). Наибольшая численность была характерна для ст. N-2, что связано с впадением ливневых стоков выше станции отбора (Рис. 2) и влиянием неблагоустроенных жилых построек, расположенных на самом берегу реки.

На протяжении двух лет максимальные показатели ОЧБ, СБ и ОКБ наблюдались в 2014 г., что вероятно связано с метеорологическими условиями, лучшим прогревом воды (Рис. 3). Зависимость развития бактерий от температуры воды часто отмечается многими авторами (Rheinheimer, 1977; Lee et al., 2016; Seo et al., 2019), однако нам не удалось установить значимой корреляции развития бактериопланктона с температурой воды в связи с высокой скоростью течения, мелководностью, сильным влиянием антропогенного фактора.

Непараметрический анализ с применением U-критерия Манна – Уитни показал статистически значимые различия между количественными показателями загородного участка реки и городских станций N-2 и N-3 (Таблица 9). При сравнении городских станций между собой было обнаружено, что в 2014 г. ст. N-2 статистически значимо отличалась от ст. N-3 лишь по показателям ОЧБ, а в 2015 г. – наоборот, по численности СБ и ОКБ.

Из Рис. 9 видно, что увеличение бактериопланктона характерно для летнего периода, когда отмечается повышение температуры воды (Рис. 3), и в осенний период – при увеличении выпадения осадков, способствующих смыву загрязнений с селитебной территории. Более ранние исследования подтверждают наблюдаемое нами увеличение численности бактерий в летний и осенний периоды из-за притока загрязняющих веществ с осадками, выпавшими накануне отбора проб (Тимакова, 2013; Теканова и др., 2015).

Показатели бактериопланктона в сезонном аспекте между собой коррелировали в целом слабо,

Таблица 6. Распределение факторных нагрузок главных компонент при изучении взаимосвязей химических показателей р. Неглинки в 2014 г. без учета показателей, характеризующих влияние природных факторов (рН, цветности, ПО).

Исходные показатели	ГК1	ГК2
O ₂	-0.1	-1.0
Насыщение O ₂	-0.7	-0.1
БПК ₅	-0.8	-0.2
NO ₂ ⁻	-0.8	-0.1
NO ₃ ⁻	-0.8	-0.2
P _{общ}	-1.0	0.2
P _{мин}	-0.9	0.3
Дисперсия	4.2	1.15
Доля в дисперсии %	60	16

Примечание: Значимые факторные нагрузки признаков выделены жирным шрифтом.

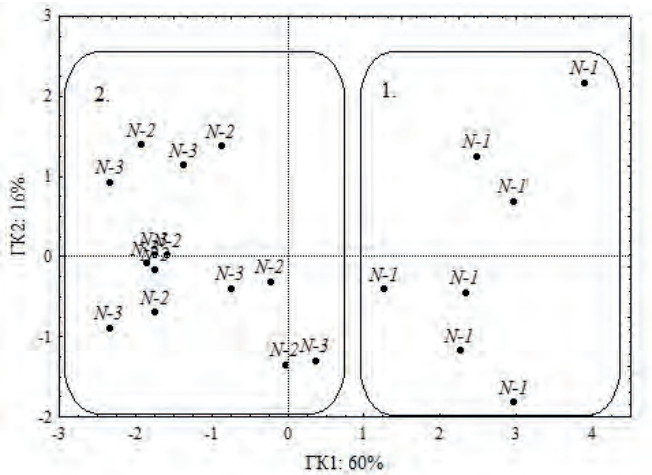


Рис.6. Ординация станций на р. Неглинке в осях первой и второй главных компонент по показателям химического состава воды р. Неглинки в 2014 г. без учета показателей, характеризующих влияние природных факторов. Квадрат 1 – пробы верхнего участка реки (N-1), квадрат 2 – пробы городских участков

что объясняется быстрым течением реки. Лишь в отдельных случаях коэффициент корреляции Спирмена был значим: между ОЧБ и ОКБ на ст. N-2 (0.86) и ст. N-3 (0.86) – в 2014 г. и для СБ и ОКБ на ст. ст. N-3 (0.81) – в 2015 г.

3.3. Результаты биотестирования воды р. Неглинки

В экспериментах, проведенных в 2014 и 2015 гг., в контрольном варианте выживаемость рачков *C. affinis* к концу экспериментов составляла 100%. Лишь в одном случае (в одной повторности из двух) в мае 2014 г. к концу 48-часового опыта выжило 4 рачка из 5, в другой – 5 экз. рачков (средняя выживаемость – 90%). Во всех сериях опытов в конце эксперимента контрольные животные активно передвигались в толще воды, в их выводко-

вых сумках находилась молодь, что свидетельствовало о хорошем состоянии используемой в экспериментах культуры *C. affinis*.

В образцах речных вод выживаемость рачков *C. affinis* к концу 2-суточных опытов изменялась в широких пределах – от 0 до 100% (Рис. 10). При этом повторяемость результатов по двум повторностям во всех сериях опытов была полной. Исключение составил один случай с небольшим отклонением между повторностями. В мае 2014 г. при биотестировании образца воды со ст. N-2 в одной из повторностей выжило 5 экз., в другой – 4 экз. (средняя выживаемость 90%).

Наиболее токсичные пробы воды р. Неглинка (при минимальной выживаемости рачков *C. affinis* вплоть до их полной гибели), как в 2014 г., так и в 2015 г., были выявлены в ее верхнем течении – на ст. N-1 (Рис. 10 А). Эта станция расположена в верховье реки, в так называемом фоновом районе, расположенном за чертой г. Петрозаводска и не испытывающем антропогенного воздействия. В 2014 г. полная гибель рачков в пробах воды со ст. N1 отмечалась в мае, июне и ноябре. В августе, сентябре и октябре 2014 г. выживаемость рачков *C. affinis* в образцах речной воды из фоновой области увеличивалась до 80-100%. В 2015 г. летальный эффект в пробах воды со ст. N-1 отмечался на протяжении всего изученного периода, с мая по август (Рис. 10А).

Принципиально иная токсикологическая ситуация отмечалась на городских станциях N-2 и N-3, испытывающих высокую антропогенную нагрузку. По результатам биотестирования в 2014–2015 гг., выживаемость тест-объектов в речных водах со станций N-2 и N-3 составила 100% (Рис. 10 Б, В). Лишь в одном случае (май 2014 г., образец речной воды со ст. N-2) выживаемость рачков незначительно снизилась и составила 90%. Высокая плавательная активность рачков и наполнение их выводковых сумок молодью свидетельствовали о хорошем состоянии тест-объектов в конце 2-суточного эксперимента по биотестированию речных вод со станций N-2 и N-3. Таким образом, в течение двух лет во все изученные сезоны пробы речной воды, отобранные с двух городских участков, не проявили острого токсического действия на рачков *C. affinis*.

Таблица 7. Распределение факторных нагрузок главных компонент при изучении взаимосвязей химических показателей р. Неглинка в 2015 г. без учета показателей, характеризующих влияние природных факторов (рН, цветности, Fe_{общ}, ХПК).

Исходные показатели	ГК1	ГК2
O ₂	0.5	0.8
Насыщение O ₂	0.4	0.9
БПК ₅	-0.9	-0.0
ВВ	0.2	-0.5
P _{общ}	-0.8	0.4
P _{мин}	-0.8	0.5
Дисперсия	2.4	2.0
Доля в дисперсии %	40	34

Примечание: Значимые факторные нагрузки признаков выделены жирным шрифтом.

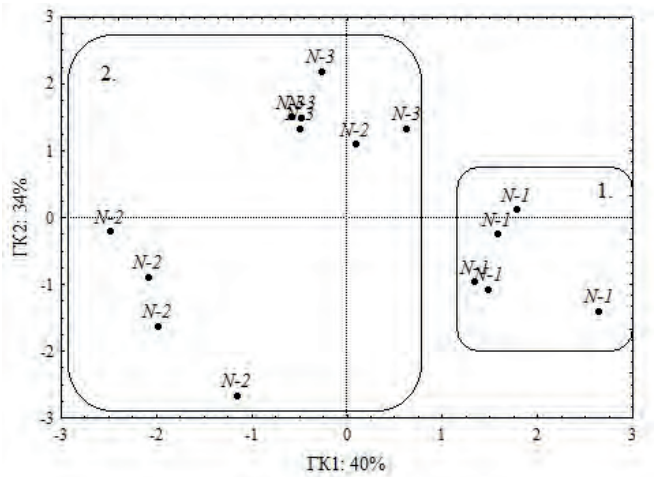


Рис.7. Ординация станций на р. Неглинке в осях первой и второй главных компонент по показателям химического состава воды р. Неглинка в 2015 г. без учета показателей, характеризующих влияние природных факторов. Квадрат 1 – пробы верхнего участка реки (N-1), квадрат 2 – пробы городских участков

Таблица 8. Микробиологические показатели.

Показатели	2014 г.			2015 г.		
	фоновый участок	городской участок		фоновый участок	городской участок	
		ст. N-1	ст. N-2		ст. N-3	ст. N-1
ОЧБ, ·10 ⁶ кл./мл	<u>0.6–4.02</u> 0.97 ± 0.42	<u>1.10–18</u> 5.7 ± 2.75	<u>0.85–5.26</u> 3.53 ± 0.79	<u>0.42–1.78</u> 1.15 ± 0.35	<u>3.04–7.46</u> 3.49 ± 0.72	<u>1.57–5.21</u> 2.78 ± 0.7
СБ, ·10 ³ КОЕ/мл	<u>0.15–3.96</u> 1.22 ± 0.82	<u>1.8–196</u> 70.6 ± 53.8	<u>6.1–28</u> 13.5 ± 3.47	<u>0.03–0.24</u> 0.1 ± 0.02	<u>0.1–45.9</u> 20.6 ± 11.8	<u>0.18–3.0</u> 0.78 ± 0.24
ОКБ, ·10 ³ КОЕ/л	<u>0.33–389</u> 15 ± 21	<u>130–6400</u> 3545 ± 1486	<u>111–1464</u> 464 ± 267	<u>1.22–40.67</u> 9.61 ± 5.64	<u>300–1324</u> 593 ± 218	<u>38.4–225</u> 75 ± 23
СБ/ОЧБ, %	<u>0.04–1.03</u> 0.2 ± 0.14	<u>0.33–6.79</u> 1.2 ± 1.76	<u>0.36–6.77</u> 1.0 ± 0.25	<u>0.004–0.08</u> 0.01 ± 0.01	<u>0.007–2.08</u> 0.8 ± 0.49	<u>0.02–0.26</u> 0.05 ± 0.01

Примечание: в числителе – min–max – минимальные и максимальные величины; в знаменателе – медиана и ее ошибка.

4. Обсуждение

4.1. Оценка качества речной воды р. Неглинки по химическим показателям

Как показал анализ химических данных методом главных компонент (раздел 3.1.3), основной проблемой оценки качества воды р. Неглинки по химическим показателям является влияние антропогенного фактора ($P_{общ}$, $P_{мин}$, $БПК_5$) на фоне воздействия регионального природного фактора (цветность, pH). Два фактора внесли значимый вклад в разделение станций на две группы – станции, расположенные на фоновом участке (первая группа) и станции, расположенные на городских участках (вторая группа).

Для дифференцированной оценки влияния двух факторов был выполнен расчет УКИЗВ по двум наборам данных. При этом при расчете индекса были использованы данные за 2015 г., когда был получен наиболее широкий перечень химических показателей. На первом этапе расчет УКИЗВ был выполнен с использованием всего набора химических показателей. Расчеты показали, что на всем протяжении русла р. Неглинки вода на изученных станциях характеризуется повышенным уровнем загрязнения, которое было связано как с показателями, отражающими антропогенную нагрузку, так и с показателями, связанными с воздействием заболоченной водосборной территории (pH, $Fe_{общ.}$) (Таблица 10).

По литературным данным (Бородулина, 2013; Бородулина и др., 2020), высокое содержание $Fe_{общ}$ и низкие показатели pH в воде р. Неглинки отражают влияние региональных природных факторов. В связи с этим, на втором этапе из расчетов УКИЗВ были исключены показатели, характеризующие влияние регионального природного фактора, в соответствии с РД 52.24.643-2002. Новые расчеты показали, что вода р. Неглинки в верхнем течении соответствует чистым водам, в то время как при транзите через г. Петрозаводск статус воды резко меняется на «грязные» или «загрязненные». Таким образом, была получена новая оценка загрязненности воды, которая позволила более точно выявить антропогенно измененные участки р. Неглинки и степень их загрязнения (Таблица 10).

4.2. Оценка качества воды р. Неглинки по микробиологическим показателям

Проблема оценки качества высокоцветных вод по микробиологическим показателям связана с мало изученным в настоящее время воздействием гумусовых веществ на бактерий.

Известно, что гуминовые и фульвовые кислоты могут оказывать на бактерий как стимулирующее, так и угнетающее воздействие (Visser, 1985; Tranvik and Höfle, 1987; Jones et al., 1988). Трудность биоиндикации высокоцветных вод определяется и тем, что большинство биологических классификаций рассматривают влияние антропогенного фактора на водоемы без учета региональных особенностей их вод (Драчев, 1964).

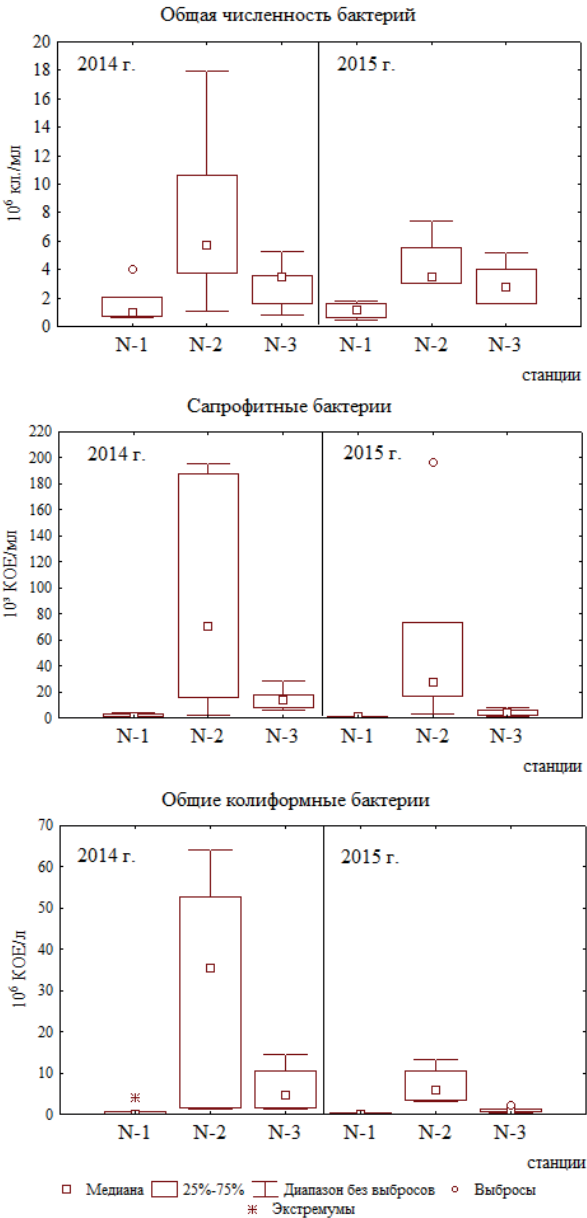


Рис.8. Пространственное распределение ОЧБ, СБ и ОКБ на станциях р. Неглинки в 2014–2015 гг.

Таблица 9. Уровни значимости U-критерия Манна – Уитни между загородным участком реки и городскими в р. Неглинке в 2014–2015 гг.

Показатели	Фоновый участок / Городской участок		Городской участок
	ст. N-1 / ст. N-2	ст. N-1 / ст. N-3	ст. N-2 / ст. N-3
2014 г.			
ОЧБ	0.006*	0.110	0.035
СБ	0.006	0.002	0.085
ОКБ	0.004	0.006	0.142
2015 г.			
ОЧБ	0.004	0.016	0.200
СБ	0.004	0.004	0.020
ОКБ	0.004	0.006	0.004

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

Для решения проблемы биоиндикации качества воды с высоким содержанием гумусовых веществ, в предыдущих исследованиях (Макарова и др., 2023), на примере 12 притоков Онежского озера была рассмотрена структура связей между химическими (рН, цветность, ХПК, БПК₅, Fe_{общ}, O₂, содержание взвешенных веществ и P_{общ}) и микробиологическими (ОЧБ, гетеротрофные бактерии, СБ, общее микробное число, ОКБ, фенолоксиляющие бактерии, углеводородоксиляющие бактерии) показателями воды. Была выявлена высокая корреляция микробиологических показателей с содержанием легкоминерализуемого органического вещества, отражающим антропогенное воздействие на реки, и отсутствие связей с показателями, характеризующими влияние заболоченного водосбора. Таким образом, была доказана применимость общепринятых классификаций для оценки качества вод высокоцветных притоков, находящихся под антропогенным влиянием, по микробиологическим показателям.

Согласно биоиндикации качества воды р. Неглинка (Таблица 8), вода на фоновом ее участке по медианным показателям СБ/ОЧБ в 2014 г. соответствовала «загрязненным» водам, в 2015 г. – «чистым». Вода на ст. N-2 за оба года по медианным показателям соответствовал классу «грязных» вод, на ст. N-3 в 2014 г. – «грязным», в 2015 г. – «загрязненным». В целом в 2014 г. численность бактериопланктона была выше по сравнению с 2015 г. (Рис. 8), что, вероятно, связано с метеорологическими условиями – разным количеством осадков, обуславливающим поступление бактерий с селитебной территории.

Медианные значения ОКБ (Таблица 8) повсеместно превышали санитарные нормы для рекреационных зон, которые составляют 5000 КОЕ/л. Так, на фоновом участке реки превышение нормы наблюдалось в 2–3 раза, на ст. N-2 – в 119–709 раз, на ст. N-3 – в 15–93 раза. Многократное превышение санитарных норм количества ОКБ свидетельствует о неблагоприятной санитарной ситуации на реке.

Таким образом, оценка качества воды по микробиологическим показателям позволила выявить непригодность р. Неглинка для рекреационного использования. Важнейшей задачей является проведение широких мероприятий по предотвращению загрязнения речных вод стоками с городских территорий. Актуальность улучшения экологической ситуации на водосборе усиливается в связи с тем, что устье р. Неглинка расположено вблизи водозабора питьевой воды для населения г. Петрозаводска.

4.3. Оценка токсичности воды

В результате биотестирования воды р. Неглинка, притока Онежского озера, протекающего по урбанизированной территории, была обнаружена парадоксальная ситуация. Пробы речной воды, отобранные на фоновом участке, не испытывающем какого-либо загрязнения, проявили высокую

токсичность для ветвистоусых рачков *C. affinis*. В то же время, на станциях, расположенных в пределах территории крупного г. Петрозаводска, где отмечается концентрация источников загрязнения, речные воды оказались нетоксичными для ветвистоусых рачков в 2-суточных опытах.

Для объяснения этого противоречия были привлечены данные по химическому составу воды р. Неглинка, а именно, активной реакции среды (рН) и цветности воды. Речные воды со ст. N-1, оказывающие летальное действие на рачков, характеризовались очень низкой величиной рН. Так, в 2014 г. значения активной реакции среды были минимальными (4.3–5.4) в мае, июне и ноябре (Рис. 10 А). Именно в эти месяцы отмечалась полная гибель рачков в пробах. В августе, сентябре и октябре 2014 г. величина рН возрастала (5.7–6.6), что сопровождалось увеличением выживаемости рачков в пробах до 80–100%. В 2015 г. во всех пробах воды рН была очень низкой (4.3–5.2). При этих значениях рН все пробы воды оказались летальными для рачков *C. affinis*.

Пробы речной воды на станциях N-2 и N-3 в 2014–2015 гг., которые не вызывали токсического эффекта, в течение всего периода наблюдений характеризовались значительно более высокими, чем на ст. N-1, величинами рН воды, изменявшимися в пределах 6.5–7.9 (Рис. 10 Б, В).

Для выявления фактора токсичности речных вод было выполнено сравнение величин рН и цветности на разных участках р. Неглинка. Медианные значения и стандартные ошибки величины рН речной воды за 2014–2015 гг. на трех станциях на р. Неглинке представлены в Таблице 11.

При попарном сравнении величин рН на трех станциях с использованием критерия Манна–Уитни было выявлено значимое ($p < 0.05$) различие между величинами рН на ст. N-1, а также значениями рН на станциях N-2 и N-3. В то же время, между станциями N-2 и N-3 значения рН речной воды значимо не различались ($p > 0.05$).

На графике в осях, отражающих значения рН и токсичность речной воды (Рис. 11), все пробы оказались разделенными на две группы – летальные пробы с низкими значениями рН и нетоксичные пробы со значениями рН, близкими к нейтральным, или со слабокислой реакцией среды.

Весьма важно, что граница по величине рН между летальными и нетоксичными пробами оказалась очень узкая, всего 0.3 ед. рН – в диапазоне 5.4–5.7 (Рис. 11). Это доказывает, что главной причиной гибели тест-объектов в воде р. Неглинка со ст. N-1 были низкие величины рН.

По литературным данным (Belanger and Cherry, 1990), пороговые уровни низких значений рН для рачков *Ceriodaphnia dubia* соответствуют величине (48 ч) LC 50 кислых вод со значением рН, равным 4.6. Таким образом, величина рН, вызывающая гибель ветвистоусых рачков *C. affinis* за 48 часов, очень близка к наблюдаемым в экспериментах по биотестированию воды р. Неглинка значениям рН летальных проб воды (4.3–5.4). Это служит дополнительным доказательством критической роли рН

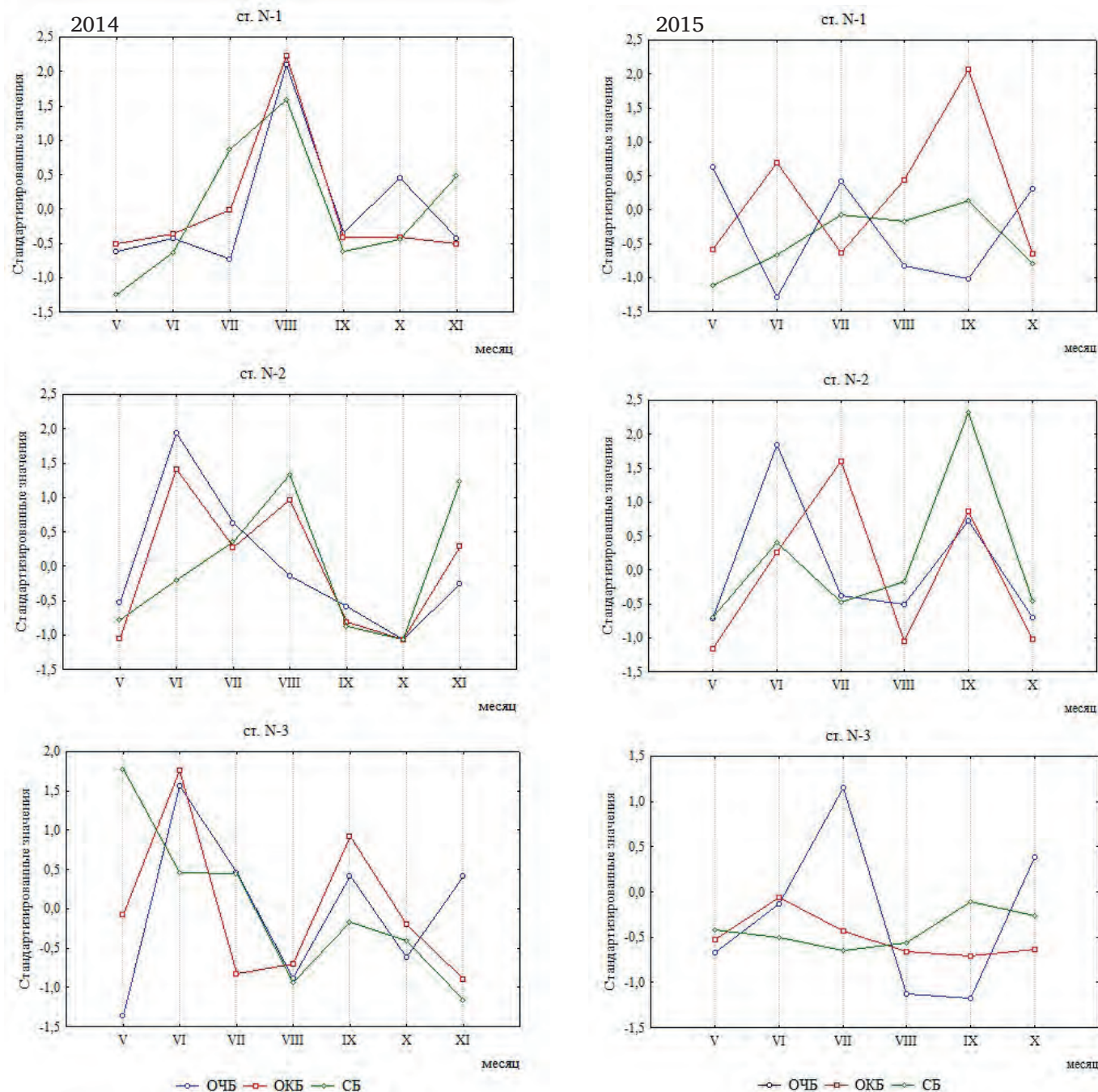


Рис.9. Сезонное распределение ОЧБ, ОКБ и СБ (стандартизированные значения) на станциях р. Неглинка в 2014 и 2015 гг.

для выживания/гибели рачков *C. affinis* в экспериментах по биотестированию воды р. Неглинка.

В свою очередь, причиной низких значений рН речной воды на фоновой ст. N-1 является высокое содержание в воде гуминовых кислот, поступающих в р. Неглинку с заболоченного в верхнем течении водосбора. Об этом свидетельствует высокая цветность воды, которая на ст. N-1 в 2014–2015 гг. варьировала в пределах 98–380 град. Медианные значения и стандартные ошибки медианы показателей цветности воды на разных станциях на р. Неглинке представлены в Таблице 11. Низкие величины рН при высокой цветности воды являются характерной чертой многих речных вод Карелии, поскольку гумусовые кислоты вносят основной вклад в кислотность среды (Lozovik, 2013).

Отсутствие токсичности воды р. Неглинка на городских участках можно объяснить влиянием подземных вод, которые способствуют увеличению рН воды речных вод (Andronikov et al., 2019). В свою очередь, при повышении рН до значений 6 усиливается комплексообразование железа и гумусовых кислот (Fang et al., 2015). Комплексообразование приводит к уменьшению токсичности тяжелых металлов для биоты из-за уменьшения их биодоступности (Moiseenko, 2019; Lozhkina et al., 2020). Так, в результате связывания тяжелых металлов гуминовыми кислотами и органическими веществами антропогенного происхождения отмечалось снижение токсичности речных вод для водорослей *Chlorella vulgaris* (Vishnyakov et al., 2016).

Судьба тяжелых металлов, поступающих с водосборной территории, в экосистеме р. Неглинки была прослежена в работе (Slukovskii and Polyakova, 2017). В городской черте выявлено оседание железа, а также микроэлементов (Cu, Zn, Cd, Sb, W) на дно р. Неглинки и их накопление в донных отложениях, а также аккумуляция в тканях олигохет, обитающих на дне реки. Было показано, что большую роль в процессах накопления на дне тяжелых металлов играют окислы железа, которое содержится в высоких концентрациях в воде р. Неглинки.

Таким образом, особенность экологической ситуации в р. Неглинке связана с тем, что минерализованные подземные воды вместе с гумусовыми веществами формируют геохимический барьер на пути тяжелых металлов с урбанизированной территории в воду р. Неглинки. Тем не менее, выявленные превышения ПДК_{рх} по содержанию нефтепродуктов может определять хроническое токсическое действие речных вод на гидробионтов (Лукина и Беличева, 2013). Поток токсических веществ с городских территорий направлен, главным образом, в донные отложения реки. Этим и объясняется отсутствие острой токсичности воды р. Неглинки на городской территории. Результаты данного исследования подчеркивают необходимость дополнения химических анализов тестами на токсичность для выявления причин опасности речных вод для водных организмов.

5. Выводы

Геохимические региональные особенности изученного притока Онежского озера – р. Неглинки, протекающей по урбанизированной территории, определили три основных проблемы при оценке качества речных вод.

Первая проблема была связана с высокими концентрациями железа, поступающего с подземными водами, и стоком гумусовых веществ с заболоченных водосборных территорий. Эти компоненты определили низкое качество воды на фоновом участке притока, который не испытывает антропогенное воздействие. На фоне негативного влияния природного фактора на качество воды р. Неглинки, методические трудности были связаны с выявлением зон антропогенного воздействия. Решить эту проблему позволило использование модифицированного УКИЗВ, при расчете которого были исклю-

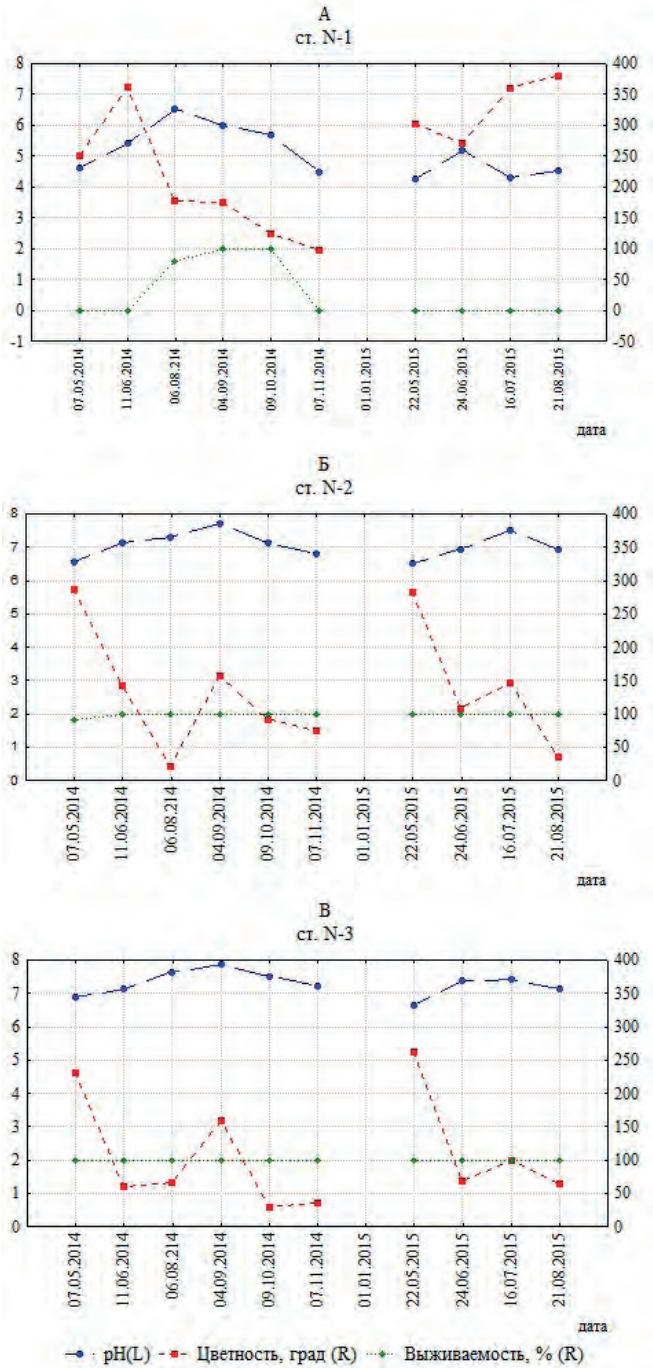


Рис.10. Межгодовая (2014–2015 гг.) и сезонная динамика показателей выживаемости рачков *C. affinis* в пробах воды р. Неглинки, величины pH и цветности воды на станциях N–1 (А), N–2 (Б) и N–3 (В); L – левая ось, R – правая ось.

Таблица 10. Характеристика загрязненности и значения УКИЗВ, по совокупности нормированных показателей на р. Неглинке

Станции	УКИЗВ	Характеристика состояния загрязненности воды	Показатели с превышением ПДК
С учетом всех изученных химических показателей			
Ст. N–1	3.25	Зб, очень загрязненная	pH, Fe _{общ}
Ст. N–2	5.44	4а, грязная	Fe _{общ} , O ₂ , БПК ₅ , Р _{мин} , нефтепродукты, ВВ
Ст. N–3	3.67	Зб, очень загрязненная	Fe _{общ} , БПК ₅ , Р _{мин} , ВВ
Без учета региональных природных химических показателей			
Ст. N–1	0	Условно чистая	—
Ст. N–2	4.96	4а, грязная	O ₂ , БПК ₅ , Р _{мин} , нефтепродукты, ВВ
Ст. N–3	2.63	За, загрязненная	БПК ₅ , Р _{мин} , ВВ

чены показатели химического состава, отражающие влияние природных факторов. Применение регионального подхода позволило уточнить зоны влияния антропогенного фактора на р. Неглинку, что важно для целевого принятия природоохранных мер.

Вторая проблема связана со сложностью интерпретации данных биоиндикации качества высокоцветных вод по микробиологическим показателям. Оставалось неизвестным, влияние какого фактора, природного или антропогенного, отражают показатели бактериопланктона. Исследование структуры связей между микробиологическими и химическими показателями, доказавшее индикаторную роль бактериопланктона для оценки качества высокогумусных вод, позволило выявить неблагоприятные зоны в р. Неглинке по микробиологическим показателям. Выявлена непригодность р. Неглинка для рекреационного использования, что определяет необходимость проведения мероприятий по предотвращению загрязнения речных вод стоками с городских территорий.

Проблема биотестирования речных вод была связана с низкими значениями pH речной воды, определившими высокую токсичность воды на фоновом участке р. Неглинка, не подверженному антропогенному воздействию. На загрязненных участках р. Неглинка токсические свойства воды отсутствовали из-за барьерной роли подземных вод, поступление которых приводило к увеличению pH воды, и комплексообразующей способности гумусовых веществ, которые снижали биодоступность тяжелых металлов. Исследования показали, что при оценке токсичности высокоцветных вод токсикологические методы должны использоваться исключительно в комплексе с гидрохимическими и микробиологическими методами и служить для расшифровки сложных механизмов взаимодействия природных и антропогенных факторов.

Благодарности

Работа выполнена в рамках Государственного задания № 121021700117-3 в Институте водных проблем Севера КарНЦ РАН.

Мы благодарим аналитическую лабораторию Института леса Федерального исследовательского центра «Карельский научный центр РАН» и лично заведующего лабораторией Никерова К.М. за помощь в осуществлении обработки химических проб воды.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Akhtar M., Bakhtiyar, Qayoom I. 2024. Sewage pollution as a major cause for deterioration of water quality in lake ecosystems. *Aquatic Pollution*. CRC Press: 145–161. DOI: [10.1201/9781003503705](https://doi.org/10.1201/9781003503705)

Таблица 11. Медианные значения и стандартные ошибки величины pH и цветности речной воды за 2014–2015 гг. на трех станциях на р. Неглинке.

Станции	pH	Цветность, град
Ст. N-1	4.89 ± 0.40	260 ± 68
Ст. N-2	7.05 ± 0.22	125 ± 35
Ст. N-3	7.29 ± 0.17	67 ± 36

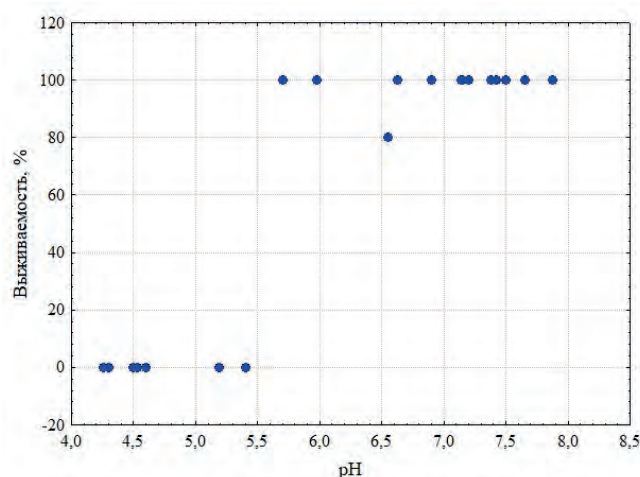


Рис. 11. Соотношение между величинами pH воды р. Неглинка (ось абсцисс) и выживаемостью рачков в пробах (ось ординат) в 2014–2015 гг. (данные по трем станциям).

Andronikov A.V., Novak M., Borodulina G.S. et al. 2019. One river, two streams: chemical and chromium isotopic features of the River Neglinka (Karelia, northwest Russia). *Hydrological Sciences Journal* 64(8): 974–982. DOI: [10.1080/02626667.2019.1617418](https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1617418)

Arvola L., Salonen K., Keskitalo J. et al. 2014. Plankton metabolism and sedimentation in a small boreal lake – a long-term perspective. *Boreal Environment Research* 19: 83–96.

Belanger S.E., Cherry D.S. 1990. Interacting effects of pH acclimation, pH, and heavy metals on acute and chronic toxicity to *ceriodaphnia dubia* (Cladocera). *Journal of Crustacean Biology* 10(2): 225–235. DOI: [10.1163/193724090X00050](https://doi.org/10.1163/193724090X00050)

Fang K., Yuan D., Zhang L. et al. 2015. Effect of environmental factors on the complexation of iron and humic acid. *Journal of Environmental Sciences* 27: 188–196. DOI: [10.1016/j.jes.2014.06.039](https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.06.039)

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

James R.T. 1991. Microbiology and chemistry of acid lakes in Florida: I. Effects of drought and post-drought conditions. *Hydrobiologia* 213 (3): 205–225.

James R.T. 1991. Microbiology and chemistry of acid lakes in Florida: II. Seasonal relationships. *Hydrobiologia* 213 (3): 227–240.

Jones R.I., Salonen K., De Haan H. 1988. Phosphorus transformations in the epilimnion of humic lakes: abiotic interactions between dissolved humic materials and phosphate. *Freshwater Biology* 19(3): 357–369. DOI: [10.1111/j.1365-2427.1988.tb00357.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1988.tb00357.x)

Kalinkina N.M., Berezina N.A., Sidorova A.I. et al. 2013. Toxicity bioassay of bottom sediments in large water bodies in Northwestern Russia with the use of Crustaceans. *Water Resources*. 40 (6): 657–666. DOI: [10.1134/S0097807813060055](https://doi.org/10.1134/S0097807813060055)

Kong Z., Shao Z., Shen Y. et al. 2021. Comprehensive evaluation of stormwater pollutants characteristics, purification process and environmental impact after low

impact development practices. *Journal of Cleaner Production* 278: 123509. DOI: [10.1016/j.jclepro.2020.123509](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123509)

Lee H.J., Park H.K., Lee J.H. et al. 2016. Coliform pollution status of Nakdong river and tributaries. *Journal of Korean Society on Water Environment* 32(3): 271–280. (In Korean)

Liu G., Zhang Y., Knibbe W.J. et al. 2017. Potential impacts of changing supply-water quality on drinking water distribution: A review. *Water research* 116: 135–148. DOI: [10.1016/j.watres.2017.03.031](https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.03.031)

Lozhkina R.A., Tomilina I.I., Gapeeva M.V. 2020. Long-term dynamics of the water quality in the Rybinsk reservoir according to biotesting. *Ecosystem Transformation* 3(3): 125–138. DOI: [10.23859/estr-200323](https://doi.org/10.23859/estr-200323)

Lozovik P.A. 2013. Geochemical classification of surface waters in humid zone based on their acid-base equilibrium. *Water Resources* 40 (6): 631–639. DOI: [10.1134/S0097807813060067](https://doi.org/10.1134/S0097807813060067)

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

Moiseenko T.I. 2019. Bioavailability and ecotoxicity of metals in aquatic systems: critical contamination levels. *Geochemistry International* 57 (7): 737–750. DOI: [10.1134/S0016702919070085](https://doi.org/10.1134/S0016702919070085)

Mount D.I., Norberg T.J. 1984. A seven-day life-cycle cladoceran toxicity test. *Environmental Toxicology and Chemistry* 3: 425–434. DOI: [10.1002/etc.5620030307](https://doi.org/10.1002/etc.5620030307)

Oslo and Paris Commission. 1997. JAMP guidelines for general biological effects monitoring.

Rheinheimer G. 1977. Regional and seasonal distribution of saprophytic and coliform bacteria. *Microbial ecology of a brackish water environment*, pp. 121–137. DOI: [10.1007/978-3-642-66791-6_11](https://doi.org/10.1007/978-3-642-66791-6_11)

Seo M., Lee H., Kim Y. 2019. Relationship between coliform bacteria and water quality factors at weir stations in the Nakdong River, South Korea. *Water* 11(6): 1171. DOI: [10.3390/w11061171](https://doi.org/10.3390/w11061171)

Slukovskii Z.I., Polyakova T.N. 2017. Analysis of accumulation of heavy metals from river bottom sediments of the urban environment in the bodies of oligochaetes. *Inland Water Biology* 10(3): 315–322. DOI: [10.1134/S1995082917030154](https://doi.org/10.1134/S1995082917030154)

Tranvik L.J., Höfle M.G. 1987. Bacterial Growth in Mixed Cultures on Dissolved Organic Carbon from Humic and Clear Waters. *Applied and Environmental Microbiology* V(3): 482–488. DOI: [10.1128/aem.53.3.482-488.1987](https://doi.org/10.1128/aem.53.3.482-488.1987)

US Environmental Protection Agency. (USEPA). 2002. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms.

Vishnyakov A.N., Davydova N.S., Stravinskene E.S. et al. 2016. Copper ion bioavailability in waters of various origin. *Povolzhskiy Journal of Ecology* (2): 123–130. DOI: [10.18500/1684-7318-2016-2-123-130](https://doi.org/10.18500/1684-7318-2016-2-123-130)

Visser S.A. 1985. Physiological action of humic substances on microbial cells. *Soil Biology and Biochemistry* 17(4): 457–462. DOI: [10.1016/0038-0717\(85\)90009-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90009-4)

Zhang X., Chen L., Liu G. et al. 2021. Unexpected river water quality deterioration due to stormwater management in an urbanizing watershed. *Water Resources Research* 57(12): e2021WR030181. DOI: [10.1029/2021WR030181](https://doi.org/10.1029/2021WR030181)

Бородулина Г.С., Светов С.А., Токарев И.В. и др. 2020. Роль высокоуглеродистых (шунгитсодержащих) пород в формировании состава подземных вод Онежской структуры. *Труды КарНЦ РАН* (9): 72–87. DOI: [10.17076/lim1259](https://doi.org/10.17076/lim1259)

Бородулина Г.С. 2013. Подземные воды. В: Литвиненко А.В., Регеранд Т.И. (Ред.), *Водные объекты*

города Петрозаводска: учебное пособие. Петрозаводск, С. 31–42.

Водные ресурсы Республики Карелия и пути их использования для питьевого водоснабжения. Опыт карельско-финляндского сотрудничества: (коллективная монография). 2006. В: Филатов Н.Н., Литвиненко А.В., Сярккяйнен А., Порттикиви Р., Регеранд Т.И. (Ред.). Петрозаводск: КарНЦ РАН.

ГОСТ 31861-2012. 2012. Вода. Общие требования к отбору проб.

Государственный доклад о состоянии окружающей среды Республики Карелия. 2000–2022. 2022. Министерство природных ресурсов и экологии Республики Карелия. Петрозаводск: КарНЦ.

Дзюбан А.Н. 2000. Бактериопланктон и микробиологическое окисление метана в воде загрязняемой малой реки. *Биология внутренних вод* 2: 65–72.

Дзюбук И.М., Клюкина Е.А. 2015. Динамика качества вод реки Неглинки при транзите их через территорию города Петрозаводска. *Современные проблемы науки и образования* (5).

Драчев С.М. 1964. Борьба с загрязнением рек, озер и водохранилищ промышленными и бытовыми стоками. Москва-Ленинград: Наука.

Жмур Н.С. 1997. Государственный и производственный контроль токсичности вод методами биотестирования в России. Москва: Международный Дом Сотрудничества.

Заличева И.Н., Волков И.В. 1994. К вопросу о регламентировании антропогенной нагрузки биогенными веществами на водные экосистемы в таежной природно-климатической зоне. *Водные ресурсы* 21(6): 674–679.

Карпечко В.А. 2013. Гидрографическая и гидрологическая характеристика водотоков. В: Литвиненко А.В., Регеранд Т.И. (Ред.). *Водные объекты города Петрозаводска: учебное пособие*. Петрозаводск, С. 25–27.

Коросов А.В. 2007. Специальные методы биометрии: учебное пособие. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ.

Крутских Н.В., Бородулина Г.С., Казнина Н.М. и др. 2016. Геоэкологические основы организации мониторинга северных урбанизированных территорий (на примере г. Петрозаводска) *Труды КарНЦ РАН* 12: 52–67.

Кузнецов С.И., Дубинина Г.А. 1989. Методы изучения водных. Москва: Наука.

Лозовик П.А., Платонов А.В. 2005. Определение региональных предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ на примере Карельского гидрографического района. *Геоэкология. Инженерная геология, гидрогеология, геоэкология* 6: 527–532.

Лозовик П.А. 2006. Гидрогеохимические критерии состояния поверхностных вод гумидной зоны и их устойчивости к антропогенному воздействию. Диссертация на соискание ученой степени доктора химических наук. Институт геохимии и аналитической химии им. Вернадского РАН. Москва. Россия.

Лозовик П.А. 2017. Антропогенные нагрузки на Онежское озеро от различных источников формирования химического состава воды. В: *Водные ресурсы: новые вызовы и пути решения: сборник научных трудов по материалам всероссийской научной конференции с международным участием, посвященной Году экологии в России и 50-летию Института водных проблем РАН*. С. 378–384.

Лукашов А.Д. 2004. Геодинамика новейшего времени. В: Шаров Н.В. (ред.), *Глубинное строение и сейсмичность Карельского региона и его обрамления: монография*. Петрозаводск, С. 150–192.

Лукина Ю.Н., Беличева Л.А. 2013. Оценка качества вод на основе биомаркеров. В: Литвиненко А.В., Регеранд Т.И. (ред.), *Водные объекты города Петрозаводска: учебное пособие*, Петрозаводск, С. 85–91.

Макарова Е.М., Калинкина Н.М., Сабылина А.В. 2023. Возможность применения микробиологических показателей для оценки состояния водотоков с высокой цветностью воды (на примере притоков Онежского озера). Принципы экологии: научный электронный журнал 3: 36-50. DOI: [10.15393/jl.art.2023.14043](https://doi.org/10.15393/jl.art.2023.14043)

Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности изменению плодovitости цериодафний. 2007. Федеральный реестр (ФР). ФР 1.39.2007.03221. Москва: Издательство «Акварос».

МУК 4.2.3690-21: методические указания. 4.2. Методы контробиологические ля. и микробиологические фактоИзменения ры. № 2 в МУК 4.2.1018-01 «Санитарно-микробиологический анализ питьевой воды». 2021. Федеральная служба по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека.

Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения: приказ Министерства сельского хозяйства Российской Федерации от 13 декабря 2016 г. 2023. № 552 (с изменениями на 22 августа 2023 года).

РД 52.24.643-2002. 2002. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям / Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды. Ростов-на-Дону.

Романенко В.И. 1985. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. Ленинград: Наука.

Сабылина А.В., Ефремова Т.А. 2017. Тенденции изменения поступления химических веществ с водами малых рек юго-западного побережья Онежского озера за последние 50 лет. Экологическая химия 26(6): 333–339.

Сабылина А.В., Ефремова Т.А., Икко О.И. 2022. Химический состав поверхностных сточных и речных вод, поступающих с территории города Петрозаводска в Онежское озеро. Известия Русского географического общества 154(4): 39–53. DOI: [10.31857/S0869607122040073](https://doi.org/10.31857/S0869607122040073)

Теканова Е.В., Калинкина Н.М., Кравченко И.Ю. 2018. Геохимические особенности функционирования биоты в водоемах Карелии. Известия Российской академии наук. Серия географическая 1: 90-100. DOI: [10.7868/S2587556618010083](https://doi.org/10.7868/S2587556618010083)

Теканова Е.В., Макарова Е.М., Калинкина Н.М. 2015. Оценка состояния воды притоков Онежского озера в условиях антропогенного воздействия по микробиологическим и токсикологическим показателям. Труды КарНЦ РАН 9: 44-52.

Теканова Е.В., Макарова Е.М., Калинкина Н.М. 2021. Экологическая оценка качества воды урбанизированного притока Онежского озера по химическим показателям. Вода и экология: проблемы и решения 3(87): 75-84. DOI: [10.23968/2305-3488.2021.26.3.75-84](https://doi.org/10.23968/2305-3488.2021.26.3.75-84)

Тимакова Т.М. 2013. Микробиологическая оценка состояния урбанизированных притоков Петрозаводской губы Онежского озера. В: Литвиненко А.В., Регеранд Т.И. (Ред.), Водные объекты города Петрозаводска: учебное пособие.Петрозаводск, С. 74-77.

Шитиков В.К., Розенберг Г.С., Зинченко Т.Д. 2005. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения: в 2 кн. Москва: Наука.

Comparing the efficiency of two water sampling methods for studying the content of microplastics in water bodies



Tikhonova D.A.^{1,2*}, Shalunova E.P.², Karetnikov S.G.¹

¹ St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences, Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences, Sevastyanova, 9, St. Petersburg, 196105, Russia

² Saint Petersburg State University, Universitetskaya nab., 7-9, St. Petersburg, 199034, Russia

ABSTRACT. Due to the lack of a unified sampling methodology for studying microplastics, there are difficulties in comparing the results obtained when sampling using different methods. A comparison was made of a pump filtration system and a Manta trawl to assess their effectiveness and applicability in collecting water samples for studying microplastics content using the example of Lake Ladoga, the Svir River and small lakes in the Leningrad region (Sukhodolskoye, Michurinskoye, Krasnoye). The results supported that despite higher average microplastics concentrations when sampling with the pump system (8.5 ± 11.5 particles/m³) compared to the Manta trawl (0.7 ± 0.6 particles/m³), the data were comparable. The methods have opposite advantages and disadvantages and are complementary. The Manta trawl is more suitable for collecting large volumes of water from the surface layer relatively quickly and in conditions with high contents of suspended matter present. Meanwhile, the pump filtration system is suitable for collecting samples at different water layers and in the surface layer of water when there is a small content of suspended matter and provides more accurate estimating of the sample volume. It is necessary to ensure the sampling of a large volume of water, which in the case of a pump filtration system is only possible during the period when the plankton content and water turbidity are minimal.

Keywords: microplastics, water sampling, Manta trawl, pump filtration system, microplastic pollution

For citation: Tikhonova D.A., Shalunova E.P., Karetnikov S.G. Comparing the efficiency of two water sampling methods for studying the content of microplastics in water bodies // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - P. 1434-1453. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-6-1434

1. Introduction

Currently, there is no unified universal methodology for the analysis of microplastic particles in the aquatic environment. Different scientific groups use various sampling methods and laboratory processes, which influence the size range of the particles studied and the units of measurement. As a result of these differences, methodological difficulties arise when comparing the obtained data with the results of other studies.

In world practice, both pump filtration systems (Song et al., 2018; Choy et al., 2019; Eo et al., 2019; Zobkov et al., 2019; Tamminga and Fischer, 2020; Ershova et al., 2021) and towed nets (Reisser et al., 2015; Kooi et al., 2016; Dris et al., 2018; Liedermann et al., 2018; Lenaker et al., 2019; Egger et al., 2020; Frank et al., 2021; Il'ina et al., 2021) are mainly used to collect water samples for microplastics. Pump filtration systems can be used to sample both from the surface

layer of the water column and from other water layers (Tikhonova et al., 2024), while nets are more often used to collect samples specifically from the surface layer of a water body (Campanale et al., 2020; Pasquier et al., 2022) and less often from other water layers (Kooi et al., 2016; Liedermann et al., 2018; Lenaker et al., 2019; Egger et al., 2020). Among the nets, the most commonly used for sampling microplastics are Manta trawls (Karlsson et al., 2020; Pasquier et al., 2022). Other sampling methods, such as the Niskin sampler (Bagaev et al., 2017) or the Rosette sampler system (Dai et al., 2018) are less common.

These methods have opposite characteristics. For instance, the filtering area of a Manta trawl is much larger than that of other samplers, allowing a larger volume of water to be filtered in a shorter period of time. Such nets more often retain large particles, which are less common in the water column (Tamminga et al., 2019; Karlsson et al., 2020), but there is a risk for par-

*Corresponding author.

E-mail address: tdasha94@mail.ru (D.A. Tikhonova)

Received: June 25, 2024; **Accepted:** November 01, 2024;

Available online: December 25, 2024

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



ticle loss and external contamination when the sample is washed off the net. At the same time, Manta trawls, neuston, and other nets often have mesh sizes $\geq 300 \mu\text{m}$ (Dusaucy et al., 2021). The use of large mesh nets may result in losses of smaller particles that are prevalent in water bodies (Lindeque et al., 2020). The use of mesh nets sized $< 100 \mu\text{m}$ (Dris et al., 2018; Song et al., 2018) increases the range of particle sizes obtained and leads to a more accurate evaluation of microplastic content.

Meanwhile, pump filtration systems allow estimating the volume of filtered water more accurately and avoiding losses and external contamination. However, the sample volume is usually significantly smaller due to the relatively small filtering area and its rapid clogging with suspension. Moreover, it takes much more time to collect a significant volume of water samples (at least 1 m^3). Niskin bottles and other bathometers minimize the likelihood of external contamination, but significantly limit the volume of a sample taken. A smaller volume of filtered water may result in an overestimation of microplastic particles in a water body, so it is recommended to sample as much water as possible to obtain more accurate results. At present, there is no consensus on specific recommendations for minimum sample volume, but this is being discussed within the scientific community. For example, in the Resolution of the I All-Russian conference with international participation on environmental pollution with microplastics “MicroPlasticsEnvironment-2022” (Rezolyuciya..., 2022) the minimum proposed sample volume is 1 m^3 . However, this is not always possible for pump filtration systems due to the tendency of the mesh to become obstructed by plankton and other suspended matter and for Niskin bottles due to the relatively limited volume of samples.

There is limited research on the comparison of pump filtration systems and Manta trawls, the methods most commonly used to collect water samples when

studying microplastics in water bodies (Tamminga et al., 2019; Karlsson et al., 2020; Du et al., 2022; Montoto-Martínez et al., 2022; Frank et al., 2024). Researchers seldom reach clear conclusions about which method is most applicable for a given purpose. For example, Tamminga et al. (2019) and Frank et al. (2024) argue that the two methods are not interchangeable but complementary due to their differences.

The purpose of this research was to compare two different water sampling methods (a pump filtration system and a Manta trawl) for determining the content of microplastics. Furthermore, their convenience, efficiency, and applicability to the studied water bodies were analyzed, as well the characteristics of microplastics in samples collected by these methods were evaluated.

2. Materials and Methods

For the study, Lake Ladoga, its tributary the Svir River, and three small lakes in the Leningrad region (Sukhodolskoye, Michurinskoye and Krasnoye) were chosen. Lake Ladoga and its tributaries have been studied for microplastics content since 2018 (Ivanova and Tikhonova, 2022), but the small lakes of the Priozersk district (Sukhodolskoye, Krasnoye and Michurinskoye) have yet to be studied in the existing body of empirical research. 85% of the river flow into Lake Ladoga comes from 3 main tributaries: the Svir, the Volkhov and the Burnaya (the Vuoksa) rivers (Lake Ladoga..., 2015). Sukhodolskoye Lake is the source of the Burnaya River, which flows into Lake Ladoga and is one of the main tributaries of Ladoga along with the Svir River. Therefore, evaluating its microplastic content would be useful for better understanding the amount of microplastics entering lakes with river runoff. Krasnoye and Michurinskoye lakes were chosen due to their close geographical location (Fig. 1).

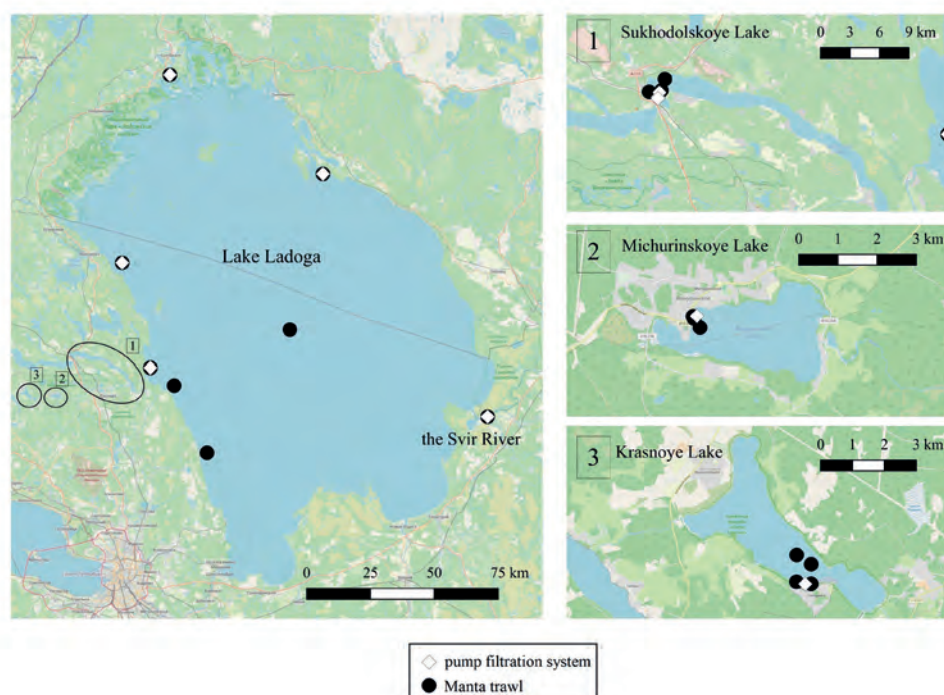


Fig.1. Sampling sites in Lake Ladoga and the Svir River, Sukhodolskoye Lake, Michurinskoye Lake and Krasnoye Lake.

A special pump filtration system (Fig. 2), which allows taking water samples from various water layers was used. This device was developed at the Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences, St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences in 2019 by one of the authors of this article, S.G. Karetnikov.

The filtration system included a household submersible pump with a bottom water intake of 300 W of power. Due to the length of the power supply cable, pumps of this type can be lowered to a depth of no more than 10 m. Furthermore, as external pressure increases, the valve that prevents the reverse flow of water in the pump no longer functions. In this regard, to create continuity of the flow, the pump was placed in the surface layer of water. Depending on the required water layer, a set of hoses of various lengths easily connected to each other with connectors can be used to take water samples. At the bottom of the pump there was a sealed elastic adapter from the water intake part of the pump to the hose. A filtration system with a 100 μm mesh was located at the end of the hose, all connections were secured with threaded clamps. Water filled the hose under hydrostatic pressure, and a pump removed water from the top of the hose. The volume of filtered water was measured using a household water meter located at the outlet of the pump. A valve was installed at the junction of the hose with the filtration system, allowing water to flow in only one direction to prevent the contents of the mesh from being washed out when the system was lifted.

Samples were taken from the surface layer of a water body either from on board the research vessel "Ecolog" or from an inflatable motor boat using an electric generator. When the volume of water pumped through the mesh, per unit time decreased significantly, the filtration stopped. The mesh was removed from the filtration unit, placed in a container with distilled water, and replaced with a new 100 μm mesh. When the sample volume was small (up to 500 liters), several samples were taken from the same location to increase the representativeness of the sample.

For comparison, samples from the water surface layer were also taken using a Manta trawl (Fig. 3). The dimensions of the frame at the entrance were 600x257 mm, at the place where the net was attached - 600x154 mm (area 924 cm^2). A net which measured 2000x600 mm with a perimeter of 1508 mm was attached to the frame. The mesh size of the net was 100 μm . A cone sampler with the same mesh size was attached to the bottom of the net using a fan pipe and a threaded clamp.

Before sampling, the Manta trawl was washed in a lake without a cone sampler. Next, the sampler was attached to the net, the Manta trawl was lowered into the water and towed behind the boat or the research vessel at low speed for a certain time. Sampling in lakes Sukhodolskoye, Michurinskoye and Krasnoye was carried out from an inflatable motor boat. The net cables were attached to the boat that proceeded to trawl for 10-25 minutes (the choice of trawling time was determined by visually tracking the amount of suspended matter in the water) at an average speed of 1-3 km/h. In

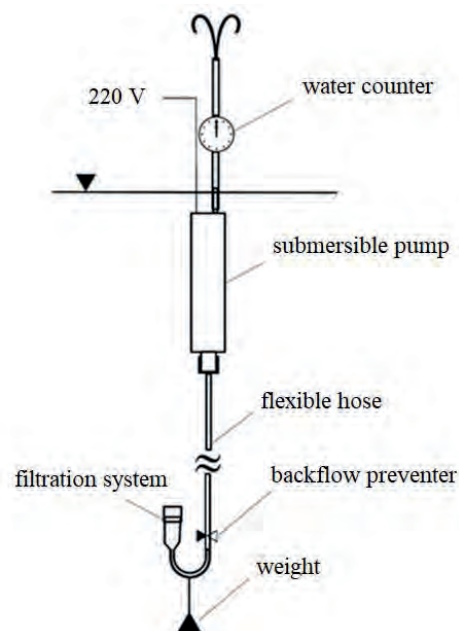


Fig.2. The scheme of a pump filtration system developed and used at the Institute of Limnology RAS - SPC RAS (Pozdnyakov et al., 2021).

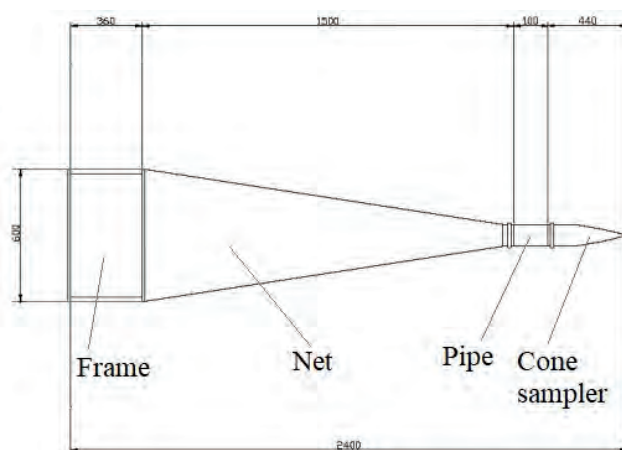


Fig.3. The scheme of a Manta trawl (mm).

Lake Ladoga, sampling was conducted from the board of the research vessel "Ecolog" during its braking. When the vessel's speed dropped, the Manta trawl was lowered into the water using a crane and trawled until the vessel stopped for an average of 3-5 minutes at an average speed of 3.4-4 km/h. The trawler's course, time and average trawling speed were recorded using a GPS navigator. Next, the Manta trawl was lifted from the water using a crane and washed above the water from the side of the vessel using a hose and lake water. Next, after being brought on board, a sample was removed from the system and the material was removed into a container using distilled water. The sample volume was assessed taking into account the area of the frame at the location where the net was attached (924 cm^2) and the average trawling speed. Until the laboratory analysis stage, samples were stored refrigerated.

The samples were collected in August 2023. In all of the water bodies, a total of 19 samples were taken using a Manta trawl and 21 samples were taken using a pump filtration system. Samples were collected over a short period of 1-2 days from lakes Sukhodolskoye, Michurinskoye, and Krasnoye (3-5 samples using each method), as well as the Svir River (2 samples using each method). Given the close proximity of collection sites at each location, grab samples were combined into composite samples, respectively. From Lake Ladoga, grab samples were collected using a Manta trawl at 7 different sites (1 sample at each site) and with a filtration system at 4 different sites (2 samples at each site) located at a significant distance from each other. Due to the significant distance between these sites, the results were considered as grab samples. To obtain reference values and make valid data comparisons, the concentrations and volume of samples for Lake Ladoga are presented as a range of the obtained values and as the arithmetic mean between the obtained concentrations. The volume of water in grab samples collected by the Manta trawl ranged from 9.7 to 120 m³, while in samples collected by the pump filtration system it ranged from 0.04 to 1.1 m³. The total volume of filtered water in samples taken by different methods is presented in Table 1. The significant difference in the volume of water when using different methods is explained by the aforementioned features of both sampling devices and the significant volume of suspended matter in the water during the season of sampling.

Laboratory processing of samples included dissolution of organic material using Fenton's reagent (30% hydrogen peroxide + Fe(II) catalyst). The samples collected by the Manta trawl contained a lot of organic material, and therefore their processing and subsequent analysis were significantly more labor-intensive and time-consuming compared to those collected by the pump filtration system. Samples taken with a Manta trawl were filtered through a 100 µm mesh and all large fragments (leaves, aquatic vegetation, insects, etc.) were thoroughly washed with distilled water on the same mesh and then removed. All filtered material was transferred to a thermal glass beaker where hydrogen peroxide was added along with a Fe(II) catalyst (the volume of the added reagent varied based on the volume of organic material). When processing the samples taken by a pump filtration system, the material from the mesh was washed into a thermal glass beaker with a similar reagent. Next, the sample was kept at a temperature of 75°C in a sand bath for approximately one hour. Hydrogen peroxide was then re-added to

the sample and the process continued until as much organic material was removed as possible. The process was repeated up to 4-5 times for samples taken by the Manta trawl. After dissolving the organic matter, the remaining material in the beaker was left for a day, after which it was filtered through a 100-µm mesh and washed off with distilled water onto Petri dishes (from 1 to 8 dishes per sample, depending on the volume of undissolved organic material). Next, the Petri dishes were covered with a 100-µm mesh and left until completely dry.

Blank samples with distilled water were processed in parallel with real samples to control the external contamination. During all stages of laboratory processing of field samples, blank samples were placed nearby open, after which they were processed in the same way (Fenton's reagent, filtering, washing onto a Petri dish). All stages of laboratory sample processing were carried out in a fume hood, a cotton gown was used, and all glassware and filter meshes were washed with distilled water immediately before use.

Once the material dried, the Petri dishes were analyzed under a microscope. Preliminary identification of microplastics included visual evaluation. Particles with the absence of a cellular structure with a uniform thickness and color were selected. Particles tentatively identified as mesoplastics (greater than 5 mm), microplastics (less than 5 mm), or material of anthropogenic origin were counted, photographed, and their size, shape (fibers, fragments, films), and color were documented. Next, the visibly largest particles least aggregated with organic material were transferred with a needle to a separate Petri dish for subsequent analysis of the chemical composition of the particles by spectral methods.

The analysis of the chemical composition of a sample of particles was carried out using Raman spectroscopy on the Horiba Jobin-Yvon LabRam HR800 spectrometer at the Science Park of St. Petersburg State University (resource centre "Geomodel"). The interpretation was based on comparison with the available spectra in the Horiba JY Raman Library FORENSIC V2 database.

To determine the mass of microplastics, the length and width of the particles were measured using an optical microscope. To determine the mass of the fibers, cylindrical shape was inferred, consistent with existing literature (Simon et al., 2018; Leusch and Ziajahromi, 2021). The width of the fibers was taken as the diameter of the cylinder. Next, the volume of each particle was calculated, which then was multiplied by

Table 1. The total volume of water sampled by the Manta trawl and the pump filtration system

Water body	Volume of water, Manta trawl	Volume of water, pump filtration system
Sukhodolskoye Lake	300.7 m ³	1.1 m ³
Michurinskoye Lake	96.8 m ³	0.17 m ³
Krasnoye Lake	135.6 m ³	1.2 m ³
the Svir River	20.1 m ³	2.16 m ³
Lake Ladoga*	from 9.7 to 28.4 m ³	from 0.5 to 2.2 m ³

Note: *For Lake Ladoga, volumes are presented as ranges of the multiple grab samples

the density of the most common polymers in the environment (polypropylene and polyethylene) - 0.93 g/cm³.

Fragments and films were considered as paralelepipeds. The largest length and width of the fragments were calculated using an optical microscope. If the third smallest dimension could not be determined under a microscope, for purposes of consistency 30 µm and 50 µm were the assumed values for films and fragments, respectively (note that all fragments were relatively flat in nature). Some of the largest particles were weighed on a Mettler ToledoXP205 analytical balance (division value - 0.01 mg, root mean square measurement error no more than 0.03 mg) at the St. Petersburg State University Science Park (resource centre "Centre for Diagnostics of Functional Materials for Medicine, Pharmacology and Nanoelectronics") to compare the calculated versus actual mass of the fragments. When a fragment's mass was below the scale's sensitivity threshold, particles were weighed in bulk (20 pieces), and each fragment's mass was calculated as 1/20 of the total sample mass.

Charts were created in Microsoft Excel 2019. QGIS 3.14.15 was used to create a map of sampling sites. During statistical analysis, the data distribution was evaluated using the Shapiro-Wilk test. Then the equality of microplastics concentrations in grab samples when sampling with a Manta trawl and the pump filtration system was analyzed using the Mann-Whitney U test. Spearman's rank correlation coefficient was used to assess the relationship between sample volume and microplastics concentrations. Calculations were made using the Statistics Kingdom website (Statistics Kingdom, 2017) and Microsoft Excel 2019.

3. Results

In blank samples, 0 to 5 fibers visually similar to microplastics were found. The average number of fibers in the blank samples was 1. The number of these particles in the blank sample was subtracted from the number of particles found in the field sample.

The average concentration of microplastics in the studied water bodies when sampling with the Manta trawl was 0.7 ± 0.5 particles/m³ (median 0.6 particles/m³), and when sampling with the filtration unit - 8.5 ± 11.5 particles/m³ (median 4.1 particles/m³). The number of microplastic particles, as well as estimated (particles/m³) and calculated mass concentrations of microplastics (mg/m³) for each water body are presented in Table 2.

The highest concentrations of microplastics were found in Lake Michurinskoye in samples collected using both methods, likely due to the sampling site being located near a highway and the beach being actively used for recreational purposes. However, significant concentrations obtained when sampling with the pump filtration system are most likely explained by the small total sample volume due to the large amount of suspended matter. The lowest concentrations were observed in Lake Krasnoye where samples were taken far from urbanized areas, as well as in Lake Ladoga, with the exception of the mouth of the Burnaya River. A comparison of estimated concentrations obtained by the Manta trawl and the filtration system is shown in Fig. 4.

In Lake Ladoga, where samples were taken at different sites, the highest concentrations of microplastics were obtained at the mouth of the Burnaya River,

Table 2. Numerical and mass concentrations of microplastic particles in different water bodies.

Water body	Number of particles sampled by the Manta trawl after taking into consideration the external pollution		Estimated concentrations*, particles/m ³ (Manta trawl)	Mass concentrations, mg/m ³ (Manta trawl)		Number of particles sampled by the pump filtration system after taking into consideration the external pollution		Estimated concentrations*, particles/m ³ (the pump filtration system)	Mass concentrations, mg/m ³ (the pump filtration system)	
	fibers	fragments		fibers	fragments	fibers	fragments		fibers	fragments
Sukhodolskoye Lake	128		0.4	0.004		6		5.5	0.009	
	109	19		0.0001	0.004	5	1		0.003	0.006
Michurinskoye Lake	136		1.4	0.1		5		28.9	0.004	
	100	36		0.001	0.1	4	1		0.002	0.002
Krasnoye Lake	21		0.15	0.0004		5		4.1	0.009	
	17	4		0.0001	0.0003	4	1		0.002	0.007
the Svir River	24		1.2	0.0003		2		0.9	0.00008	
	24	-		0.0003	-	2	-		0.00008	-
Lake Ladoga	93		0.6**	0.001		11		3.3**	0.002	
	88	5		0.0002	0.0008	11	-		0.002	-

Note: *concentration was calculated as the ratio of the sum of particles detected in the composite sample to the sample's total water volume

**for Lake Ladoga, the concentration was calculated as the arithmetic mean between the concentrations of particles in grab samples taken from different locations due to the significant spatial heterogeneity of this water body

which is one of the main tributaries of the lake (1.4 particles/m³ for samples taken by the Manta trawl, 10.8 particles/m³ in samples taken by the pump filtration system). In the Svir River, which is also the main tributary of Lake Ladoga, microplastics sampled via Manta trawl also yielded higher concentrations than at other sampling sites (Fig. 5).

There was no significant correlation between grab sample volume and microplastics concentration (Spearman correlation coefficient, $r = 0.2$). The Shapiro-Wilk test showed a significant departure from normality ($W(19) = 0.9$, $p = 0.042$ for Manta samples, $W(21) = 0.52$, $p < 0.001$ for pump system samples). The Mann-Whitney U test showed that there were no statistically significant differences between the data on the concentration of microplastics in grab samples collected using the Manta trawl and the concentrations obtained during sampling with the pump filtration system ($p = 0.5$).

26 particles (fragments and films) were weighed on an analytical balance. The average weight of the smallest and lightest fragments (about 1 mm) was 0.03 mg. The largest fragments (several mm) – from 0.11 to 0.61 mg. When comparing the actual and calculated particle masses, they were found to be within the same order of magnitude and the difference between the samples was not statistically significant (Mann-Whitney U test, $p = 0.7$).

In reference to their longest dimension, the majority of particles found using both methods were in the range of 100-1000 μm (47%). This range was also divided into two: 100-500 μm and 500-1000 μm in order to estimate the proportion of microplastics of the smallest size. When sampling with the Manta trawl, the number of particles within the ranges of 100-500 μm and 500-1000 μm had approximately equal proportions

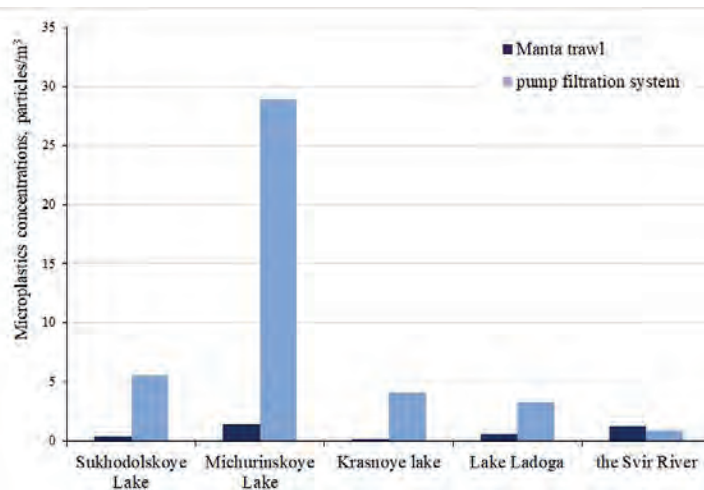


Fig.4. Quantitative concentrations of microplastics during sampling using different methods.

(22% and 25%, respectively). However, when sampling with the pump filtration system it was the smallest particles (100-500 μm) that predominated among all microplastic particles (41%) (Fig. 6). Simultaneously, mesoplastic particles (more than 5 mm) were found only during sampling by the Manta trawl. The number of particles decreased with increasing size, consistent with our previous studies (Tikhonova et al., 2024) and other works (Hale et al., 2020; Leusch et al., 2023).

106 particles were analyzed using Raman spectroscopy methods, and reliable polymer spectra were obtained for 44 particles. For 23 particles, only the spectra of various dyes were determined. 22 particles had strong fluorescence, rendering the determination of spectra inconclusive. The spectra of 17 particles could not be determined due to either discrepancies with reference values in the database or due to severe contamination of the respective sample.

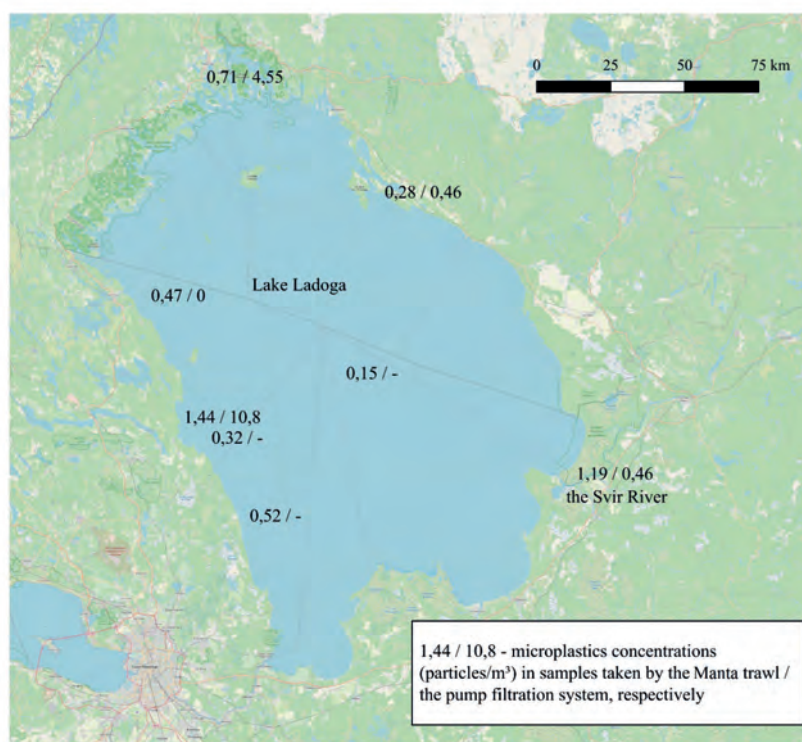


Fig.5. Average concentrations of microplastics in Lake Ladoga when sampling with the Manta trawl / the pump filtration system, respectively (particles/m³).

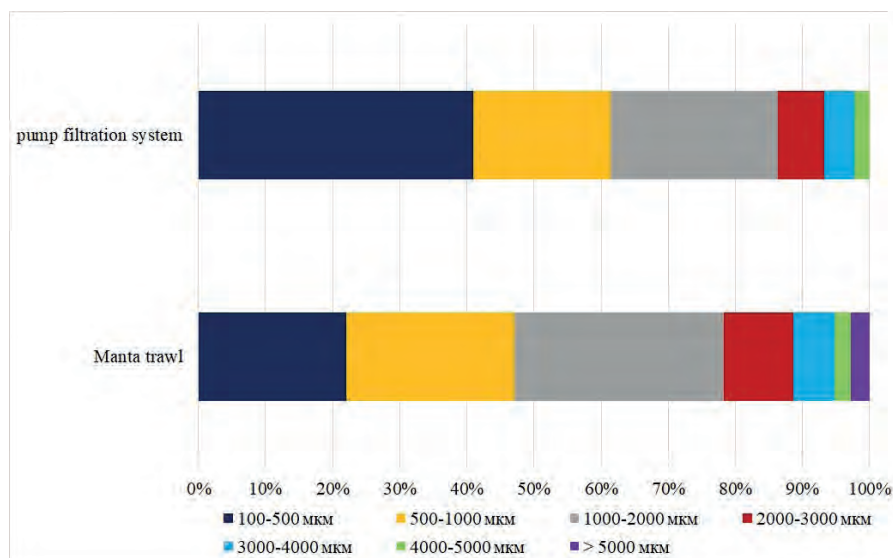


Fig.6. The percentage ratio of microplastics of different sizes.

The largest number of particles with a confirmed polymer composition were obtained for samples from Sukhodolskoye and Michurinskoye lakes, likely due to the presence of a high number of fragments collected in these lakes by the Manta trawl. Microplastic particles in the form of fibers often had strong fluorescence, while the spectra of fragments and films were determined more successfully. In Lake Sukhodolskoe, the predominant type of polymers was polypropylene (66%), as well as polyethylene (33%), polyethylene terephthalate and polystyrene were found in single copies. In Lake Michurinskoe, the predominant types of polymers were polyethylene (45%) and polypropylene (41%), and polyethylene terephthalate and polystyrene were also found. In Krasnoye Lake, only pigment spectra were determined for several particles; the material of the particles could not be determined. Among the sample particles collected in Lake Ladoga, for which the material type was determined to be a synthetic polymer, polypropylene predominated (83%), and polyethylene terephthalate were also found. In the Svir River, only particles of polyethylene terephthalate were found.

Thus, the predominant polymers among all analyzed particles were polypropylene (54%) and polyethylene (34%), which are the main types of polymers in water bodies (Dusaucy et al., 2021) and the polymers with the largest global production (PlasticsEurope, 2022).

It is assumed that particles for which only the pigment was determined can be conventionally accepted as synthetic. These particles do not have the spectrum of cellulose and they do not burn through when exposed to a laser. Fluorescence may be associated with the presence of a dye in the particles, thus making it impossible to have determined their spectrum. However, if particles do not burn out at low laser powers, they can also be conventionally accepted as synthetic.

4. Discussion

As a result of this experiment, the features of these methods were discovered. Thus, the Manta trawl is more suitable for towing on a research vessel due to

its large size, and can only be used for sampling from the surface layer of the water column. The pump filtration system can be used not only to take water samples from on board a vessel, but also from a pier or ice cover in winter. Furthermore, the pump system allows taking samples from various water layers. The volume of water that can be filtered through the Manta trawl net is significantly larger than that filtered through the pump filtration system, which allows collecting more representative samples for studies of microplastics in water. At the same time, the pump filtration system allows accurate estimating of the water volume pumped through it, and its use for sampling in areas with higher levels of pollution will facilitate further laboratory processing of samples, which was also found in (Karlsson et al., 2020). The process of sampling water using the pump filtration system is longer, but the time spent on their laboratory processing is, on the contrary, significantly less than for samples taken by a Manta trawl due to the smaller volume of organic matter retained on the filter. Thus, these two methods have their own advantages and disadvantages, are complementary, and thus the use of both methods is recommended in future studies to further evaluate which method yields the most robust data samples. The same conclusions were reached by the authors who compared these methods on the example of Lake Tollensee (Tamminga et al., 2019).

Concentrations of microplastics per 1 m³ obtained when sampling with the pump filtration system significantly exceed the concentrations of microplastics when sampling with the Manta trawl, which was also found in (Montoto-Martínez et al., 2022; Frank et al., 2024). This may be due to both the loss of particles during sampling with a Manta trawl, and, in the case of the pump filtration system, to the likelihood of overestimating the number of particles with a small sample volume. Results of (Karlsson et al., 2020; Tamminga et al., 2019) have also shown that sample volume has a significant impact on final concentrations. Thus, it is necessary to ensure that large enough samples are collected in multiple replicates to obtain a representative sample and allow for the statistical comparison of the data. In this work, the highest microplastics con-

centrations were found in Lake Michurinskoye, where the sample volume from the pump filtration system was the smallest, confirming the need for larger sample volumes (at least 1 m³). To ensure accurate sampling methods, further modifications of the system may include increasing the diameter of the receiving part on which the filters are located, which will reduce the rate of filter clogging with suspension and allow filtering a larger volume of water. However, to obtain a large sample volume using the pump filtration system, it is also necessary to take into account the seasonal characteristics of water bodies. The sampling period significantly influences the efficiency of sampling and laboratory sample processing, because the presence of a large amount of suspended matter in summer complicates the processing and further analysis of samples. In this regard, for the purpose of comparing the effectiveness of various methods without considering seasonal fluctuations and the hydrological regime of water bodies, it is recommended to take samples when there is less suspended matter in water. Therefore, the Manta trawl should be used for surface layer samples in summer or in eutrophic water bodies with high suspended matter. In such conditions, the pump filtration system is prone to clogging, making samples under 1 m³ non-representative, as seen in Lake Michurinskoye.

The difficulties that arise when determining polymers using Raman spectroscopy methods should also be noted. Difficulties may arise even at the stage of sample processing of the smallest particles, which need to be separated from organic matter (the organic medium in which the particle was located) and transferred to a separate Petri dish for subsequent analysis. Thus, it is usually possible to analyze only the largest fibers as well as fragments. In this study, determining the spectrum of fibers was much more difficult than fragments due to the frequent fluorescence of the samples. However, fibers make up the majority of microplastic particles in natural environments (Acharya et al., 2021). In this regard, the use of a Manta trawl can also ensure that fragments and films, the material of which is successfully determined by spectral methods, are included in the samples. In the samples taken by the pump filtration system, as well as in the least voluminous samples taken by the Manta trawl (Lake Ladoga and the Svir River), practically no fragments were found and the majority of detected particles were in the smallest size range, which significantly reduced the sample that can be analyzed. Furthermore, for some particles the spectra did not coincide with those available in the database, which may be due to both the degradation of the sample during use and differences in substituents for substances close in class, as well as limitations of the library itself.

5. Conclusion

A comparison was made of two methods of water sampling for microplastics using the example of Lake Ladoga and the Svir River, as well as other lakes that had not previously been studied for the content of these particles. The results showed that despite higher average concentrations of microplastics when sam-

pling with the pump filtration system, the differences between the data samples were not statistically significant. Considering the advantages and disadvantages of both methods, at this time it cannot be concluded that one of them is more suitable for studying microplastics in water bodies, thus calling for additional research comparing the two methods of sample collection. These methods are complementary and should be used taking into account scientific objectives. The Manta trawl is more suitable for collecting a large volume of water from the surface layer in a short time. The pump filtration system is suitable for sampling from different water layers as well as in the surface layer in conditions of a small content of suspended matter. To compare data obtained by different methods, it is necessary to ensure the sampling of a large volume of water, which in the case of the pump filtration system, is only possible when the content of phytoplankton and water turbidity are minimal.

Acknowledgements

This study was carried out under Governmental Order to St. Petersburg Federal Research Center of the Russian Academy of Sciences, Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences (subject no. FFZF-2024-0002 “Modern threats to water bodies and innovative methods for their conservation, restoration, and rational use”). The Manta trawl was purchased with the support of the Gennady Komissarov Foundation for Support of Young Scientists. The research was carried out using the equipment of the resource centers “Geomodel” and “Centre for Diagnostics of Functional Materials for Medicine, Pharmacology and Nanoelectronics” at the St. Petersburg State University Science Park. The authors thank Artem E. Lapenkov, junior researcher of the Institute of Limnology RAS - SPC RAS, for assistance with sampling in small lakes, and Ryan A. Todoroff, MA, Detroit, Michigan, USA for proofreading the article in English.

Conflict of Interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

- Acharya S., Rumi S.S., Hu Y. et al. 2021. Microfibers from synthetic textiles as a major source of microplastics in the environment: A review. *Textile Research Journal* 91 (17-18): 2136-2156. DOI: [10.1177/0040517521991244](https://doi.org/10.1177/0040517521991244)
- Bagaev A., Mizyuk A., Khatmullina L. et al. 2017. Anthropogenic fibres in the Baltic Sea water column: Field data, laboratory and numerical testing of their motion. *Science of The Total Environment* 599-600: 560-571. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.04.185](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.185)
- Campanale C., Savino I., Pojar I. et al. 2020. A Practical Overview of Methodologies for Sampling and Analysis of Microplastics in Riverine Environments. *Sustainability* 12(17): 6755. DOI: [10.3390/su12176755](https://doi.org/10.3390/su12176755)
- Choy C.A., Robison B.H., Gagne T.O. et al. 2019. The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. *Scientific Reports* 9: 7843. DOI: [10.1038/s41598-019-44117-2](https://doi.org/10.1038/s41598-019-44117-2)

- Dai Z., Zhang H., Zhou Q. et al. 2018. Occurrence of microplastics in the water column and sediment in an inland sea affected by intensive anthropogenic activities. *Environmental Pollution* 242: 1557-1565. DOI: [10.1016/j.envpol.2018.07.131](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.131)
- Dris R., Gasperi J., Rocher V. et al. 2018. Synthetic and non-synthetic anthropogenic fibers in a river under the impact of Paris Megacity: sampling methodological aspects and flux estimations. *Science of The Total Environment* 618: 157-164. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.11.009](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.009)
- Du R., Sun X., Lin H. et al. 2022. Assessment of Manta trawling and two newly-developed surface water microplastic monitoring techniques in the open sea. *Science of The Total Environment* 842: 156803. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2022.156803](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156803)
- Dusaucy J., Gateuille D., Perrette Y. et al. 2021. Microplastic pollution of worldwide lakes. *Environmental Pollution* 284: 117075. DOI: [10.1016/j.envpol.2021.117075](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117075)
- Egger M., Sulu-Gambari F., Lebreton L. 2020. First evidence of plastic fallout from the north pacific garbage patch. *Scientific Reports* 10: 7495. DOI: [10.1038/s41598-020-64465-8](https://doi.org/10.1038/s41598-020-64465-8)
- Eo S., Hong S.H., Song Y.K. et al. 2019. Spatiotemporal distribution and annual load of microplastics in the Nakdong River, South Korea. *Water Research* 160: 228-237. DOI: [10.1016/j.watres.2019.05.053](https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.053)
- Ershova A.A., Eremina T.R., Dunayev A.L. et al. 2021. Study of microplastic pollution in the seas of the Russian Arctic and the Far East. *Arktika: ekologiya i ekonomika [Arctic: Ecology and Economy]* 11(2): 164-177. DOI: [10.25283/2223-4594-2021-2-164-177](https://doi.org/10.25283/2223-4594-2021-2-164-177) (in Russian)
- Frank Y.A., Ershova A.A., Vorobiev E.D. et al. 2024. Comparability of riverine microplastic sampling and processing techniques: intercalibration experiment for the Yenisei River. *Vestnik Tomskogo gosudarstvennogo universiteta. Khimika – Tomsk State University Journal of Chemistry* 34: 89–105. DOI: [10.17223/24135542/34/8](https://doi.org/10.17223/24135542/34/8)
- Frank Y.A., Vorobiev D.S., Kayler O.A. et al. 2021. Evidence for Microplastics Contamination of the Remote Tributary of the Yenisei River, Siberia—The Pilot Study Results. *Water* 13(22): 3248. DOI: [10.3390/w13223248](https://doi.org/10.3390/w13223248)
- Hale R.C., Seeley M.E., La Guardia M.J. et al. 2020. A Global Perspective on Microplastics. *Journal of Geophysical Research - Oceans* 125(1): 1-40. DOI: [10.1029/2018JC014719](https://doi.org/10.1029/2018JC014719)
- Il'ina O.V., Kolobov M.Y., Il'inskii V.V. 2021. Plastic Pollution of the Coastal Surface Water in the Middle and Southern Baikal. *Water Resources* 48: 56–64. DOI: [10.1134/S00097807821010188](https://doi.org/10.1134/S00097807821010188)
- Ivanova E.V., Tikhonova D.A. 2022. Estimation of microplastic content in Lake Ladoga. *Trudy Karelskogo nauchnogo centra RAN [Transactions of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences]* 6: 58-67. DOI: [10.17076/lm1582](https://doi.org/10.17076/lm1582) (in Russian)
- Karlsson T.M., Kärman A., Rotander A. et al. 2020. Comparison between Manta trawl and in situ pump filtration methods, and guidance for visual identification of microplastics in surface waters. *Environmental science and pollution research* 27: 5559-5571. DOI: [10.1007/s11356-019-07274-5](https://doi.org/10.1007/s11356-019-07274-5)
- Kooi M., Reisser J., Slat B. et al. 2016. The effect of particle properties on the depth profile of buoyant plastics in the ocean. *Scientific Reports* 6: 33882. DOI: [10.1038/srep33882](https://doi.org/10.1038/srep33882)
- Lake Ladoga and the coastal remarkable sight The Atlas ts.. 2015. In: Rumyantsev V.A. (Ed.). St. Petersburg: Nestor-Historia. (in Russian)
- Lenaker P.L., Baldwin A.K., Corsi S.R. et al. 2019. Vertical distribution of microplastics in the water column and surficial sediment from the Milwaukee River basin to Lake Michigan. *Environmental Science & Technology* 53: 12227-12237. DOI: [10.1021/acs.est.9b03850](https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03850)
- Leusch F.D., Lu H.C., Perera K. et al. 2023. Analysis of the literature shows a remarkably consistent relationship between size and abundance of microplastics across different environmental matrices. *Environmental Pollution* 319: 120984. DOI: [10.1016/j.envpol.2022.120984](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120984)
- Leusch F.D.L., Ziajahromi S. 2021. Converting mg/L to Particles/L: Reconciling the Occurrence and Toxicity Literature on Microplastics. *Environmental Science & Technology* 55(17): 11470-11472. DOI: [10.1021/acs.est.1c04093](https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04093)
- Liedermann M., Gmeiner P., Pessenlehner S. et al. 2018. A methodology for measuring microplastic transport in large or medium rivers. *Water* 10(4): 414. DOI: [10.3390/w10040414](https://doi.org/10.3390/w10040414)
- Lindeque P.K., Cole M., Coppock R.L. et al. 2020. Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size. *Environmental Pollution* 265: 114721. DOI: [10.1016/j.envpol.2020.114721](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114721)
- Montoto-Martínez T., Meléndez-Díez C., Melián-Ramírez A. et al. 2022. Comparison between the traditional Manta net and an innovative device for microplastic sampling in surface marine waters. *Marine Pollution Bulletin* 185(A): 114237. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2022.114237](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114237)
- Pasquier G., Doyen P., Kazour M. et al. 2022. Manta Net: The Golden Method for Sampling Surface Water Microplastics in Aquatic Environments. *Frontiers in Environmental Science* 10: 811112. DOI: [10.3389/fenvs.2022.811112](https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.811112)
- Plastics EuroPlastics pe. - the Facts 2022. 2022. URL: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022/> (accessed 22 May 2024).
- Pozdnyakov Sh.R., Karetnikov S.G., Ivanova E.V. et al. 2021. Experience of using a filtration device for studying vertical distribution of microplastics in water column. *Rossiiskii zhurnal prikladnoi ekologii [Russian Journal of Applied Ecology]* 4(28): 41-45. DOI: [10.24852/2411-7374.2021.4.41.45](https://doi.org/10.24852/2411-7374.2021.4.41.45) (in Russian)
- Reisser J., Slat B., Noble K. et al. 2015. The vertical distribution of buoyant plastics at sea: an observational study in the North Atlantic Gyre. *Biogeosciences* 12(4): 1249. DOI: [10.5194/bg-12-1249-2015](https://doi.org/10.5194/bg-12-1249-2015)
- Rezolyuciya I Vserossijskoj konferencii s mezhdunarodnym uchastiem po zagryazneniyu okruzhayushchej sredy mikroplastikom «MicroPlasticsEnvironment-2022» [Resolution of the 1st All-Russian Conference with international participation on environmental pollution with microplastics «MicroPlasticsEnvironment-2022»]. 2022. URL: http://microplasticsiberia.com/wp-content/uploads/2022/08/Резолюция МРЕ-2022_fin.pdf (accessed 22 May 2024). (in Russian)
- Simon M., van Alst N., Vollertsen J. 2018. Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. *Water Research* 142: 1-9. DOI: [10.1016/j.watres.2018.05.019](https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.019)
- Song Y.K., Hong S.H., Eo S. et al. 2018. Horizontal and vertical distribution of microplastics in Korean coastal waters. *Environmental Science & Technology* 52: 12188-12197. DOI: [10.1021/acs.est.8b04032](https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04032)
- Statistics Kingdom. 2017. URL: <https://www.statskingdom.com/index.html> (accessed 22 May 2024)
- Tamminga M., Fischer E.K. 2020. Microplastics in a deep, dimictic lake of the North German Plain with special regard to vertical distribution patterns. *Environmental Pollution* 267: 115507. DOI: [10.1016/j.envpol.2020.115507](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115507)
- Tamminga M., Stoewer S.-C., Fischer E.K. 2019. On the representativeness of pump water samples versus Manta sampling in microplastic analysis. *Environmental pollution* 254: 112970. DOI: [10.1016/j.envpol.2019.112970](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.112970)

Tikhonova D.A., Karetnikov S.G., Ivanova E.V. et al. 2024. The Vertical Distribution of Microplastics in the Water Column of Lake Ladoga. *Water Resources* 51: 146-153. DOI: [10.1134/S009780782370063X](https://doi.org/10.1134/S009780782370063X)

Zobkov M.B., Esiukova E.E., Zyubinc A.Y. et al. 2019. Microplastic content variation in water column: The observations employing a novel sampling tool in stratified Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 138: 193-205. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2018.11.047](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.047)

Сравнение эффективности двух методов отбора проб воды для изучения содержания микропластика в водных объектах

Тихонова Д.А.^{1,2*}, Шалунова Е.П.², Каретников С.Г.¹

¹ Институт озерадения Российской академии наук – обособленное структурное подразделение ФГБУН «Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр Российской академии наук», ул. Севастьянова, д. 9, Санкт-Петербург, 196105, Россия

² Санкт-Петербургский государственный университет, Университетская набережная, д. 7–9, Санкт-Петербург, 199034, Россия

АННОТАЦИЯ. В связи с отсутствием единой методики отбора проб на микропластик существуют трудности при сравнении полученных результатов при отборе разными методами. Было проведено сравнение насосной фильтровальной системы и сети Манта для оценки их эффективности и применимости при отборе проб воды на содержание микропластика на примере Ладожского озера, реки Свирь и малых озер Ленинградской области (Суходольское, Мичуринское, Красное). Результаты показали, что несмотря на более высокие средние концентрации микропластика при отборе проб насосной системой ($8,5 \pm 11,5$ частиц/м³) по сравнению с сетью Манта ($0,7 \pm 0,5$ частиц/м³), результаты сопоставимы. Методы имеют противоположные достоинства и недостатки и являются комплементарными. Сеть Манта больше подходит для отбора большого объема воды с поверхностного слоя в краткие сроки и в периоды с большим содержанием взвеси, в то время как насосная фильтровальная система подходит для отбора проб на разных горизонтах и в поверхностном слое при небольшом объеме взвеси и позволяет более точно оценить объем пробы. Необходимо обеспечить отбор большого объема воды, что в случае с насосной фильтровальной системой представляется возможным только в период, когда содержание планктона и мутность воды минимальны.

Ключевые слова: микропластик, отбор проб воды, сеть Манта, насосная фильтровальная система, загрязнение микропластиком

Для цитирования: Тихонова Д.А., Шалунова Е.П., Каретников С.Г. Сравнение эффективности двух методов отбора проб воды для изучения содержания микропластика в водных объектах // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - С. 1434-1453. DOI: [10.31951/2658-3518-2024-A-6-1434](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2024-A-6-1434)

1. Введение

В настоящее время не существует единой универсальной методики анализа частиц микропластика в водной среде. В исследованиях, проводимых разными научными группами, отличаются методы отбора проб и их лабораторного анализа, размеры исследуемых частиц и используемые единицы измерения. В связи с этим возникают проблемы методического характера и сложности при сравнении полученных данных с результатами других исследований.

В мировой практике для отбора проб воды на микропластик в основном используются как насосные системы (Song et al., 2018; Choy et al., 2019;

Eo et al., 2019; Zobkov et al., 2019; Tamminga and Fischer, 2020; Ершова и др., 2021), так и буксирные сети (Reisser et al., 2015; Kooi et al., 2016; Dris et al., 2018; Liedermann et al., 2018; Lenaker et al., 2019; Egger et al., 2020; Frank et al., 2021; Il'ina et al., 2021). Насосные системы можно использовать для отбора как с поверхностного слоя водной толщи, так и с других водных горизонтов (Tikhonova et al., 2024), в то время как сети чаще используют для отбора проб именно в поверхностном слое водоема (Campanale et al., 2020; Pasquier et al., 2022) и реже на других горизонтах (Kooi et al., 2016; Liedermann et al., 2018; Lenaker et al., 2019; Egger et al., 2020). Среди сетей наиболее часто используемыми для отбора микропластика являются сети Манта (Karlsson et al., 2020;

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: tdasha94@mail.ru (Д.А. Тихонова)

Поступила: 25 июня 2024; Принята: 01 ноября 2024;

Опубликована online: 25 декабря 2024

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



Pasquier et al., 2022). Реже используются другие пробоотборники, например батометр Нискина (Bagaev et al., 2017) или кассетный пробоотборник (Dai et al., 2018).

Данные методы имеют свои особенности: так, площадь фильтрования у сети Манта значительно больше, что позволяет отфильтровать большой объем воды за малый промежуток времени, а также чаще задерживать крупные частицы, которые реже встречаются в водной толще (Tamminga et al., 2019; Karlsson et al., 2020), однако существует высокая вероятность потерь частиц и внешнего загрязнения при смыве пробы с сетки. В то же время у сетей Манта, нейстонных и других сетей размер ячеей часто ≥ 300 мкм (Dusaucy et al., 2021). Использование сетей с крупным размером ячеей может приводить к потерям более мелких частиц, которые преобладают в водных объектах (Lindeque et al., 2020). Использование сетей с размером ячеей <100 мкм (Dris et al., 2018; Song et al., 2018) увеличивает диапазон размеров полученных частиц и приводит к более точной оценке содержания микропластика в воде. Насосные системы, в свою очередь, позволяют точнее оценить объем профильтрованной воды и избежать потерь и внешнего загрязнения, но объем пробы будет значительно меньше из-за относительно небольшой площади сетки и ее быстрого забивания взвесью, а также потребуется значительно больше времени для отбора значимого объема пробы (1 м³). Батометры минимизируют вероятность внешнего загрязнения, однако существенно лимитируют объем отобранной пробы. Меньший объем профильтрованной воды может приводить к переучету содержания частиц микропластика, поэтому рекомендуется отбирать как можно больший объем воды для получения более точных результатов. На данный момент отсутствуют конкретные рекомендации по минимальному объему проб, однако это обсуждается в научном сообществе. Например, в Резолюции Первой Всероссийской конференции с международным участием по загрязнению окружающей среды микропластиком «MicroPlasticsEnvironment – 2022» (Резолюция..., 2022) минимальный предложенный объем пробы составляет 1 м³. Однако это не всегда представляется возможным также и для насосных систем в связи с забиванием сетки планктоном и взвесью.

Существует довольно мало работ, посвященных сравнению насосных систем и траллируемых сетей типа Манта, являющихся основными методами, используемыми для отбора проб воды при исследовании микропластика в водоемах (Tamminga et al., 2019; Karlsson et al., 2020; Du et al., 2022; Montoto-Martínez et al., 2022; Frank et al., 2024). Научные группы не всегда приходят к однозначным выводам о том, какой метод является наиболее применимым для данных целей: так, в работах Tamminga et al. (2019) и Frank et al. (2024) утверждается, что два этих метода являются не взаимозаменяемыми, а комплементарными в связи с их различиями.

Целью данной работы было сравнение двух разных методов отбора проб воды для определения содержания микропластика – насосной фильтровальной системы и буксируемой сети Манта для сравнения их удобства, эффективности и применимости к исследуемым водным объектам, а также оценка характеристик микропластика в пробах, отобранных данными методами в нескольких водных объектах.

2. Материалы и методы

Для исследования было выбрано Ладожское озеро, а также его приток река Свирь и три малых озера Ленинградской области - Суходольское, Мичуринское и Красное. Ладожское озеро и его притоки исследуются на содержание микропластика с 2018 года (Иванова и Тихонова, 2022), а вот малые озера Приозерского района (Суходольское, Красное и Мичуринское) ранее исследованы не были. 85% речного стока в Ладожское озеро приходится на долю 3 главных притоков – рек Свирь, Волхов и Бурная (Вуокса) (Ладожское озеро..., 2015). Суходольское озеро является истоком реки Бурной, впадающей в Ладожское озеро и являющейся одним из основных притоков Ладоги вместе с рекой Свирь, в связи с чем изучение содержания в нем микропластика может быть полезно для понимания количества микропластика, попадающего в озеро со стоком рек. Красное и Мичуринские озера были выбраны по их близкому географическому положению (Рис. 1).

Для отбора проб воды использовалась специальная насосная фильтровальная система (Рис. 2), позволяющая отбирать пробы воды с различных водных горизонтов. Данная система была разработана в ИНОЗ РАН – СПб ФИЦ РАН в 2019 г. одним из авторов данной статьи Каретниковым С.Г.

Основу конструкции составлял бытовой погружной насос с нижним водозабором мощностью 300 Вт. Насосы данного типа можно опускать на глубину не более 10 м. Опускать глубже не позволяет длина электрического кабеля, кроме того, при повышении внешнего давления перестает функционировать клапан, перекрывающий обратный ток воды в насосе. В связи с этим, для создания непрерывности потока насос размещался в поверхностном слое воды. В зависимости от необходимого горизонта для отбора проб воды можно использовать набор шлангов различной длины, легко соединяемых друг с другом коннекторами. На нижней части насоса находился герметичный переходник из эластичной трубки от водозаборной части насоса к шлангу, на конце которого находилась установка с фильтр-сеткой с размером ячеей 100 мкм, все соединения закреплялись резьбовыми хомутами. Вода заполняла шланг под действием гидростатического давления, а насос откачивал воду из верхней части шланга. Измерение объема прокачанной через фильтры воды осуществлялось с помощью бытового счетчика воды, размещенного на выходе из насоса. Уменьшение скорости прокачивания воды через

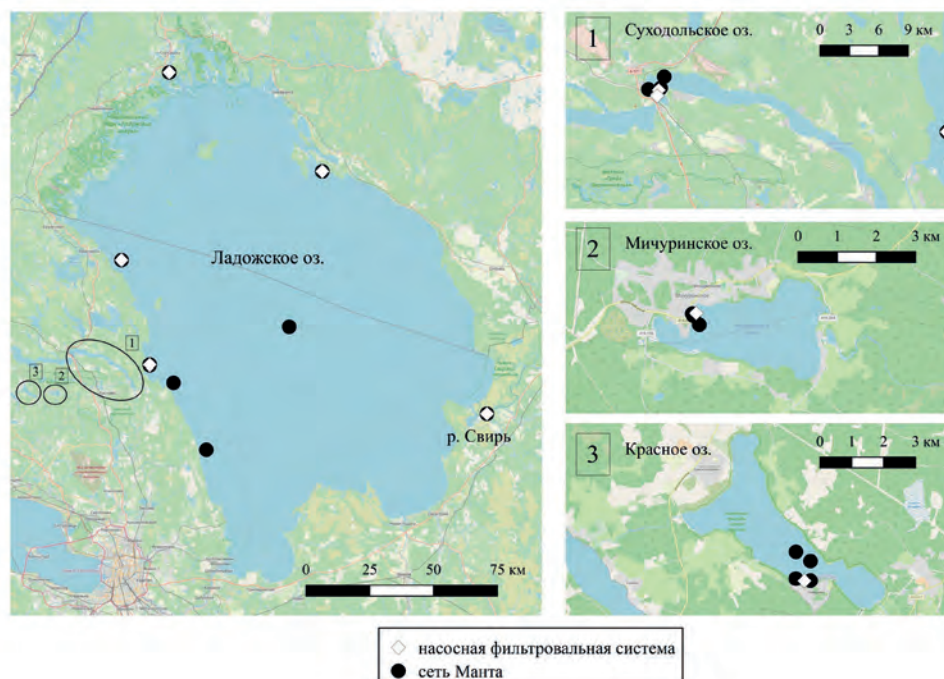


Рис.1. Точки отбора проб в Ладожском, Суходольском, Мичуринском и Красном озерах.

фильтр свидетельствовало о забивании сетки взвесью и необходимости ее замены. Чтобы содержимое сеток не вымывалось при их подъеме, в месте соединения шланга с фильтровальной системой устанавливался клапан, пропускающий воду только в одном направлении.

Пробы отбирали в поверхностном слое водного объекта с борта научно-исследовательского судна «Эколог» либо с борта лодки с использованием электрогенератора. Когда объем прокачиваемой через сетку воды в единицу времени значительно уменьшался, фильтрование останавливалось, сетка вынималась из фильтровальной системы и помещалась в емкость с дистиллированной водой, а на ее место помещалась новая сетка 100 мкм. При малом объеме пробы в одной точке (до 500 литров) делалось несколько повторностей.

Для сравнения пробы в поверхностном слое были также отобраны сетью типа Манта (Рис. 3). Размеры рамы на входе – 600х257 мм, в месте крепления сетки – 600х154 мм (площадь 924 см²). К раме прикреплялась сеть размером 2000х600 мм, периметром 1508 мм. Размер ячеей сети составил 100 мкм. Пробоотборник-конус с таким же размером ячеей прикреплялся снизу сетки с помощью фановой трубы и резьбового хомута.

Перед фильтрованием сеть Манта промывалась в водоеме без пробоотборника. Далее пробоотборник прикреплялся к сетке, сетка опускалась в воду и буксировалась за лодкой или научно-исследовательским судном на малой скорости в течение определенного времени. Отбор проб в озерах Суходольское, Мичуринское и Красное проводился с надувной моторной лодки, при этом выбор времени траления обуславливался визуально оцененным количеством взвеси в воде. Тросы сетки прикреплялись к борту лодки и далее лодка шла в течение 10-25 минут на средней скорости 1-3 км/ч.

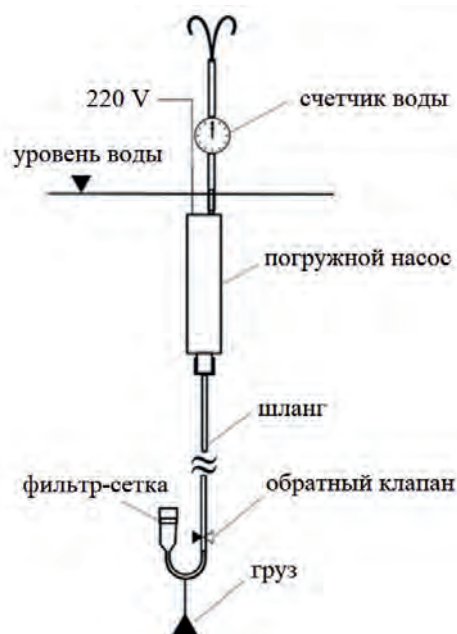


Рис.2. Насосная фильтровальная система, разработанная и используемая ИНОЗ РАН – СПб ФИЦ РАН с 2019 г. (Поздняков и др., 2021).

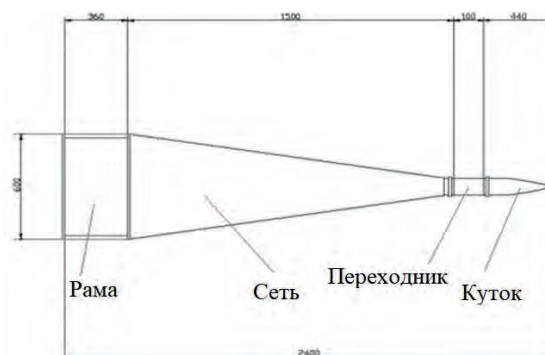


Рис.3. Схема сети Манта (мм).

В Ладожском озере отбор проб проходил с борта научно-исследовательского судна «Эколог» во время его торможения: при падении скорости судна сетка опускалась в воду при помощи крана и буксировалась до его остановки в среднем 3-5 минут со средней скоростью 3,4-4 км/ч. При помощи GPS-навигатора фиксировался трек, время и средняя скорость траления. Далее сетка поднималась из воды на кране и над водой промывалась с борта судна при помощи шланга и забортной воды, после чего поднималась на борт и с нее снимался пробоотборник с отфильтрованным материалом, который смывался дистиллированной водой в емкость. Объем пробы рассчитывался с учетом площади рамы в месте крепления сетки (924 см²) и средней скорости траления. До этапа лабораторного анализа пробы хранились в холодильнике.

Пробы были отобраны в августе 2023 г. Всего нейстонной сетью типа Манта было отобрано 19 проб, фильтровальной системой – 21 проба. В Суходольском, Мичуринском, Красном озерах каждым методом было отобрано от 3 до 5 точечных проб, а в реке Свирь по 2 пробы. Так как в упомянутых выше водных объектах точечные пробы отобраны в течение 1-2-х дней и в одном районе, то они объединены в составные пробы для каждого водного объекта соответственно. В Ладожском озере было отобрано по 1 пробе сетью Манта в 7 разных точках и по 2 пробы фильтровальной системой в 4 разных точках, находящихся на значительном удалении друг от друга, в связи с чем полученные результаты рассматриваются как отдельные точечные пробы. Для получения референсных значений и сравнения полученных данных между собой, концентрации и объем проб для Ладожского озера представлены в виде диапазона полученных значений и как среднее арифметическое между полученными концентрациями. Объем воды в точечных пробах, отобранных сетью Манта составлял от 9,7 до 120 м³, в пробах, отобранных насосной фильтровальной системой, – от 0,04 до 1,1 м³. Суммарный объем профильтрованной воды в пробах, отобранных разными методами приведен в Таблице 1. Значительная разница в объеме воды при использовании разных методов объясняется упомянутыми выше особенностями обеих конструкций, а также значительным объемом взвеси в воде в отбираемый сезон.

Лабораторная обработка проб включала в себя растворение органического материала при помощи реактива Фентона (30% перекись водорода + Fe(II)-катализатор). Пробы, отобранные сетью

Манта, содержали очень много органического материала, в связи с чем их обработка и последующий анализ были значительно более трудо- и времязатратны по сравнению с пробами, отобранными фильтровальной системой. Пробы, отобранные сетью Манта, фильтровались через сетку 100 мкм и все крупные фрагменты (листья, водная растительность, насекомые и др.) тщательно промывались дистиллированной водой на ту же сетку и удалялись. Весь отфильтрованный материал переносился в термостакан, куда добавлялась перекись водорода вместе с Fe(II)-катализатором (объем добавленного реактива зависел от объема органического материала). При обработке проб, отобранных фильтровальной системой, осажженный материал с сетки смывался в термостакан с аналогичным реактивом. Далее проба выдерживалась при температуре 75°C на песчаной бане минимум в течение часа. Далее в пробу повторно добавлялась перекись водорода и процесс продолжался до максимально возможного удаления органического материала. Для проб, отобранных сетью Манта, процесс повторялся до 4-5 раз. После растворения органики оставшийся в стакане материал оставлялся на сутки, после чего фильтровался через сетку 100 мкм и смывался дистиллированной водой на чашки Петри (от 1 до 8 чашек на 1 пробу в зависимости от объема нерастворившегося органического материала). Далее чашки Петри накрывались сеткой 100 мкм и оставлялись до полного высыхания.

Для контроля побочного загрязнения параллельно с реальными пробами обрабатывались холостые пробы с дистиллированной водой. Во время всех этапов лабораторной обработки реальных проб холостые пробы стояли рядом открытыми, после чего обрабатывались аналогичным образом (выдерживание с реактивом Фентона, фильтрование, смыв на чашку Петри). Все этапы лабораторной обработки проб проводились в вытяжном шкафу, использовался хлопковый халат, а вся посуда и фильтр-сетки промывались дистиллированной водой непосредственно перед их использованием.

После высыхания материала чашки Петри анализировались под микроскопом. Предварительная идентификация микропластика проводилась визуальными методами: отбирались частицы с отсутствием клеточной структуры, с единообразной толщиной и цветные. Частицы, предварительно идентифицированные как мезопластик (больше 5 мм), микропластик (меньше 5 мм) или материал антропогенного происхождения подсчитывались и

Таблица 1. Объем воды, полученный при отборе сетью Манта и насосной фильтровальной системой.

Водный объект	Объем воды, сеть Манта	Объем воды, насосная фильтровальная система
Суходольское озеро	300,7 м ³	1,1 м ³
Мичуринское озеро	96,8 м ³	0,173 м ³
Красное озеро	135,6 м ³	1,2 м ³
Река Свирь	20,1 м ³	2,16 м ³
Ладожское озеро*	от 9,7 до 28,4 м ³	от 0,5 до 2,2 м ³

Примечание: *Для Ладожского озера приведен диапазон объемов точечных проб, отобранных разными методами.

фотографировались, записывался их размер, форма (волокна, фрагменты, пленки) и цвет. Далее наиболее крупные (видимые глазу) и наименее агрегированные с органическим материалом частицы иголкой переносились в отдельную чашку Петри для последующего анализа химического состава частиц спектральными методами.

Анализ химического состава выборки обнаруженных частиц микропластика методом спектроскопии комбинационного рассеяния света (рамановской спектроскопии) в геометрии обратного рассеяния света на спектрометре Horiba Jobin-Yvon LabRam HR800 был проведен на базе Научного Парка СПбГУ (ресурсный центр «Геомодель»). Интерпретация проводилась на основании сравнения с имеющимися спектрами в базе данных Horiba JY Raman Library FORENSIC V2.

Для определения массы микропластика длина и ширина частиц измерялись при помощи оптического микроскопа. Для определения массы волокон допускалось, что они цилиндрической формы по аналогии с другими исследованиями (Simon et al., 2018, Leusch and Ziajahromi, 2021). Ширина волокон принималась за диаметр цилиндра. Далее вычислялся объем частицы, который умножался на плотность наиболее часто встречаемых полимеров в окружающей среде (полипропилена и полиэтилена) – 0,93 г/см³.

Фрагменты и пленки принимались за параллелепипед. Наибольшие длина и ширина фрагментов рассчитывались при помощи оптического микроскопа. При невозможности измерить под микроскопом третье наименьшее измерение, у пленок за него принималось 30 мкм, а у фрагментов 50 мкм, т.к. все фрагменты были относительно плоскими. Часть наиболее крупных частиц была взвешена на аналитических весах Mettler ToledoXP205 (цена деления - 0,01 мг, среднеквадратичная ошибка измерения не более 0,03 мг) на базе Научного Парка СПбГУ (ресурсный центр «Центр диагностики функциональных материалов для медицины, фармакологии и наноэлектроники») для сравнения расчетного и реального веса фрагментов. В случаях, когда масса фрагмента оказывалась менее порога чувствительности весов, частицы взвешивались выборкой в количестве 20 штук, а масса каждого фрагмента высчитывалась как 1/20 от общей массы выборки.

Диаграммы и графики были построены в программе Microsoft Excel 2019. Для создания карты точек отбора проб использовалась программа QGIS 3.14.15. При статистическом анализе характер распределения данных был проверен при помощи критерия Шапиро-Уилка. Далее равенство выборок данных точечных проб при отборе сетью Манта и при отборе насосной фильтровальной системой анализировалось при помощи U-критерия Манна-Уитни. Коэффициент ранговой корреляции Спирмена был использован для оценки отношений между объемом пробы и концентрацией микропластика. Расчеты проводились при помощи веб-сайта Statistics Kingdom (Statistics Kingdom, 2017) и программы Microsoft Excel 2019.

3. Результаты

В холостых пробах было обнаружено от 0 до 5 волокон, визуально похожих на микропластик. Среднее количество волокон в холостых пробах – 1. Количество данных частиц в холостой пробе вычиталось из количества частиц, обнаруженных в реальной пробе.

Средняя концентрация микропластика в исследованных водных объектах при отборе проб сетью Манта составила $0,7 \pm 0,5$ частиц/м³ (медиана 0,6 частиц/м³), а при отборе фильтровальной системой – $8,5 \pm 11,5$ частиц/м³ (медиана 4,1 частиц/м³). Количество частиц, обнаруженных в пробе, а также количественные (частицы, м³) и расчетные массовые концентрации (мг/м³) для каждого водного объекта представлены в Таблице 2.

Наибольшие концентрации микропластика были обнаружены в Мичуринском озере при отборе обоими методами, что вероятно связано с тем, что место отбора проб находилось возле автомобильной трассы и пляж активно используется в рекреационных целях. Однако значительные концентрации, полученные при отборе фильтровальной системой, вероятнее всего объясняются малым суммарным объемом пробы в связи с большим количеством взвеси. Наименьшие концентрации наблюдаются в Красном озере, где пробы отбирались вдали от урбанизированных территорий, а также в Ладожском озере, за исключением устья реки Бурной. Сравнение количественных концентраций, полученных сетью Манта и фильтровальной системой, приведено на Рис. 4.

В Ладожском озере, где пробы были отобраны в разных точках, наибольшие концентрации микропластика получены в устье реки Бурной, являющейся одним из основных притоков озера (1,4 частицы/м³ для проб, отобранных сетью Манта, 10,8 частиц/м³ в пробах, отобранных фильтровальной системой). В реке Свирь, тоже являющейся основным притоком Ладоги, концентрации микропластика при отборе проб сетью Манта также оказались выше, чем в других точках отбора (Рис. 5).

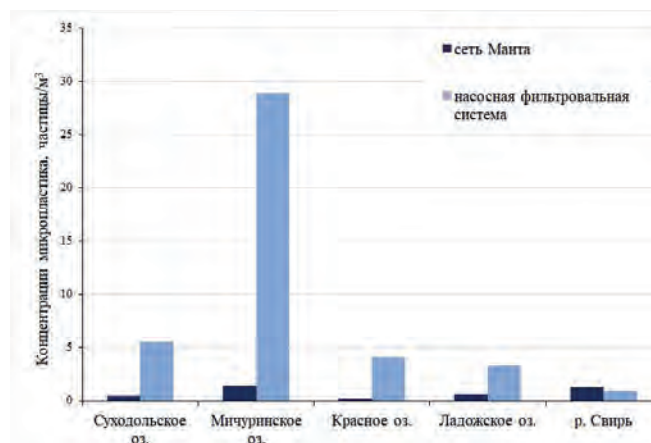


Рис.4. Численные концентрации микропластика при отборе разными методами.

Таблица 2. Численные и массовые концентрации частиц микропластика в разных водных объектах.

Водный объект	Кол-во частиц (сеть Манта) после вычета побочного загрязнения		Концентрация*, частицы/м³ (сеть Манта)	Масса частиц, мг/м³ (сеть Манта)		Кол-во частиц (насосная фильтровальная система) после вычета побочного загрязнения		Концентрация*, частицы/м³ (насосная фильтровальная система)	Масса частиц, мг/м³ (насосная фильтровальная система)	
	волокна	фрагменты		волокна	фрагменты	волокна	фрагменты		волокна	фрагменты
Суходольское озеро	128		0,4	0,004		6		5,5	0,009	
	109	19		0,0001	0,004	5	1		0,003	0,006
Мичуринское озеро	136		1,4	0,1		5		28,9	0,004	
	100	36		0,001	0,1	4	1		0,002	0,002
Красное озеро	21		0,15	0,0004		5		4,1	0,009	
	17	4		0,0001	0,0003	4	1		0,002	0,007
Река Свирь	24		1,2	0,0003		2		0,9	0,00008	
	24	-		0,0003	-	2	-		0,00008	-
Ладожское озеро	93		0,6**	0,001		11		3,3**	0,002	
	88	5		0,0002	0,0008	11	-		0,002	-

Примечание: *концентрация рассчитана как отношение суммы частиц, обнаруженных в объединенной (составной) пробе, к суммарному объему воды составной пробы

**для Ладожского озера концентрация рассчитана как среднее арифметическое между концентрациями частиц в точечных пробах, отобранных в разных локациях ввиду существенной пространственной неоднородности данного водного объекта.

Отсутствует значимая корреляция между объемом отобранной точечной пробы и концентрацией микропластика (Коэффициент корреляции Спирмена, $r = 0,2$). Тест Шапиро-Уилка показал, что распределение данных не является нормальным ($W(19) = 0,9$, $p = 0,042$ для данных, полученных сетью Манта, $W(21) = 0,52$, $p < 0,001$ для данных, полученных насосной фильтровальной системой). U-тест Манна-Уитни показал отсутствие статистически значимых различий между выборками, соответствующими количеству микропластика, рас-

считанному в точечных пробах при отборе сетью Манта, и количеству, полученному при отборе фильтровальной системой ($p = 0,5$).

На аналитических весах было взвешено 26 частиц (фрагментов и пленок). Средний вес наиболее мелких и легких фрагментов (около 1 мм) составил 0,03 мг. Наиболее крупные фрагменты (несколько мм) – от 0,11 до 0,61 мг. При сравнении реального и расчетного веса частиц установлено, что они находятся в пределах одного порядка и разница между выборками не существенна ($p = 0,7$).

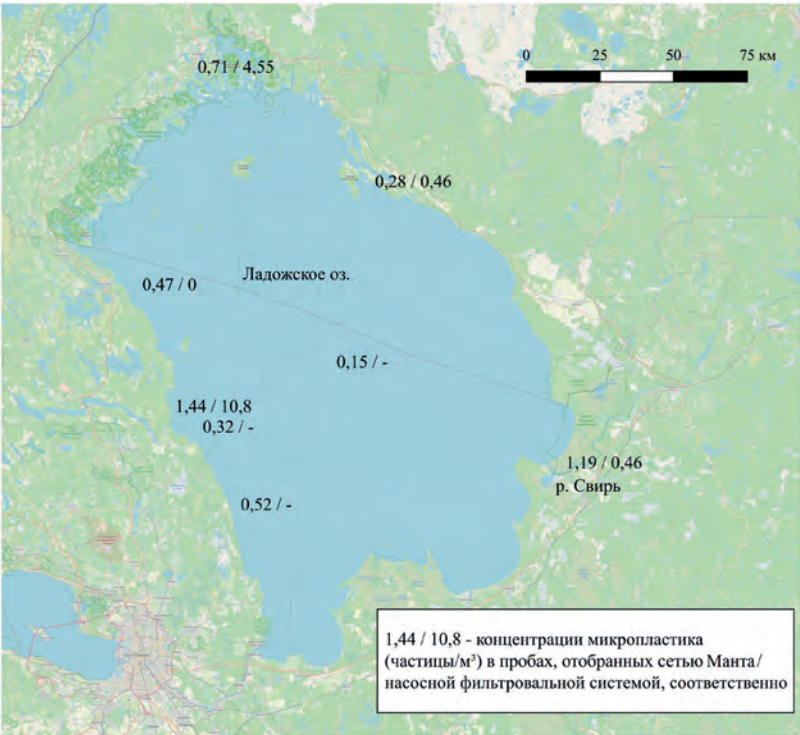


Рис.5. Средние концентрации микропластика при отборе проб сетью Манта / при отборе проб насосной фильтровальной системой (частиц/м³) в разных точках отбора.

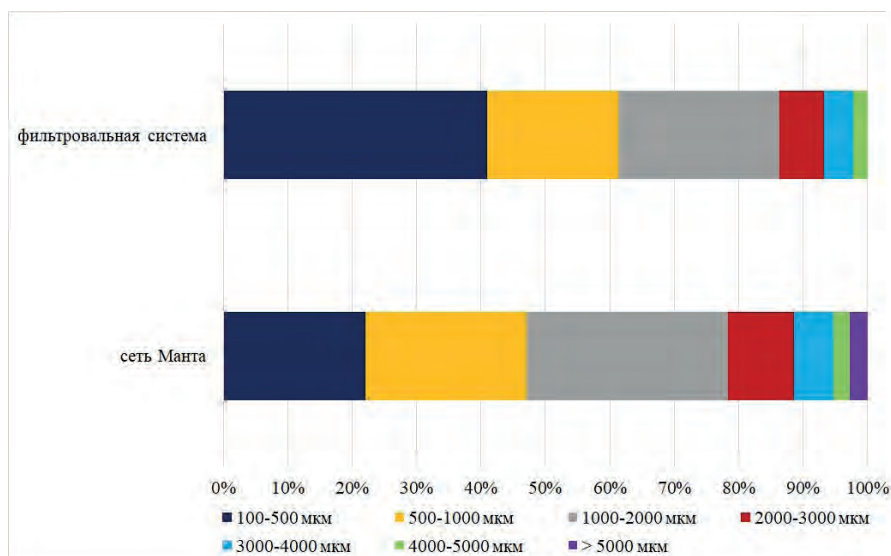


Рис.6. Процентное соотношение размеров обнаруженных частиц микропластика.

По длине наибольшего измерения большинство частиц при использовании обоих методов находится в диапазоне 100-1000 мкм (47%). Данный диапазон был так же разделен на два: 100-500 мкм и 500-1000 мкм для оценки доли микропластика наименьшего размера. При отборе проб сетью Манты количество частиц в диапазонах 100-500 мкм и 500-1000 мкм имели примерно одинаковые доли (22% и 25%, соответственно), однако при отборе проб фильтровальной системой среди всех частиц микропластика преобладали именно наименьшие - 100-500 мкм (41%) (Рис. 6). В то же время частицы мезопластика (больше 5 мм) встречались только при отборе сетью Манты. Количество частиц уменьшается с увеличением их размера, что соответствует нашим предыдущим исследованиям (Tikhonova et al., 2024) и другим работам (Hale et al., 2020, Leusch et al., 2023).

Методами спектроскопии комбинационного рассеяния была проверена выборка из 106 частиц, из них у 44 частиц удалось получить достоверные спектры полимеров. У 23 частиц были определены только спектры различных красителей. 22 частицы сильно флуоресцировали, что также затруднило определение их спектра. У 17 частиц не удалось определить спектр из-за несовпадения с референсными значениями в базе данных или сильного загрязнения образца.

Наибольшее количество образцов с подтвержденным полимерным составом удалось получить для проб из Суходольского и Мичуринского озер. Это связано с наличием большого количества фрагментов в пробах, отобранных в этих озерах сетью Манты. Частицы микропластика в форме волокон часто сильно флуоресцировали, в то время как спектры фрагментов и пленок определялись более успешно. В Суходольском озере преобладающим типом полимеров является полипропилен (66%), а также полиэтилен (33%), полиэтилентерфталат и полистирол встречались в единичных экземплярах. В Мичуринском озере преобладающими типами полимеров являются полиэтилен (45%) и

полипропилен (41%), также встречаются полиэтилентерфталат и полистирол. В Красном озере для нескольких частиц были определены только спектры пигментов, материал частиц определить не удалось. Среди частиц проб, отобранных в Ладожском озере, для которых определен тип материала как синтетический полимер, преобладал полипропилен (83%), также встречался полиэтилентерфталат. В реке Свирь удалось обнаружить только частицы полиэтилентерфталата.

Таким образом, преобладающими полимерами среди всех проанализированных частиц оказались полипропилен (54%) и полиэтилен (34%), которые относятся к основным типам полимеров в водных объектах (Dusaucy et al., 2021) и полимерами с наибольшим объемом глобального производства (PlasticsEurope, 2022).

Мы предполагаем, что частицы, у которых был определен только пигмент, можно условно принимать за синтетические, т.к. у них отсутствует спектр целлюлозы, и они не прогорают при воздействии лазера. Флуоресценция может быть связана с наличием красителя в составе частиц и делает невозможным определение их спектра, однако если частицы не прогорают на невысоких мощностях лазера их тоже можно условно принимать за синтетические.

4. Обсуждение результатов

В результате данного эксперимента обнаружены особенности данных методов уже на этапе самого отбора проб. Так, сеть Манты больше подходит для буксирования на научно-исследовательском судне из-за ее больших размеров, а также может быть использована только для отбора проб с поверхностного слоя водной толщи. Фильтровальную систему можно использовать не только для отбора проб воды с борта судна, но и с причала или ледового покрова в зимний период, а также она позволяет отбирать пробы с различных водных горизонтов. Объем отфильтрованной

воды при использовании сети Манта значительно больше, что позволяет отобрать более репрезентативные пробы для исследований микропластика в воде. В то же время, насосная фильтровальная система позволяет более точно оценить количество прокачанного через нее объема воды, а ее использование для отбора проб в районах с более высоким уровнем загрязнения облегчит дальнейшую лабораторную обработку проб, что было также обнаружено в работе (Karlsson et al., 2020). Процесс отбора проб воды фильтровальной системой более долгий, однако время, затраченное на их лабораторную обработку, напротив значительно меньше, чем для проб, отобранных сетью Манта, из-за меньшего объема задержанного на фильтре органического материала. Таким образом, два этих метода имеют противоположные достоинства и недостатки, являются комплементарными и на данный момент рекомендуется использование обоих методов. К таким же выводам пришли авторы, которые сравнили данные методы на примере озера Толлензе (Tamminga et al., 2019).

Концентрации микропластика в расчете на 1 м^3 , полученные при отборе проб фильтровальной системой, значительно превышают концентрации данных частиц при отборе сетью Манта, что также было получено в работах (Montoto-Martínez et al., 2022; Frank et al., 2024). Это может быть связано как с потерей частиц при отборе проб сетью Манта, так и, в случае с фильтровальной системой, с вероятностью переучета количества частиц при малом объеме пробы. Результаты работ (Karlsson et al., 2020; Tamminga et al., 2019) также показали, что объем проб значительно влияет на итоговые концентрации, поэтому необходимо обеспечить отбор проб достаточно большого объема в нескольких повторностях для получения репрезентативной выборки, позволяющей статистически сравнить данные. Следует отметить, что в рамках данной работы наибольшие концентрации микропластика были обнаружены в Мичуринском озере, где суммарный объем пробы при отборе фильтровальной системой оказался наименьшим, что подтверждает необходимость отбора большого объема пробы (желательно не менее 1 м^3). Для получения более репрезентативных проб дальнейшее усовершенствование фильтровальной системы может заключаться в увеличении диаметра приемной части, на которой располагаются фильтры, что позволит уменьшить скорость забивания фильтров взвесью и прокачивать больший объем воды. Однако для получения большого объема пробы при помощи насосной фильтровальной системы необходимо также учитывать сезонные особенности водных объектов.

Период отбора проб значительно влияет на эффективность отбора и лабораторной подготовки проб, т.к. присутствие большого количества взвеси в воде в летний период сильно затрудняет обработку и дальнейший анализ проб. В связи с этим для целей сравнения эффективности различных методов без учета сезонных колебаний и гидрологического режима водных объектов рекомен-

дуется отбирать пробы в периоды с наименьшим содержанием взвеси. Сеть Манта рекомендуется использовать при необходимости отобрать пробы с поверхностного слоя в летний период при большом количестве взвеси и в эвтрофированных водоемах, т.к. фильтровальная система в таких условиях быстро забивается и полученные данные при отборе данной системой при объеме пробы менее 1 м^3 могут быть не репрезентативными (как, например, в оз. Мичуринском).

Также следует отметить трудности, возникающие при определении полимеров методами спектроскопии комбинационного рассеяния света. Затруднения могут возникать еще на этапе пробоподготовки наиболее мелких частиц, которые нужно отделить от органического вещества (органической среды-окружения, в которой находилась частица), и перенести в отдельную чашку Петри для последующего анализа. Таким образом, чаще всего удастся проанализировать только наиболее крупные волокна, а также фрагменты. В данном исследовании определить спектр волокон оказывалось значительно труднее из-за частой флуоресценции образцов, в то время как с фрагментами таких трудностей было меньше. Однако именно волокна составляют большинство частиц микропластика в естественных средах (Acharya et al., 2021). В этой связи, использование сети Манта также может обеспечить попадание в пробы именно фрагментов и пленок, материал которых успешно определяется спектральными методами. В пробах, отобранных фильтровальной системой, а также в наименее объемных пробах, отобранных сетью Манта (Ладожское озеро и река Свирь) большинство обнаруженных частиц приходилось на наименьший размерный диапазон и практически не встречалось фрагментов, что существенно уменьшило выборку, которую можно проанализировать. Помимо этого, у некоторых частиц спектры не совпадали с имеющимися в базе данных, что может быть связано как с деградацией образца в процессе бытования, так и с различиями в заместителях для близких по классу веществ, а также с ограничениями самой библиотеки.

5. Заключение

Было проведено сравнение двух методов отбора проб воды на микропластик на примере Ладожского озера и реки Свирь, а также других озер, ранее не исследованных на содержание данных частиц. Результаты показали, что несмотря на более высокие средние концентрации микропластика при отборе проб насосной фильтровальной системой по сравнению с пробами, отобранными сетью Манта, данные сопоставимы. Учитывая достоинства и недостатки обоих методов, на данный момент нельзя сделать вывод о том, что какой-то из них больше подходит для исследований микропластика в водных объектах. Данные методы являются комплементарными и их следует использовать с учетом научных задач. Сеть Манта больше подходит для отбора большого объема воды с поверхност-

ного слоя в краткие сроки. Насосная фильтровальная система подходит для отбора проб на любых водных горизонтах и в поверхностном слое при небольшом объеме взвеси. Для сравнения данных, полученных разными методами, необходимо обеспечить отбор большого объема воды, что в случае с насосной фильтровальной системой представляется возможным только в период, когда содержание планктона и мутность воды минимальны.

Благодарности

Работа выполнена в рамках государственного задания ИНОЗ РАН – СПб ФИЦ РАН (тема FFZF-2024-0002 «Современные угрозы водным объектам и инновационные методы их сохранения, восстановления и рационального использования»). Сеть Манта приобретена при поддержке Фонда поддержки молодых ученых имени Геннадия Комиссарова. Исследование проведено с использованием оборудования ресурсных центров Научного парка СПбГУ «Геомодель» и «Центр диагностики функциональных материалов для медицины, фармакологии и нанoeлектроники». Авторы благодарят А.Е. Лапенкова, м.н.с. ИНОЗ РАН - СПб ФИЦ РАН, за помощь с отбором проб в малых озёрах и Р.А. Todoroff, МА, Детройт, Мичиган, США за преруфринг статьи на английском языке.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

- Acharya S., Rumi S.S., Hu Y. et al. 2021. Microfibers from synthetic textiles as a major source of microplastics in the environment: A review. *Textile Research Journal* 91 (17-18): 2136-2156. DOI: [10.1177/0040517521991244](https://doi.org/10.1177/0040517521991244)
- Bagaev A., Mazyuk A., Khatmullina L. et al. 2017. Anthropogenic fibres in the Baltic Sea water column: Field data, laboratory and numerical testing of their motion. *Science of The Total Environment* 599-600: 560-571. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.04.185](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.185)
- Campanale C., Savino I., Pojar I. et al. 2020. A Practical Overview of Methodologies for Sampling and Analysis of Microplastics in Riverine Environments. *Sustainability* 12(17): 6755. DOI: [10.3390/su12176755](https://doi.org/10.3390/su12176755)
- Choy C.A., Robison B.H., Gagne T.O. et al. 2019. The vertical distribution and biological transport of marine microplastics across the epipelagic and mesopelagic water column. *Scientific Reports* 9: 7843. DOI: [10.1038/s41598-019-44117-2](https://doi.org/10.1038/s41598-019-44117-2)
- Dai Z., Zhang H., Zhou Q. et al. 2018. Occurrence of microplastics in the water column and sediment in an inland sea affected by intensive anthropogenic activities. *Environmental Pollution* 242: 1557-1565. DOI: [10.1016/j.envpol.2018.07.131](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.131)
- Dris R., Gasperi J., Rocher V. et al. 2018. Synthetic and non-synthetic anthropogenic fibers in a river under the impact of Paris Megacity: sampling methodological aspects and flux estimations. *Science of The Total Environment* 618: 157-164. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2017.11.009](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.009)

Du R., Sun X., Lin H. et al. 2022. Assessment of manta trawling and two newly-developed surface water microplastic monitoring techniques in the open sea. *Science of The Total Environment* 842: 156803. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2022.156803](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156803)

Dusaucy J., Gateuille D., Perrette Y. et al. 2021. Microplastic pollution of worldwide lakes. *Environmental Pollution* 284: 117075. DOI: [10.1016/j.envpol.2021.117075](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117075)

Egger M., Sulu-Gambari F., Lebreton L. 2020. First evidence of plastic fallout from the north pacific garbage patch. *Scientific Reports* 10: 7495. DOI: [10.1038/s41598-020-64465-8](https://doi.org/10.1038/s41598-020-64465-8)

EO S., Hong S.H., Song Y.K. et al. 2019. Spatiotemporal distribution and annual load of microplastics in the Nakdong River, South Korea. *Water Research* 160: 228-237. DOI: [10.1016/j.watres.2019.05.053](https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.05.053)

Frank Y.A., Ershova A.A., Vorobiev E.D. et al. 2024. Comparability of riverine microplastic sampling and processing techniques: intercalibration experiment for the Yenisei River. *Vestnik Tomskogo gosudarstvennogo universiteta. Chimia – Tomsk State University Journal of Chemistry* 34: 89–105. DOI: [10.17223/24135542/34/8](https://doi.org/10.17223/24135542/34/8)

Frank Y.A., Vorobiev D.S., Kayler O.A. et al. 2021. Evidence for Microplastics Contamination of the Remote Tributary of the Yenisei River, Siberia—The Pilot Study Results. *Water* 13(22): 3248. DOI: [10.3390/w13223248](https://doi.org/10.3390/w13223248)

Hale R.C., Seeley M.E., La Guardia M.J. et al. 2020. A Global Perspective on Microplastics. *Journal of Geophysical Research - Oceans* 125(1): 1-40. DOI: [10.1029/2018JC014719](https://doi.org/10.1029/2018JC014719)

Il'ina O.V., Kolobov M.Y., Il'inskii V.V. 2021. Plastic Pollution of the Coastal Surface Water in the Middle and Southern Baikal. *Water Resources* 48: 56–64. DOI: [10.1134/S0097807821010188](https://doi.org/10.1134/S0097807821010188)

Karlsson T.M., Kärrman A., Rotander A. et al. 2020. Comparison between manta trawl and in situ pump filtration methods, and guidance for visual identification of microplastics in surface waters. *Environmental science and pollution research* 27: 5559-5571. DOI: [10.1007/s11356-019-07274-5](https://doi.org/10.1007/s11356-019-07274-5)

Kooi M., Reisser J., Slat B. et al. 2016. The effect of particle properties on the depth profile of buoyant plastics in the ocean. *Scientific Reports* 6: 33882. DOI: [10.1038/srep33882](https://doi.org/10.1038/srep33882)

Lenaker P.L., Baldwin A.K., Corsi S.R. et al. 2019. Vertical distribution of microplastics in the water column and surficial sediment from the Milwaukee River basin to Lake Michigan. *Environmental Science & Technology* 53: 12227-12237. DOI: [10.1021/acs.est.9b03850](https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03850)

Leusch F.D., Lu H.C., Perera K. et al. 2023. Analysis of the literature shows a remarkably consistent relationship between size and abundance of microplastics across different environmental matrices. *Environmental Pollution* 319: 120984. DOI: [10.1016/j.envpol.2022.120984](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120984)

Leusch F.D.L., Ziajahromi S. 2021. Converting mg/L to Particles/L: Reconciling the Occurrence and Toxicity Literature on Microplastics. *Environmental Science & Technology* 55(17): 11470-11472. DOI: [10.1021/acs.est.1c04093](https://doi.org/10.1021/acs.est.1c04093)

Liedermann M., Gmeiner P., Pessenlehner S. et al. 2018. A methodology for measuring microplastic transport in large or medium rivers. *Water* 10(4): 414. DOI: [10.3390/w10040414](https://doi.org/10.3390/w10040414)

Lindeque P.K., Cole M., Coppock R.L. et al. 2020. Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size. *Environmental Pollution* 265: 114721. DOI: [10.1016/j.envpol.2020.114721](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114721)

Montoto-Martínez T., Meléndez-Díez C., Melián-Ramírez A. et al. 2022. Comparison between the traditional Manta net and an innovative device for microplastic sampling

in surface marine waters. *Marine Pollution Bulletin* 185(A): 114237. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2022.114237](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114237)

Pasquier G., Doyen P., Kazour M. et al. 2022. Manta Net: The Golden Method for Sampling Surface Water Microplastics in Aquatic Environments. *Frontiers in Environmental Science* 10: 811112. DOI: [10.3389/fenvs.2022.811112](https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.811112)

Plastics EuroPlastics pe. - the Facts 2022. 2022. URL: <https://plasticseurope.org/knowledge-hub/plastics-the-facts-2022/> (дата обращения: 22.05.2024)

Reisser J., Slat B., Noble K. et al. 2015. The vertical distribution of buoyant plastics at sea: an observational study in the North Atlantic Gyre. *Biogeosciences* 12(4): 1249. DOI: [10.5194/bg-12-1249-2015](https://doi.org/10.5194/bg-12-1249-2015)

Simon M., van Alst N., Vollertsen J. 2018. Quantification of microplastic mass and removal rates at wastewater treatment plants applying Focal Plane Array (FPA)-based Fourier Transform Infrared (FT-IR) imaging. *Water Research* 142: 1-9. DOI: [10.1016/j.watres.2018.05.019](https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.019)

Song Y.K., Hong S.H., Eo S. et al. 2018. Horizontal and vertical distribution of microplastics in Korean coastal waters. *Environmental Science & Technology* 52: 12188-12197. DOI: [10.1021/acs.est.8b04032](https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04032)

Statistics Kingdom. 2017. URL: <https://www.statskingdom.com/index.html> (accessed 22 May 2024).

Tamminga M., Fischer E.K. 2020. Microplastics in a deep, dimictic lake of the North German Plain with special regard to vertical distribution patterns. *Environmental Pollution* 267: 115507. DOI: [10.1016/j.envpol.2020.115507](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115507)

Tamminga M., Stoewer S.-C., Fischer E.K. 2019. On the representativeness of pump water samples versus manta sampling in microplastic analysis. *Environmental pollution* 254: 112970. DOI: [10.1016/j.envpol.2019.112970](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.112970)

Tikhonova D.A., Karetnikov S.G., Ivanova E.V. et al. 2024. The Vertical Distribution of Microplastics in the Water Column of Lake Ladoga. *Water Resources* 51: 146-153. DOI: [10.1134/S009780782370063X](https://doi.org/10.1134/S009780782370063X)

Zobkov M.B., Esiukova E.E., Zyubinc A.Y. et al. 2019. Microplastic content variation in water column: The observations employing a novel sampling tool in stratified Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 138: 193-205. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2018.11.047](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.11.047)

Ершова А.А., Еремина Т.Р., Дунаев А.Л. и др. 2021. Исследование загрязнения микропластиком морей российской Арктики и Дальнего Востока. *Арктика: экология и экономика* 11(2): 164-177. DOI: [10.25283/2223-4594-2021-2-164-177](https://doi.org/10.25283/2223-4594-2021-2-164-177)

Иванова Е.В., Тихонова Д.А. 2022. Оценка содержания частиц микропластика в Ладожском озере. *Труды Карельского научного центра РАН* 6: 58-67. DOI: [10.17076/lim1582](https://doi.org/10.17076/lim1582)

Ладожское озеро и достопримечательности его побережья. 2015. В: Румянцев В.А. (Ред.). Санкт-Петербург: Нестор-История.

Поздняков Ш.Р., Каретников С.Г., Иванова Е.В. и др. 2021. Опыт использования фильтрационной установки для изучения вертикального распределения микропластика в водной толще. *Российский журнал прикладной экологии* 4(28): 41-45. DOI: [10.24852/2411-7374.2021.4.41.45](https://doi.org/10.24852/2411-7374.2021.4.41.45)

Резолюция Первой Всероссийской конференции с международным участием по загрязнению окружающей среды микропластиком «MicroPlasticsEnvironment – 2022». 2022. URL: http://microplasticsiberia.com/wp-content/uploads/2022/08/Резолюция_MPE-2022_fin.pdf (дата обращения: 22.05.2024)

“Diatoms: Life in Glass Houses” revisited: Updates and Comments

Review



Harbich T.^{1*}, Gordon R.², Cohn S.A.³, Ashworth M.P.⁴,
Annenkov V.V.⁵, Goessling J.W.⁶

¹Independent Researcher, Am Brüdenrain, Weissach im Tal, Germany

²Gulf Specimen Marine Lab & Aquarium, Panacea, FL 32346 USA

³DePaul University, Chicago, USA

⁴UTEX Culture Collection of Algae, Department of Molecular Biosciences, University of Texas at Austin, Austin, Texas, USA

⁵Limnological Institute of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Irkutsk, 664033, Russia

⁶Laboratory for Innovation and Sustainability of Marine Biological Resources (ECOMARE), Centre for Environmental and Marine Studies (CESAM), Department of Biology, University of Aveiro, Portugal

ABSTRACT. The film “Diatoms: Life in Glass Houses”, produced in 2003, covers various aspects of this ecologically important class of algae, such as their occurrence, cell biology including cell division and reproduction, morphology, morphogenesis, motility, and the formation of colonies. The aim of this work is to review and comment on some of the aspects presented in the video in the light of current knowledge. Special attention will be given to the constraints imposed by the solid silica wall and how diatoms cope with them. No attempt is made to be comprehensive.

Keywords: diatomaceous earth, cell walls, centrics, pennates, microtubule center, motility, phototaxis, mitosis and cleavage, valve and spine morphogenesis, sex in pennates

For citation: Harbich T., Gordon R., Cohn S.A., Ashworth M.P., Annenkov V.V., Goessling J.W. “Diatoms: Life in Glass Houses” revisited: Updates and Comments // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - P. 1454-1470. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-6-1454

Preface

The Cytographics film *Diatoms: Life In Glass Houses*, is a true testament to the scientific love and passions of its creator, Dr. Jeremy Pickett-Heaps. His excitement for all things algal was evident to all of his colleagues and students, and he seemed to have a special interest in the diatoms. Their cell wall morphogenesis, their method of chromosome separation and spindle formation during cell division, and their unique manner of cell movement - they all were fascinating to Jeremy.

One of Jeremy's biggest goals in the lab was to make high resolution detailed observations of cell phenomena, in both real-time recording and electron microscopy, in order to, in his words, “let the cells themselves tell you about what they are doing”. For his live and time-lapse filming he used high resolution optical microscopes fitted with 16mm film cameras, photo cameras, and video cameras. He often put the cells into specialized hand-made cell chambers or mounted the

cameras or lighting on numerous types of handmade platforms and brackets to get that perfect orientation for the shots. The entire filming room even had the ability to be cooled down if necessary in order to film cells that needed to be kept in cooler environments. Jeremy also had a never-ending desire to present these observations in a way that would generate the most interesting, beautiful, and instructional educational tools. His formation of the company Cytographics with his wife Julianne to produce high-quality educational films merged all of these aspirations.

This film explores many aspects of diatom behavior, using live and scanning electron microscope observations made in his lab, and demonstrates the enthusiasm Jeremy had for these beautiful cells and their unique forms of cellular behavior. It is the hope of the authors that this paper will expand upon the original presentation by discussing some of the information and observations that have emerged since the video's initial release, and reignite some of the excitement and awe for these cells in a new generation of scientists.

*Corresponding author.

E-mail address: mail@thomas-harbich.de (T. Harbich)

Received: September 29, 2024; **Accepted:** October 18, 2024;
Available online: December 25, 2024

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



1. Introduction

Twenty one years ago, biologist Dr. Pickett-Heaps published a teaching video, *Diatoms: Life in Glass Houses* (Pickett-Heaps, 2003; Pickett-Heaps and Pickett-Heaps, 2022), shedding light on the fascinating world of diatoms - one of the most abundant and diverse groups of photosynthetic microalgae. These remarkable organisms play a pivotal role as primary producers in aquatic ecosystems. Their intricate amorphous silicon dioxide shells, known as frustules, are adorned with ornate and porous features (Round et al., 1990). The frustules are eponymous for this movie, and hence it can be expected that they play an important role in it – as they may also do for the organism, although this aspect is still widely unknown and debated today (Goessling et al., 2024). As we commemorate the anniversary of this publication, it presents an opportune moment to not only pay homage to Dr. Pickett-Heaps' work but also to reexamine and expand upon its content (Fig. 1) through the lens of contemporary scientific advancements.

Advancements in the field of diatom research over the past two decades have been profound, encompassing some developments that have enriched our understanding of these microorganisms. Researchers have looked into various facets of diatom biology, ecology, and biogeography, uncovering new dimensions of their importance and functionality within aquatic ecosystems (Keck et al., 2016; Soininen and Teittinen, 2019). One notable advancement lies in our comprehension of the molecular mechanisms controlling frustule formation and silica biomineralization (Hildebrand and Lerch, 2015). Additionally, advancements in imaging techniques, such as electron microscopy and atomic force microscopy, have enabled researchers to explore the ultrastructure of diatom frustules with more detail (Luís et al., 2017). Optical microscopy capabilities have been enhanced by the use of special fluorescent dyes that penetrate living cells and stain only growing siliceous structures (see Table 1/ Fig. 3). Furthermore, the field has witnessed a burgeoning interest in the ecological roles of diatoms beyond primary production

(Leblanc et al., 2018), including their interactions with other organisms (Amin et al., 2012), contribution to biogeochemical cycles, and responses to environmental changes such as ocean acidification and climate warming (Jin et al., 2024). Studies have elucidated the ecological significance of diatom diversity, distribution patterns, and functional traits in shaping aquatic ecosystems and influencing global biogeochemical cycles (Benoiston et al., 2017). The advent of high-throughput sequencing technologies has expanded and partly updated diatom taxonomy and ecology within this diverse group (Visco et al., 2015; Rimet et al., 2018).

Certain aspects of Dr. Pickett-Heaps' teachings may warrant reevaluation in light of these novel findings and evolving perspectives. For instance, our understanding and thoughts of diatom ecological niches, community dynamics, and responses to anthropogenic stressors has evolved (Behrenfeld et al., 2021; Jin et al., 2024), necessitating a reassessment of the ecological principles governing diatom ecology. There has also been substantial work on the silica structures and genes involved in the process of biomineralization in diatoms (Hildebrand and Lerch, 2015), including identifying genes for cingulins (involved in patterning), silicon transporters (involved in silicon uptake and concentration), and silaffins (silicon biochemistry). Moreover, there is also increasing interest and active work in the applied biology of silaffins to understanding general patterning and formation during biomineralization (Pamirsky and Golokhvast, 2013; Lechner and Becker, 2015). In conclusion, while Dr. Pickett-Heaps' seminal work laid the foundation for our understanding of diatoms with emphasis on reproduction and frustule development, the past two decades have had some advancements in diatom research, spanning molecular biology, ecology, and biogeography, as well as the application of diatom products in modern technologies (Fu et al., 2015). As we reflect on the anniversary of "Diatoms: Life in Glass Houses," it serves as a poignant reminder of the dynamic nature of scientific inquiry and the continuous quest for knowledge in unraveling the mysteries, still existing in our natural world.

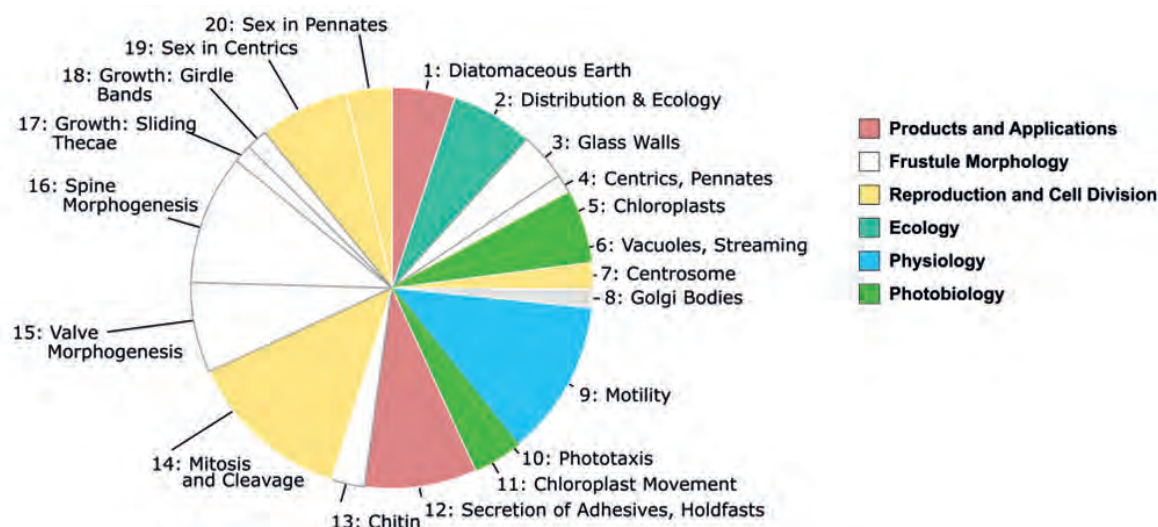


Fig.1. Chapter Analysis of «Life in Glass Houses» Video. The video is segmented into 20 chapters, each exploring various aspects of diatom research. Our color-coded visualization highlights the diverse range of topics addressed by Pickett-Heaps, with segment sizes in the pie chart reflecting the duration dedicated to each exploration.

Table 1. Biosilica trackers for the study of diatoms

Substances	λ_{ex} , nm	λ_{em} , nm	Fluorescence quantum yield	Medium	Reference
*Rhodamine 19	525	550	0.63	In water for the cationic form Rh19H ⁺	Arbeloa et al., 1991
*Rhodamine 6G	526	551	0.59	In water	Arbeloa et al., 1991
PDMPO (DND-160)	384	540	0.31	Buffer solution pH 3	Sabnis, 2015 Shimizu et al., 2001
	329	440	0.34	pH 7.7, water	
	338	510	0.38	pH 7, in the presence of silicic acid	
HCK-123	485	535	-	pH 7, water	Desclés et al., 2008
NBD-N3	500	551	0.015	pH 7, water	Danilovtseva et al., 2013
NBD-N2	490	554	0.061	pH 7, water	Danilovtseva et al., 2019
Rhod-N3H	465	590	0.134	pH 7, water	Danilovtseva et al., 2019
Q-N2	419	480	0.074	Aqueous silica nanoparticles, pH 5.5	Annenkov et al., 2019
Flunet	455	520	0.279	pH 7, water	Annenkov et al., 2024

Note: * More rhodamines with similar spectral properties are described in (Kucki and Fuhrmann-Lieker, 2012).

Here we provide an update on the field of diatom research, following the sequence of the teaching video provided by Pickett-Heaps. The aim is to review how the field of diatom research developed within the past 20 years, and we take the opportunity to discuss selected aspects from the video within the past development in more detail. In the following text, notes are given on topics where the authors consider that new insights and perspectives have emerged. The notes follow the chapter structure of the film. We would like to mention that the original publication is available with subtitles in different languages (Pickett-Heaps and Pickett-Heaps, 2022). At the time of submission, subtitles are available in English, German, Hebrew, Hindi, Italian, Japanese, Russian, French and Spanish. Others may follow.

2. Results and discussion

2.1. Notes on Chapter 1 “Diatomaceous Earth”

Recent applications beyond the use of Diatomaceous Earth:

The teaching video begins with an airplane ride over Diatomaceous Earth deposits near Lompoc, Southern California, offering insight into the geological significance and widespread distribution of diatoms. This opening segment, though untitled (we here interpret it as Chapter 1, and named it “Diatomaceous Earth”), serves as a fitting introduction, highlighting the historical use of this natural material. In fact, diatomaceous Earth has a history as building material, even influenced prominent structures like the Hagia Sophia, and played a pivotal role in key enabling technologies, including Alfred Nobel’s dynamite (Ghobara and Mousa, 2019). While the video touches on previous technological applications of diatomaceous frustules, it is essential to mention also some more recent advancements

in its utilization. Contemporary research has revealed properties, such as a low Young’s modulus of elasticity (Hamm et al., 2003), Eigenfrequencies (Andresen et al., 2024), hydrodynamic properties (Losic et al., 2006), or slab photonic crystal properties (Goessling et al., 2020b), giving rise for application in bionic frontier and emerging technologies (Rabiee et al., 2021).

The observation that frustules exhibit photonic properties - i.e. light-matter interaction through structural design at nanoscale - has been documented for decades, evident in their colorful appearance under specific lighting conditions, despite being composed of amorphous silicon dioxide, transparent for light in the visible spectral range. However, recent studies have demonstrated that certain frustule components function akin to slab photonic crystals (Fig. 2), owing to their precise nanoscale structure and ability to manipulate light (Goessling et al., 2020b). The groundwork for looking at diatom frustules from this perspective was laid by Fuhrmann et al., 2004, who proposed this concept for the frustule parts (valves and girdle bands) of the species *Coscinodiscus granii* using numerical simulations. Of particular interest is the fact that the concept of slab photonic crystals was developed in the late 1980s (Yablonovitch, 1987), but that these structures may have already existed in the oceans millions, or even hundreds of millions of years before human invention. Slab photonic crystals are characterized by their relatively simple structural configuration, which enables the manipulation of light in up to three dimensions. The periodic nanoscale dimensions are aligned with refractive index contrast and the wavelength of light, resulting in interactions that lead to guided and prohibited light frequencies within the crystal structure. Just 15 years after the initial numerical propositions, slab photonic crystal properties were experimentally confirmed in the girdle bands of the species *C. granii* (Goessling et al., 2020b). It was verified that the structure opens a photonic bandgap in the near-infra-

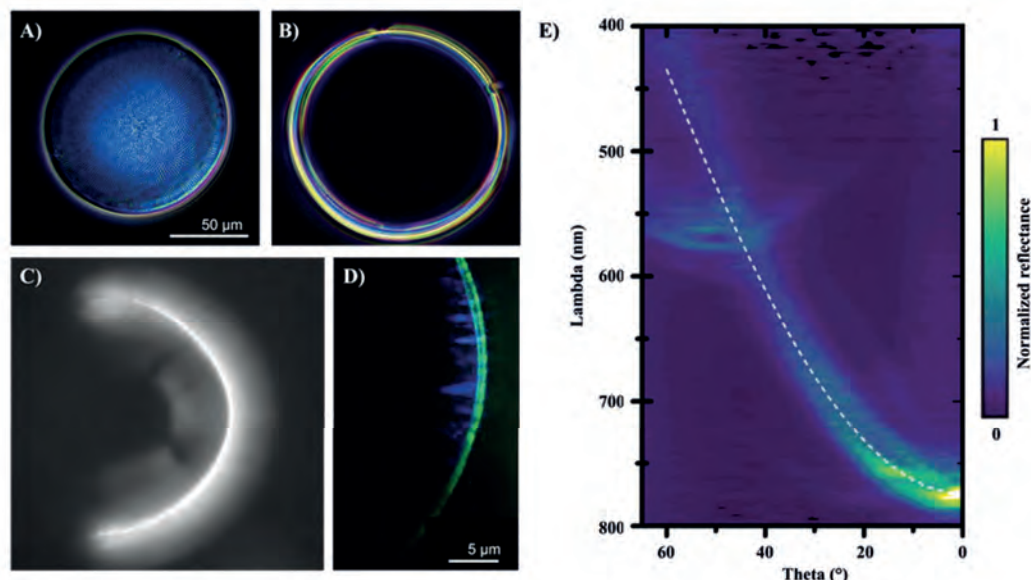


Fig.2. Photonic properties of diatom frustules with potential application in advanced optical technologies. A) Blue iridescence over valves of *italicize Coscinodiscus granii*, potentially attributed to Mi-scattering across its hexagonal nanoporous structure. B) A dark-field view of the *italicize C. granii* girdle band. C) Microscopic depiction of a half-girdle band illuminated from the right with white light. The authors observed green and blue-green hues viewed through objective lenses with different numerical apertures. A broad red spot is visible at the focus of the girdle band. D) More recent research experimentally confirmed that girdle bands are slab photonic crystals. E) Fourier-space imaging demonstrating the properties of slab photonic crystals, including reflectance of the photonic stopband, determined as a function of angle of incidence (Theta) and spectral illumination. In water, the stopband occurs in the near-infrared spectral range at normal incidence (Theta = 0°). The white dashed line shows modelled data based on refractive index approximation. A) and B) are reproduced from (Goessling et al., 2020a). C) is reproduced from (Fuhrmann et al., 2004). D) and E) are reproduced from (Goessling et al., 2020b) under common license agreement.

red spectral range while facilitating light guidance in the green spectral range when immersed in water. Such properties find applications in modern technologies encompassing telecommunication, information, and quantum logic technologies, as well as light harvesting technologies and battery applications (Armstrong and Dwyer, 2015). Frustules have also been proposed as platforms for plasmonic applications, useful, for example, in surface-enhanced Raman spectroscopy and various sensing applications (Wardley et al., 2021; De Tommasi and Chiara de Luca, 2022).

Fluorescent vital dyes

The development of techniques to integrate amine-containing fluorescent dyes during growth has added new properties to the siliceous material and facilitated information about its formation. It was found that rhodamine 123 at a non-toxic concentration could penetrate the frustules, creating fluorescent silica (Li et al., 1989). The idea of using rhodamines in the biotechnological synthesis of highly ordered fluorescent materials was developed in (Kucki and Fuhrmann-Lieker, 2012). A specific disadvantage of rhodamines is the small gap between staining and toxic concentrations. The high quantum yield in aqueous medium made fluorescence microscopy of live cells difficult (need to wash off the dye). In addition to rhodamines, low-toxic dyes with other fluorophore groups have been developed (Table 1), and diatom valves with red, yellow-green, and blue fluorescence can now be obtained (Fig. 3). Fluorescence staining increases our ability to study valves and girdle bands morphology using confocal microscopy.

2.2. Notes on Chapter 3 “Glass Walls”

Are frustules cell walls?

In the video, the term “glass walls”, “walls”, or “cell walls” is frequently used to describe frustules, which are doubtless a type of wall-like structure. However, it is essential to discern whether frustules possess the defining characteristics specifically of cell walls, in biological terms. Traditionally, a cell wall is an extracellular structure, meaning it exists outside the cell membrane. This is the case of the frustule in its final form, as it serves as an extra-cellular barrier or structural support system. Generally, a cell wall acts as a physical barrier against chemical or biological agents, such as bacteria and viruses, and contributes to the structural integrity of the cell (Zhang et al., 2021).

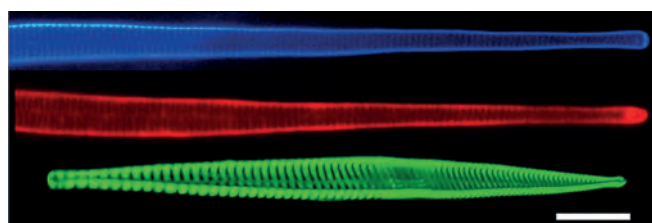


Fig.3. Fluorescence and confocal (bottom) images of different *italicize Ulnaria* sp. valves after culturing with the addition of dyes (blue: Q-N2; red: Rhod-N3H; and green: NBD-N2; refer to table 1 for references). Developed over the past 20 years, these dyes are incorporated into newly formed frustule parts, enabling the expansion of the range for targeted exploration in experiments requiring specific wavelengths. Experimental details for the doping procedure are available in Annenkov et al. 2019. Scale bar represents 10 μm.

Nevertheless, the formation process of diatom frustules challenges this conventional notion. It is believed that frustules originate, at least partially, within the cell itself, thereby complicating the clear delineation between intracellular and extracellular structures typically associated with cell walls. Although frustules provide analogous functions to traditional cell walls in terms of structural fortification and defense, their unique formation process blurs the distinction between intra- and extracellular domains. Studies have indicated that certain components, such as valves, originate inside the cell (i.e., within the plasmalemma) before being extruded through a yet unidentified mechanism of exocytosis (Hildebrand et al., 2018). Conversely, emerging research indicates that some frustule elements might undergo formation outside the cell (Mayzel et al., 2021).

The nature of this internal formation of wall components followed by secretion to the cell exterior is likely related to similar processes seen in other algae such as chrysophytes in which silicified scales are formed internally then secreted. This internal mineralization and secretion of wall components is typical of several members of the algal silicifiers (Lengyel et al., 2023).

Active regulation of cell buoyancy

Regarding cell buoyancy, an interesting recent observation regarding centric diatom motility has been made, in which the centric cells appear to be able to actively adjust their placement within the water column (Krishnamurthy et al., 2019). While the mechanisms behind this have not been determined, it is possible that some centric cells may be able to actively regulate their buoyancy via osmotic regulation of small changes in cell volume as has been observed in some dinoflagellates (Larson et al., 2023).

2.3. Note on Chapter 4 “Centrics, Pennates”

The use of the terms “centric” and “pennate” in diatom taxonomy, based on DNA sequencing methods

Diatom frustules are generally constructed around one of two types of symmetry: radial and bilateral. This is one of the most obvious characters of a diatom frustule in general, and the two categories of symmetrical organization have largely served as the first dichotomy in their systematics and classification: the “centrics” (radially symmetrical) and the “pennates” (bilaterally-symmetrical). As more diatoms were described and the observational power of available tools increased, so did the number of morphological categories used in their classification, to include radially symmetrical taxa with prism-shaped valves (the “Mediophyceae”) and bilaterally symmetrical taxa with and without paired slits (“raphe slits”) through the valves through which mucilage is extruded for motility (the “Bacillariophyceae” and “Fragilariophyceae”, respectively).

However, even with these additional categories, the core dichotomy has remained. Molecular data, such as DNA and RNA sequence data as well as genome organizational patterns, have suggested this dichotomy is not necessarily reflective of the evolutionary history of diatoms. One of the first attempts to construct a classification of diatoms based on DNA sequence data (Medlin and Kaczmarska, 2004) found that the centric diatoms were not monophyletic (Fig. 4), a result encountered again and again with the addition of more taxa (Alverson et al., 2006, Medlin et al., 2008, Sorhannus and Fox, 2012) and more data (Theriot et al., 2015, Nakov et al., 2018).

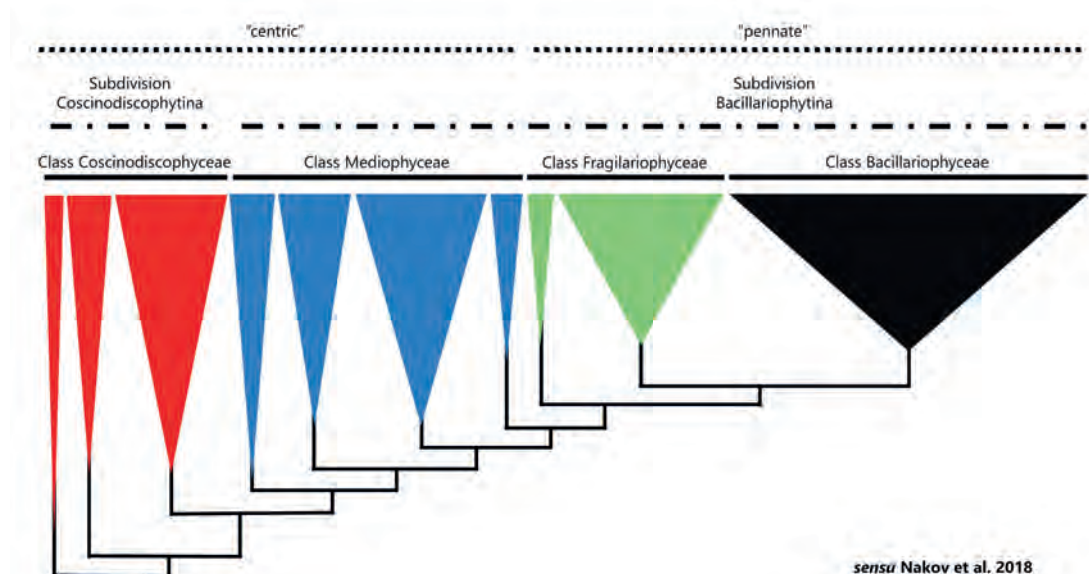


Fig.4. Tree diagram of the molecular phylogeny of diatoms based on Figure 1 in Nakov et al., 2018, a phylogenetic tree based on a concatenated 11 gene dataset from 1151 diatom taxa. The clades are colored by the class designations of Medlin and Kaczmarska, 2004 (labeled above the solid lines). The subdivision taxonomy above the “dot-dash” line is also derived from Medlin and Kaczmarska, 2004, while the classic morphological categories of “centric” and “pennate”, based on valve outline and symmetry, are indicated above the dotted line.

The influence these results have on the utility of the terms “centric” and “pennate” on diatom classification has been debated (Medlin, 2009; Williams and Kociolek, 2010), but one could argue that the use of molecular data has spurred some interest in searching for other characters which diagnose the molecular clades, such as intracellular organization and sexual reproductive characters, discussed below. DNA sequence has supported the hypothesis that “reversals” happen, where taxa which are radially-symmetrical occur in the phylogenetically-derived “pennate” clades. Round and Mann (1980) proposed *Coscinodiscus nitidus* was more closely related to the fragilariophycean pennate *Rhaphoneis* than any centric genus when they transferred the taxon to the new genus *Psammodiscus*, on the basis of the ultrastructure of the valve. DNA sequence data was used to identify a second pennate genus which has regained radial symmetry: *Astrosyne* (Ashworth et al., 2012). This taxon also shares ultrastructural characters with its closest genetic relatives—the pyrenoids of their chloroplasts oriented into a siliceous, circular internal wall—which are bilaterally symmetrical fragilariophyceans. Molecular phylogenetics have also consistently resolved the radially-symmetrical, circular-valved order Thalassiosirales within the clades of the radially-symmetrical, prism-valved Mediophyceae (Medlin and Kaczmarska, 2004, Theriot et al., 2015, Nakov et al., 2018). Clearly, shape and symmetry alone (and the terms “centric” and “pennate”) should be reserved for descriptive purposes but not to infer classification or phylogenetic relatedness.

2.4. Note on Chapter 7 “The Microtubule Center (Centrosome)”

Microtubule Centers as universal structures for spatial control of eukaryotic cell structures

As outlined and so beautifully displayed in the film, diatom microtubule centers (centrosomes) are extremely well defined in some diatom species, acting as localization sites and guidrails (via their associated microtubules) for the placement of numerous organelles, and the localization of the spindle in mitosis. The suggestion that diatoms can be useful model organisms to understand such basic cell biology processes has been further validated in the intervening years. Recent studies (Petrova et al., 2023) have used genetic data from a number of diatoms to demonstrate that diatom microtubule centers have a number of components in common with centrosomes from a wide range of plant and animal species, including Aurora A, Centrin, Nucleolin, and Gamma (γ) Tubulin Complexes. These

γ -tubulin complexes are thought to be universally crucial to the organization of cell components in eukaryotes (Teixidó-Travesa et al., 2012). The movement and placement of centrosomes and their centrosomal microtubules are responsible for the movement and placement of cellular components and endosomal particles in eukaryotes, mainly via motor proteins such as kinesins and dyneins (Bonifacino and Neefjes, 2017; Hannaford and Rusan, 2024).

2.5. Notes on Chapter 9 “Motility”

Movement of the diatoms of a Bacillaria paradoxa colony

The collective, synchronous movement of *Bacillaria paradoxa* colonies is commented on in the film as follows: “Presumably, their motility system responds to a communal signal, which synchronizes movement and ensures that it occurs in one direction in all the cells and then in the other.” First, the direction of movement of diatoms in colonies in a steady state is considered. More complex movement sequences occur when, for example, after switching on a light, resting colonies show a transient oscillation before they move synchronously. The alternation of expansion and contraction is typical for smaller colonies as they can be seen in the movie. There is a period during which the colony remains in a stretched state. Then, the diatoms begin to move relative to their neighbors, with the movement often starting with the diatoms at the ends of the colony. The diatoms begin to move one after the other. There is therefore always a small time delay between the relative movements. The colony contracts and expands until it comes to rest again. The direction of movement is then reversed, and the colony returns to its original position through contraction and expansion. Fig. 5 shows such a colony shortly after it has started to move. The outer diatoms have already begun to move.

A characteristic feature of small, synchronously moving colonies is that the relative movements are never in opposite directions. The synchronous back-and-forth movement of the entire colonies has been described in particular by Kapinga (1989), Kapinga and Gordon (1992), and Ussing et al. (2005).

When the displacements of neighboring *Bacillaria* diatoms are recorded using a tracking method, similar trajectories are found for all diatoms except for a phase shift. With regard to the amplitude, the duration of the state without any motion, there is a larger range, which is presumably due to environmental conditions. Diagrams of real trajectories can be found in Harbich (2023a) and Yamaoka et al. (2016). It is idealized in

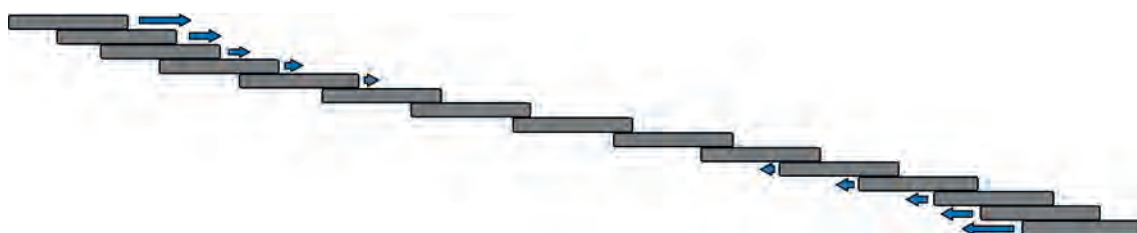


Fig.5. Small colony shortly after the start of movement from the resting state. The outer diatoms have moved inwards from the stretched state. The diatoms in the middle area do not yet show any relative movement.

Fig. 6a as a function of the phase of the oscillation. A laser-isolated cell has also been observed to move back and forth against the shard of its neighbor (Drum et al., 1971). When we ablated *Bacillaria* cell #2 with a pulse ruby laser, as described above, cell #1 oscillated against the shards of cell #2, but what is perhaps of importance, the rest of the colony sped up greatly, and drifted out of the FOV (Field of View). Between Cohn et al. (1999) and light variations from waves above benthic diatoms (Tanabe et al., 2020), we now have indications of rapid responses of diatoms to light changes.

The gray areas indicate the period in which the positions become stationary. Its duration was chosen to be 1/10 of the entire period. In nature, there is a larger range in which this time span can lie.

Fig. 6b shows the displacements of a *Bacillaria* colony, assuming a constant phase shift for illustration purposes, which only applies approximately in nature. If we consider a colony of only five diatoms, their movement is described by four displacements. These are marked by the black lines in Fig. 6b. Due to the displacements, there is now a narrow region (gray bar) in which all displacements are constant over time. If the colony is enlarged by three diatoms (green lines), this region disappears completely. The chain does not have a state with a finite rest period. In the last step, the colony was further extended by additional diatoms (red lines). This results in two time windows with opposing movements within one period. In these regions, some diatoms are still moving towards the resting state at maximum displacement, while others have already begun to move in the opposite direction. In general, opposite movements occur if the sum of all phase shifts becomes bigger than the phase that corresponds to the duration of the rest period. If the sum of all phase shifts reaches the value π , then there is for each diatom another diatom that moves in the opposite direction. Larger synchronous colonies thus exhibit more complex forms such as multiple S-shaped structures, as already described by the discoverer of the species, the Danish zoologist Otto Friedrich Müller (1782), translated in Ussing et al. (2005).

Furthermore, the movement of large colonies shows clear irregularities. In particular, global synchrony of movement no longer occurs. The further

apart diatoms are in the chain, the less often they move synchronously over longer periods of time.

It should be mentioned that local mechanical stimulation, for example with a brush hair, can lead to a rapid autonomous reaction of a large number of diatoms. A stretched smaller colony can thus be brought to a rapid contraction. This is described by G. Funk (1919) and Kapinga (1989).

Modeling the movement

A communal signal that synchronizes the *Bacillaria* colonies has not yet been found. A rapidly spreading signal is not easy to reconcile with the observed phase shift and the opposing movements.

For the movement of diatoms, a description by oscillators and cell-to-cell communication was proposed early (Kapinga and Gordon, 1987). Such a model requires only the sensing system mentioned in the film, but no global clock or signaling across several cells.

A mathematical modelling of the synchronization of the movement by coupled oscillators, which are localized at neighboring coupled raphes, leads to a phase shift of the adjacent movements within the framework of the Kuramoto model, if one assumes that there is a time delay due to transport and processing of the information about the position of the diatoms (Harbich, 2023a). In the case of a steady colony, the movement starts from the ends (Fig. 5) without any additional assumptions. The maximum size of a synchronously moving colony results from the coupling strength of the oscillators. For larger colonies, the model shows local temporary synchronization effects. The model also explains the observation (Yamaoka et al., 2016, Harbich, 2023a) that diatoms in advanced division lead to separately synchronized sections of the chain and zig-zag shapes. Further modelling of *Bacillaria* has been carried out by Alicea et al. (2021) and Alicea et al. (2023).

Finally, it should be mentioned that the movement of the colonies can be synchronized by a slowly varying periodic light. Whether the external light is distributed in a kind of light guide in the colony has not yet been decided. In particular, one hypothesis for the partial synchronization of *Bacillaria* is that light is transmitted along the chain of cells:

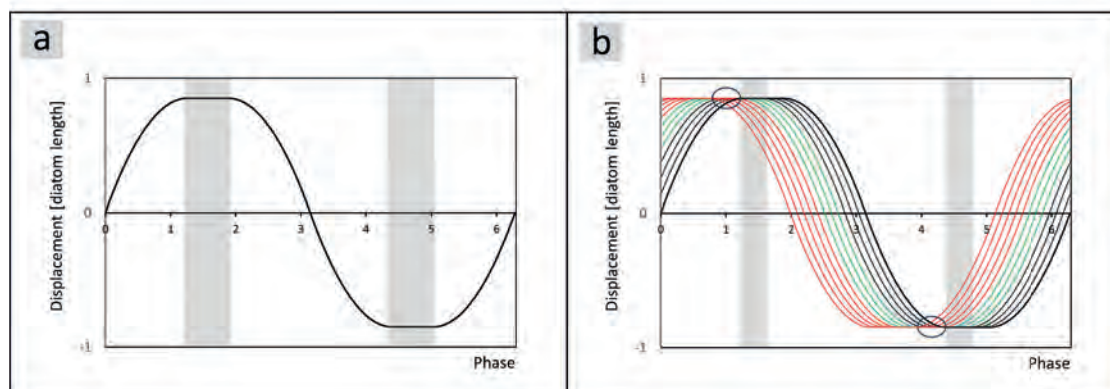


Fig. 6. a: Idealized curve of the displacement over the phase. The corresponding period lasts approximately 60 seconds. The apical length of a diatom was chosen as the unit of length. b: A phase shift of 1/60 of the period is assumed between neighboring diatoms. In real colonies the phase shifts are usually smaller. The two regions where opposite motions occur when all diatoms are present are outlined in black.

“The resting stage involves alignment of all the cells in a stack with no obvious mechanical stop (Ussing et al., 2005). Given that there is a photosensitive region at the distal ends of a pennate diatom, which causes the diatom to respond to a ‘light wall’ by reversing direction (Cohn et al., 1999) we would like to hypothesize that a light pipe forms between these photosensitive regions when the cells are stacked. It might be responsible not only for the aligned resting stage but also for the partial synchrony of movement of the cells” (Gordon et al., 2009).

While this hypothesis may not be consistent with other observations, it has not yet been tested directly by using a fiber optic to put light in one end of a colony and seeing where it comes out, or its effects. An obvious advantage would be to supply any whole colony with light, especially when partially embedded in sediment. The successful experiment on the synchronization of *Bacillaria* movement in a slowly varying periodic light field (Harbich, 2023a) supports this hypothesis.

Continuing thoughts on the movement of Bacillaria paradoxa colonies

Because the velocities are additive, this is the “world’s fastest microorganism” (Drum and Gordon, 2003), at least when all cells are all moving in the same direction.

While Jeremy’s Pickett-Heap’s section on motility is visually intriguing in regard to coordinated movements inside and outside of a raphe, there is the need for light microscopy cloaking (Ghobara et al., 2019) to better see what is going on under a valve. Hypotheses such as the existence of raphan and raphan synthase (analogous to cellulose synthase), hypothesized to move under an oscillating electric gradient in the cell membrane, and the molecular concerted movement of raphe fibrils (Raj Vansh Singh et al., 2023), stemming from a review of the many models for diatom motility (Gordon, 2021), need investigation, and less complicated molecular modelling.

The flow of water around a moving diatom has preliminarily been investigated by PIV (Particle Image Velocimetry) and suggested anomalous viscosity (Ali Beskok and Can Sabuncu, personal communication, 2019). This could have impacts on the design of faster ships. How/when the raphe fluid gets past the hyaline center of a raphe is unknown.

Cohn’s work on light detecting spots at the ends of motile diatoms needs ultrastructure and molecular work (they have a distinct spectral sensitivity, different from photosynthesis). They might be involved in the light piping hypothesis for synchronization of *Bacillaria*, which needs testing for colonial diatoms. The spots could be involved in synchronization or light distribution to all cells in other colonies of attached cells.

Bacillaria form a cloud of raphe fluid around them, barely visible via the detritus in it (Rines, 2001). Whether this plays a mechanical or other role in motility is unknown.

Three species of *Bacillaria* have been identified (Schmid, 2007; Jahn and Schmid, 2007).

Phylogenetic notes on motility in diatoms

With regard to mobility as discussed in the film, it should be noted that *Ardissonea*, despite the elongate

shape of the frustule, is more closely related to the radially-symmetrical diatoms of the Mediophyceae than any bilaterally-symmetrical clade (Medlin et al., 2008; Lobban et al., 2022). Motility similar to that exhibited by *Ardissonea* has also been documented in a sister genus to *Ardissonea*—*Toxarium* (Kooistra et al., 2003).

As for the hypothesis proposing the labiate process might be a precursor to the raphe slits of the Bacillariophyceae, the molecular data are still ambivalent. While there is a fragilariophycean genus with a series of labiate processes which open into a single, slit-like canal at each valve apex (*Pseudohimantidium*), DNA sequence data from these diatoms suggest that, rather than being sister to the raphe-bearing Bacillariophyceae, these are sister to a derived group of fragilariophyceans within the order Cycloporales (Gómez et al., 2018); this order includes the aforementioned genus *Astrosyne*. A similar morphology exists among the raphe-bearing diatoms of the Eunotiales, where the raphe slits are small and restricted to the apices of the valves. However, these diatoms also possess labiate processes near the valve apices, suggesting that labiate processes and raphe slits are independent structures. Even the earliest molecular phylogenetic studies failed to resolve the Eunotiales as sister to all other raphe-bearing diatoms (Medlin and Kaczmarska, 2004), a pattern that has continued as taxon sampling and sequencing breadth have increased (Theriot et al., 2015; Nakov et al., 2018).

Movement along Actin Cables generated by myosins

It is demonstrated in the film that the cytoplasmic streaming underlying the raphe occurs at the same speed as whole cell transport, and reported that this transport is generated by the adjacent actin filaments. It was also reported that cell movement was generated by «mucilage secretion coupled with cytoplasmic transport». A more likely possibility and more accurate description is that both the cytoplasmic transport of organelles and the force for mucilage-based cell movement is generated not by the actin in the cell, but rather along the actin cables present, using specific actin-based motor proteins such as the plant-specific myosin XI known to generate a wide variety of plant and algal based organelle transport (Buchnik et al., 2015; Kurth et al., 2017; Duan and Tominaga, 2018; Davutoglu et al., 2024). These proteins can generate movement of about 5-10 $\mu\text{m s}^{-1}$, although in some species can be up to 50 $\mu\text{m s}^{-1}$. Thus, the similarity in speeds in the two processes of cytoplasmic transport and cell motility may be due to force generation by the same molecular motors.

2.6. Note on Chapter 10 “Phototaxis”

Photo-regulated movement regulated by biasing direction change at light boundaries

As photosynthetic organisms, diatoms require light for energy production. However, like many algae, the cells are sensitive to the levels of light to which they are exposed, with excessive illumination being harmful. For instance, overly high irradiance can damage diatom photopigments (Cartaxana et al., 2011), and recent

studies with fluorescein staining of siliceous valves have shown that the additional light from fluorescent valves can degrade diatom chloroplasts (Annenkov et al., 2024). While diatoms have evolved physiological mechanisms to protect from over-exposure (e.g. some diatom valves contain special mycosporine-like amino acids which help protect cells from UV radiation; Ingalls et al., 2010), the motility of diatoms, in which they migrate and collect in areas of optimal illumination as shown in the video, is likely an additional important adaptive survival strategy. The frequency and intensity of light which triggers such optimal cell accumulation seems to be part of a species-specific well-regulated response, in which different diatom species are triggered by different light conditions (Cohn and Weitzell, 1996, Cohn et al., 2016).

The characteristics of movement responses relative to light frequency and light intensity have now been characterized in several species (see e.g. Cohn et al., 2021), and seem to indicate that light drives diatom movement and accumulation/dispersion by regulating the enhancement or repression of direction changes in their movement (Cohn et al., 2015). It has been discovered that not only do different species respond quite differently to different intensity and wavelengths of light, but have motile behaviors that can be modulated by the presence or absence of other species (Cohn et al., 2016). In this way, diatoms are able to accumulate into areas of appropriate light (e.g. photosynthetically active) by changing direction at the approach from light into a dark boundary and out of inappropriate light (e.g. high intensity damaging light, or not photosynthetically active) by changing direction when moving into the light. The light sensitivity is thus not really phototaxis in the classical sense of plant movement, but rather considered to be a photophobic response in which cells are not driven to move toward the light, but directionally biased to avoid the light by regulating the frequency of direction changes when cells encounter boundaries with different light conditions. This is likely the reason that *Pinnularia* spp., which typically have mainly circular paths of cell movement, and therefore limited areas of cell exploration, have much more limited rates of cell accumulation into light. This light-dependent localization effect, which is species-specific, coupled with the modulation in the presence of other species, can

help give rise to niche partitioning of the diatoms, in which species become localized and more ecologically successful within a complex algal community.

2.7. Notes on Chapter 14 “Mitosis and Cleavage”

Zig-zag shaped colonies

The zigzag-shaped colony shown (presumably created by diatoms of the genus *Tabellaria*) is described with the words: “These zigzag colonies result from adhesive plugs on opposite corners.” In fact, it is remarkable that the diatoms and parallel connected diatoms in girdle band view form approximate rectangles, which are connected at the opposite corners with a pad of extracellular polymeric substances (EPS). Although this pattern of EPS pads is very common, it should be noted that as the colony continues to grow, it inevitably leads to constellations in which the EPS pads are not opposite each other (diagonal) but are arranged on the same apical side (non-diagonal).

Chain-shaped clonal colonies are formed when diatoms remain connected after cell division, for example by mucilage, for a time that is significantly longer than the generation time (Tiffany et al., 2010; overview of forms in Rimet and Bouchez, 2012). Zigzag-shaped as well as star-shaped colonies develop in pennate diatoms when they fold apart after cell division but remain connected to the neighboring diatom close to an apex. Depending on the species, this splitting into a V-shape does not always occur immediately after the morphogenesis of the valves. Diatoms can also remain connected valve to valve in a parallel arrangement for long periods of time, allowing further cell divisions to take place before splitting. In this case, groups of unseparated diatoms are observed in addition to individual diatoms in the chain or turbulence.

The splitting of parallel diatoms after completed cell division is a random process. Considering a single diatom, the minimum time from its formation to the subsequent separation is given by its doubling time. In principle, it cannot be excluded that the probability of separation also depends on the position in a chain.

A nomenclature introduced by Harbich (2023b) is used to describe the various possible connections.

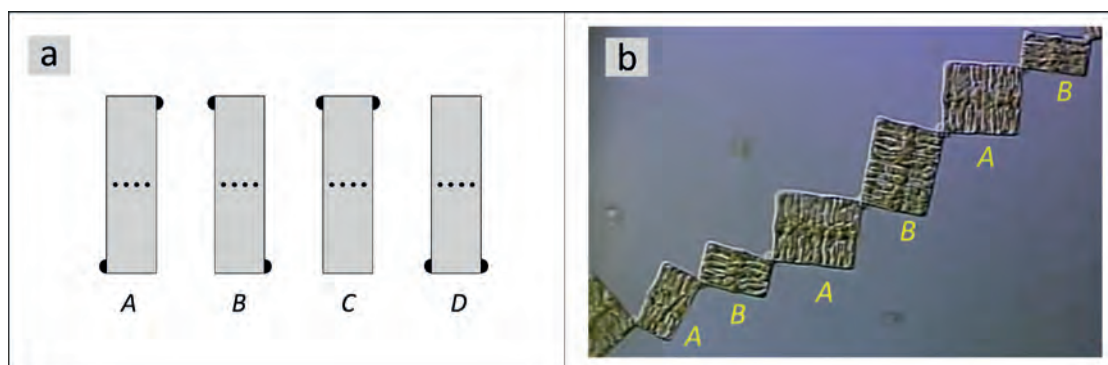


Fig.7. a: Types of possible patterns of adhesive pads on a diatom or a parallel connected group of diatoms, b: Assignment of types to the colony shown in the video (Pickett-Heaps, 2003).

Imagine a zig-zag shaped colony in horizontal position and girdle band view and assign a specific type to each possible arrangement of connection points to neighboring diatoms or groups of diatoms as shown in Fig. 7a. The dots indicate that it can be one diatom, or several diatoms connected at the entire valve. For this reason, capital letters have been used in contrast to the characters chosen in Harbich (2023b). The notation refers to a fixed view of the chain. The transformation of the symbols for rotations and mirroring results from the symmetries of the defined elements. The elements *A* and *B*, where the connection points are opposite each other, should be named “diagonal”, *C* and *D* “non-diagonal”.

The connection pattern of a chain is characterized by a sequence of characters from {*A*, *B*, *C*, *D*}. The notation of the chain in the video (Fig. 7b) is *ABABAB*. As the blocks at the edge of the image cannot be unambiguously assigned to a type, they are not included in the formal description. For easier identification, it is recommended to place the chain horizontally and imagine that the angles between the diatoms are reduced. Also note that *A* can only be followed by a *B* or *C* and *B* can only be followed by an *A* or *D*.

If elements *A* or *B* are split, the newly created connection point can occupy two different positions. This results in processes I to IV in Fig. 8.

In all cases, one non-diagonal element is created. A colony or a part of it is therefore not permanently connected by connecting points at opposite corners. The position of the connection points is determined by the excretion at the ends of the poles and is fixed before detachment. When this non-diagonal element separates, the processes V to VIII shown below in Fig. 9, occur.

Given the dominance of diagonal elements in some colonies, processes VI and VIII appear to be absent or rare. In *Diatoma vulgaris*, for example, only processes V and VII are observed after cell division. In addition, in this example the separation of a non-diagonal element takes on average less time than the separation of a diagonal element. Obviously, chains of diagonal elements are dominant when:

- the non-diagonal elements *C* and *D* separate into diagonal elements and
- the average duration of the separation of non-diagonal elements is small compared to the average duration of the separation of diagonal elements.

Starting from a diagonal element, one then typically observes the sequences of processes shown in Fig. 10.

Two successive processes replace *A* with *ABA* and *B* with *BAB*. At a later stage, the diagonal element formed during the first separation splits. In the case of non-diagonal bundles of several parallel diatoms, longitudinal tensile forces may play a role in favoring separation into an *AB* structure, if this possibility exists due to existing connection points.

Role of motor proteins in regulating cell division

The film shows the dramatic movement of the microtubule center during a typical cell cycle, with its localization near the nucleus during interphase, and migration to the site of spindle formation during the nuclear breakdown and onset of mitosis, often moving a considerable distance in the cell to a new site, now adjacent to the formation of the developing mitotic spindle. While the diatom (and many other algae) has a microtubule organizing center that is devoid of the typical animal cell structure of centrosomes containing centrioles, the described behavior of the centrosome is completely analogous to animal cell centrosomes, in which the movement of the centrosome is driven by the coordinated activity of cellular motor proteins. These motor proteins (mainly kinesins and dyneins) along with associated cellular attachment sites and the attachment of other components to the microtubules emanating from the organizing center, drive the placement of mitotic spindles in many eukaryotic organisms (Karsenti et al., 1996; Marc J, 1997). The microtubule in diatoms is thus not an exception, but rather a typical example of the general way centrosomal-like organizing structures containing γ -tubulin help to coordinate the proper placement of mitotic spindles prior to cell division.

Numerous studies have helped to solidify the role and importance of kinesins in the elongation of the spindle during anaphase, for not only the diatom central spindle but among a diverse range of eukaryotic organisms (Wein et al., 1998; Avunie-Masala et al., 2011; Krüger et al., 2021). Drug perfusion studies have also helped elucidate the energy requirements for spindle elongation and microtubule center movement after division. Addition of dinitrophenol (an ionophore that rapidly eliminates mitochondrial ATP formation) quickly stops spindle elongation in *Surirella* spp. as well

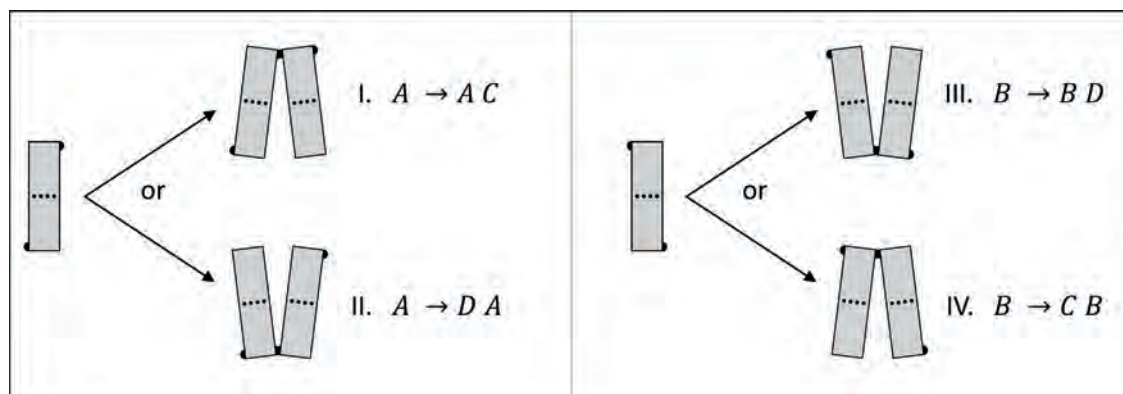


Fig.8. Possibilities for separations of diagonal elements.

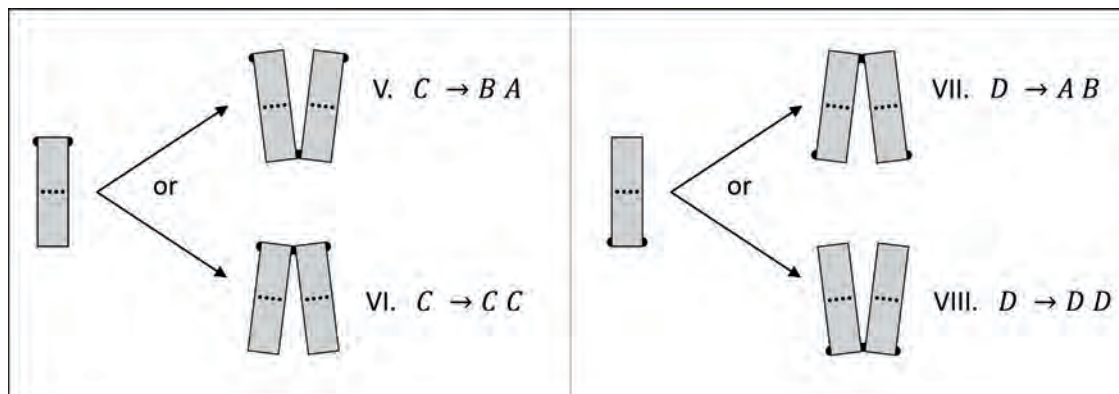


Fig.9. Possibilities for separations of non-diagonal elements.

as the localized movement of the microtubule center (Cohn and Pickett-Heaps, 1988). Addition of the microtubule poison colchicine also eliminated the movement of the microtubule center to the corner of the cell following mitosis (seen also in chapter 15 of this film), causing dramatically abnormal cell wall formation in the daughter cells (Cohn et al., 1989a). It is clear that the proper movement and activity of the microtubule organizing center during mitosis is crucial for spindle placement and subsequent valve formation.

2.8. Notes on Chapter 15 “Valve Morphogenesis”

Role of osmotic pressure in Valve Morphogenesis

A recent study revisited the influence of osmotic pressure on valve morphogenesis, where the authors exposed multiple strains of the mediophycean diatom *Pleurosira laevis* to varying salinities (Kamakura et al., 2022). Two forms have been documented in this diatom: one with flat valves and one with convex valves. These two forms have been described as unique taxa and unique forms of a single taxon, and “Janus cells” (frustules with one flat valve and one convex valve) have also been documented. While environmental cues have long been suspected to have some significance with regard to these two forms, Kamakura et al. (2022) documented the changes wrought on the valve shape by salinity in both strains originally isolated from marine environments changing from a convex valve to a flat valve in freshwater media, but also strains isolated from freshwater environments changing from flat valves to convex valves when exposed to saline media. The authors suggested that this is most likely the consequence of osmotic pressure influencing the shape of the cytoplasm as the new valves form after mitosis.

Cytoskeletal components and biochemicals used in regulation of Valve Morphogenesis

The requirement of cytoskeletal components for proper valve morphogenesis was further substan-

tiated by treatments of diatoms during early valve formation with drug inhibitors of microtubules or actin (Bedoshvili et al., 2018, Bedoshvili et al., 2023). Such treatments showed that inhibition of microtubule formation early in valve morphogenesis resulted in either the very abnormal placement of valve components (as in *Surirella* spp.) or abnormal raphe formation (as in *Pinnularia* spp. or *Hantzschia* spp.). Treatment with an actin inhibitor also inhibited the transport of newly formed valve components to the edge of the cell in *Hantzschia* spp, causing a raphe canal to be developed on the surface of the valve face rather than in the corner of the frustule (Cohn et al., 1989a).

Monitoring of valve morphogenesis, starting from the formation of primary silicon-containing particles, is possible using the fluorescent biosilica trackers mentioned above (Table 1). In particular, submicrometer-sized cytoplasmic silica particles (Annenkov et al., 2013) were detected, and the formation of the silica deposition vesicles was visualized by video (Annenkov et al., 2019). Fluorescently tagged poly(acrylic acid) was used as a model of oligosilicates to test the pinocytosis hypothesis for silicon capture from the environment (Annenkov et al., 2020). Fluorescent vital dyes capable of staining growing siliceous structures have been actively used in works dealing with cytoskeletal action, growth of new valves, etc. The development of new technologies in microscopy, including overcoming wavelength limitations, will lead to new discoveries based on vital biosilica trackers.

2.9. Note on Chapter 16 “Spine Morphogenesis”

Many different structures have been called “spines”

Much like the terms “centric” and “pennate”, the term “spine” is purely descriptive and should not infer any sort of ontogenetic or evolutionary homology. Williams (2019) pointed out that, even within the Fragilariophyceae, structures called “spines” can

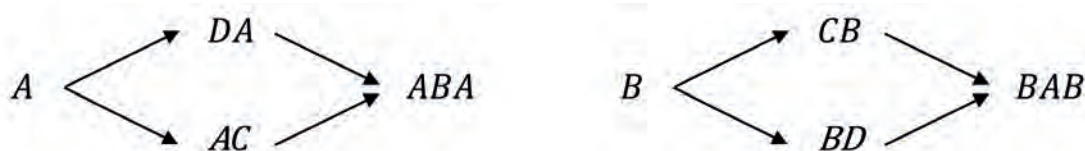


Fig.10. Two successive divisions, starting from an element of type A (left) and an element of type B (right).

have significantly different ontogenetic histories (such as arising from virgae or vimenes of the developing valves) and cannot be considered homologous. In the case of the “spines” mentioned in the video, some are actually the external tubes of the labiate process, and subject to different morphogenetic processes than, for example, the mantle “spines” of *Corethron*.

The noted differentiation between *Rhizosolenia* and *Proboscia* based on the presence or absence of a labiate process at the peak of the valve center has been shown to be slightly more nuanced than presented. Jordan et al. (2019) illustrated the “spines” of several *Rhizosolenia* and *Proboscia* spp. under SEM, documenting several different internal morphologies of the labiate process at the base of the “spine” (representing the external tube of the labiate process) in various *Rhizosolenia* species. In the broken valves of several strains, they also documented that a labiate process exists near the tip of the “spine” in *Proboscia*, expressed externally as a slit and internally as two thin, rounded siliceous slabs. Thus, the labiate process is involved in the “spine” of both genera, though in *Proboscia* the labiate process is borne by the “spine”, rather than the labiate process being the “spine” in *Rhizosolenia*.

In DLA (Diffusion Limited Aggregation), growth of structures follows spatial chemical gradients, due to the local depletion of the precipitant. The setae of diatoms, in their curvatures, look much like they follow such gradients. To test this, we propose altering the supposed silica gradient by flow and/or saturation.

2.10. Notes on Chaps. 20 “Sex in Pennates”

Gamete diversity in “centrics” and “pennates”

The mechanisms of sexual reproduction in diatoms have been shown to be far more diverse than was understood at the time this video was produced. Davidovich et al. (2017) documented gametes in the mediophycean diatom genus *Ardissonaea* with motility driven by amoeboid cytoplasmic extensions, rather than the flagella expected in a “centric” clade. The sexual reproductive cycle in *Ardissonaea* remains anisogamous, as the amoeboid motile gamete is significantly smaller than the immobile gamete. Among the araphid “pennate” diatoms, a somewhat similar anisogamous sexual cycle was described in *Pseudostaurosira* (Sato et al., 2011) and *Plagiogramma* (Kaczmarek et al., 2017). Rather than featuring numerous amoeboid pseudopods, as in *Ardissonaea*, the motile gametes of *Pseudostaurosira* appear to maneuver via an elongated pseudopod. While gamete ultrastructure has only been described in a small fraction of the overall diversity of diatoms, mapping the known sexual cycles to the molecular phylogeny appears to support a narrative of an overall evolutionary trajectory from anisogamous gametes with flagellate motile gametes, to anisogamy with amoeboid, pseudopod-bearing motile gametes and finally to the isogamous, amoeboid gametes of the raphe-bearing “pennate” diatoms.

Size regeneration, auxospore ultrastructure and the molecular phylogeny

With regard to the auxospore and size regener-

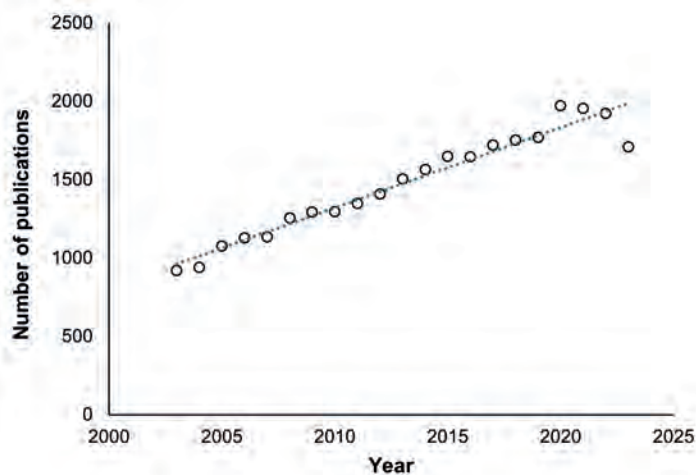


Fig.11. Publication records spanning the past two decades since the release of Picket-Heaps’ instructional video “Diatoms in Glass Houses,” extracted from the Web of Science Core Collection (webofscience.com) using the keyword “diatom” across all publication types.

ation in diatoms, it should be noted that one level of the classification based on the molecular phylogeny proposed by Medlin and Kaczmarek (2004) has continued to be monophyletic in nearly all subsequent analyses, regardless of taxon sampling and marker: the Bacillariophytina. This clade includes the “centric” Mediophyceae and the “pennate” Fragilariophyceae and Bacillariophyceae, and appears to correspond to the evolution of perizonial bands, which shape the immature auxospore into the elongate and prism-like mature cells. Whether or not further taxonomic diversification correlates to the diversification of perizonial bands seen across the subdivision Bacillariophytina will require further documentation of the early and immature auxospores from additional taxa.

The “uncanny symmetry” (Pappas et al., 2021) of some diatom valves has yet to be explained. It might be related to polygonal shapes in many Archaea (Gordon, 2024), which has a possible explanation in energy minimization of the S-layer.

Diatom pheromones in sexual reproduction

One of the key questions in diatom sexual reproduction is the nature of how individuals from potential mating pairs find each other prior to alignment, secretion of the protective mucilage coat, initiation of meiosis, and migration of the gametes for fusion. Recent work has pointed to the presence of diatom pheromones that act as sexual attractants during sexual reproduction (Bondoc et al., 2016; Moeys et al., 2016; Klapper et al., 2021). These investigations also suggest that the pairwise association is driven by compatible mating types, with one mating type acting as a relative stationary cell secreting an attractant for cells of the other mating type. Extraction of materials from cellular exudates showed ability to attract cells of the proper mating type. Diatom pheromones have also been indicated in the regulation of the cell cycle associated with meiotic gamete formation. The chemical nature of the pheromones in different diatom species is still under investigation, but in some species is thought to be related to proline derivatives such as L-dipropine.

Cell Wall changes during sexual reproduction

In terms of valve morphogenesis after auxospore elongation, it has also been shown that the valve of the initial cell can have a number of distinct characteristics in pore and striation structure compared to the normal vegetative cells. These differences are true for both pennate raphid diatoms (Cohn et al., 1989b; Kaczmarska et al., 2000) as well as araphid diatoms (Sato et al., 2004). These differences are not surprising given the large amount of osmotic pressure derived cell growth and cytoplasmic reorganizations that take place in the auxospore prior to initial cell formation, that become stabilized upon vegetative growth. Studies are also currently underway (S. Cohn, personal communication) to measure the relative rate of cell size diminution during vegetative growth after initial cell formation.

3. Conclusions

In reflecting on the enduring legacy of the teaching video from Jeremy Pickett-Heaps, "Diatoms: Life in Glass Houses," published two decades ago, it is striking to witness how its content remains relevant to this day. Despite the modest size of the diatom research community and its relatively limited funding compared to other fields, the productivity and impact of this niche area have grown constantly, but not exponentially, over the years (Fig. 11). The advancements made in diatom research since the release of this video have been profound, touching upon various aspects of diatom biology, ecology, and biogeography. From investigating the molecular mechanisms behind frustule formation to exploring the ecological roles of diatoms in aquatic ecosystems, the field made significant strides in understanding these enigmatic microorganisms better. Moreover, the application of new imaging techniques and high-throughput sequencing technologies have provided deeper insights into diatom taxonomy and ecology, expanding our understanding of their diversity and functional traits.

As we dive into some updates and developments in diatom research following the sequence of topics presented in this video, it becomes evident that Pickett-Heaps' pioneering work laid a solid foundation for future investigations. From the utilization of diatomaceous earth in ancient construction to the exploration of photonic properties in diatom frustules for modern technological applications, the relevance of diatoms transcends time and spans across diverse disciplines. The intricate movements of *Bacillaria* colonies, the classification challenges posed by molecular techniques, and the fascinating intricacies of diatom motility serve the ongoing quest for knowledge and understanding in diatom research.

Acknowledgements

JWG thanks the Foundation for Science and Technology (FCT; Portugal) for support through a Concurso Estímulo ao Emprego Científico Individual grant (no. 2020.04217.CEECIND), for their support through grant no. PTDCBTA-BTA20612021, as well as

for financial support to CESAM (UIDB/50017/2020 + UIDP/50017/2020 + LA/P/0094/2020). AVV thanks the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation for financial support, Project no. 122012600070-9.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

- Alicea B., Gordon R., Harbich T. et al. 2021. Towards a digital diatom: Image processing and deep learning analysis of *Bacillaria paradoxa* dynamic morphology. In: Cohn S.A., Manoylov K.M., Gordon R. (Eds.). *Diatom Gliding Motility*, pp. 223-248. DOI: [10.1002/9781119526483.ch10](https://doi.org/10.1002/9781119526483.ch10)
- Alicea B., Gordon R., Parent J. 2023. The psychophysical world of the motile diatom *Bacillaria paradoxa*. In: Pappas J.L. (Ed.). *The Mathematical Biology of Diatoms*. USA, pp. 229-263. DOI: [10.1002/9781119751939.ch9](https://doi.org/10.1002/9781119751939.ch9)
- Alverson A.J., Cannone J.J., Gutell R.R. et al. 2006. The evolution of elongate shape in diatoms. *Journal of Phycology* 42: 655-668. DOI: [10.1111/j.1529-8817.2006.00228.x](https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2006.00228.x)
- Amin S.A., Parker M.S., Armbrust E.V. 2012. Interactions between Diatoms and Bacteria. *Microbiology and Molecular Biology Reviews* 76: 667-684. DOI: [10.1128/mmbr.00007-12](https://doi.org/10.1128/mmbr.00007-12)
- Andresen S., Linnemann S.K., Ahmad Basri A.B. et al. 2024. Natural Frequencies of Diatom Shells: Alteration of Eigenfrequencies Using Structural Patterns Inspired by Diatoms. *Biomimetics* 9: 85. DOI: [10.3390/biomimetics9020085](https://doi.org/10.3390/biomimetics9020085)
- Annenkov V.V., Basharina T.N., Danilovtseva E.N. et al. 2013. Putative silicon transport vesicles in the cytoplasm of the diatom *Synedra acus* during surge uptake of silicon. *Protoplasma* 250: 1147-1155. DOI: [10.1007/s00709-013-0495-x](https://doi.org/10.1007/s00709-013-0495-x)
- Annenkov V.V., Gordon R., Zelinskiy S.N. et al. 2020. The probable mechanism for silicon capture by diatom algae: assimilation of polycarbonic acids with diatoms, is endocytosis a key stage in building of siliceous frustules? *Journal of Phycology* 56: 1729-1737. DOI: [10.1111/jpy.13062](https://doi.org/10.1111/jpy.13062)
- Annenkov V.V., Zelinskiy S.N., Pal'shin V.A. et al. 2019. Coumarin based fluorescent dye for monitoring of siliceous structures in living organisms. *Dyes and Pigments* 160: 336-343. DOI: [10.1016/j.dyepig.2018.08.020](https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2018.08.020)
- Annenkov V.V., Zelinskiy S.N., Pal'shin V.A. et al. 2024. Fluorescein-based vital dye for silicifying organisms. *Dyes and Pigments* 222: 11838. DOI: [10.1016/j.dyepig.2023.111838](https://doi.org/10.1016/j.dyepig.2023.111838)
- Arbeloa T.L., Estévez M.J.T., Arbeloa F.L. et al. 1991. Luminescence properties of rhodamines in water/ethanol mixtures. *Journal of Luminescence* 48-49: 400-404. DOI: [10.1016/0022-2313\(91\)90147-N](https://doi.org/10.1016/0022-2313(91)90147-N)
- Armstrong E., Dwyer C.O. 2015. Artificial opal photonic crystals and inverse opal structures- fundamentals and applications from optics to energy storage. *Journal of materials chemistry C* 3: 6109-6143. DOI: [10.1039/c5tc01083g](https://doi.org/10.1039/c5tc01083g)
- Ashworth M.P., Ruck E.C., Lobban C.S. et al. 2012. A revision of the genus *Cyclophora* and description of *Astrosyne* gen. nov. (Bacillariophyta), two genera with the pyrenoids contained within pseudosepta. *Phycologia* 51: 684-699. DOI: [10.2216/12-004.1](https://doi.org/10.2216/12-004.1)
- Avunie-Masala R., Movshovich N., Nissenkorn Y. et al. 2011. Phospho-regulation of kinesin-5 during anaphase spindle elongation. *Journal of Cell Science* 124: 873-878. DOI: [10.1242/jcs.077396](https://doi.org/10.1242/jcs.077396)
- Bedoshvili Ye., Gneusheva K., Popova M. et al. 2018. Anomalies in the valve morphogenesis of the centric diatom

alga *Aulacoseira islandica* caused by microtubule inhibitors. *Biology Open* 7: bio035519. DOI: [10.1242/bio.035519](https://doi.org/10.1242/bio.035519)

Bedoshvili Ye.D., Bayramova E.M., Zakharova Yu.R. 2023. Changes in valve morphogenesis of *Aulacoseira islandica* by γ -tubulin inhibitor gatastatin. *Limnology and Freshwater Biology* 6: 180-189. DOI: [10.31951/2658-3518-2023-A-6-180](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2023-A-6-180)

Behrenfeld M.J., Halsey K.H., Boss E. et al. 2021. Thoughts on the evolution and ecological niche of diatoms. *Ecological Monographs* 91: 1–25. DOI: [10.1002/ecm.1457](https://doi.org/10.1002/ecm.1457)

Benoiston A.S., Ibarbalz F.M., Bittner L. et al. 2017. The evolution of diatoms and their biogeochemical functions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 372: 1-10. DOI: [10.1098/rstb.2016.0397](https://doi.org/10.1098/rstb.2016.0397)

Bondoc K.G.V., Lembke C., Vyverman W. et al. 2016. Searching for a Mate: Pheromone-Directed Movement of the Benthic Diatom *Seminavis robusta*. *Microbial Ecology* 72: 287-294. DOI: [10.1007/s00248-016-0796-7](https://doi.org/10.1007/s00248-016-0796-7)

Bonifacino J.S., Neefjes J. 2017. Moving and positioning the endolysosomal system. *Current Opinions in Cell Biology* 47: 1-8. DOI: [10.1016/j.ceb.2017.01.008](https://doi.org/10.1016/j.ceb.2017.01.008)

Buchnik L., Abu-Abied M., Sadot E. 2015. Role of plant myosins in motile organelles: Is a direct interaction required? *Journal of Integrated Plant Biology* 57: 23-30. DOI: [10.1111/jipb.12282](https://doi.org/10.1111/jipb.12282)

Cartaxana P., Ruivo M., Hubas C. et al. 2011. Physiological versus behavioral photoprotection in intertidal epipelagic and epipsammic benthic diatom communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 405(1-2): 120-127. DOI: [10.1016/j.jembe.2011.05.027](https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.05.027)

Cohn S.A., Dunbar S., Ragland R. et al. 2016. Analysis of light quality and assemblage composition on diatom motility and accumulation rate. *Diatom Research* 31: 1–12. DOI: [10.1080/0269249x.2016.1193058](https://doi.org/10.1080/0269249x.2016.1193058)

Cohn S.A., Halpin D., Hawley N. et al. 2015. Comparative analysis of light-stimulated motility responses in three diatom species. *Diatom Research* 30: 213-225. DOI: [10.1080/0269249x.2015.1058295](https://doi.org/10.1080/0269249x.2015.1058295)

Cohn S.A., Nash J., Pickett-Heaps J.D. 1989. The effect of drugs on diatom valve morphogenesis. *Protoplasma* 149: 130-143. DOI: [10.1007/bf01322985](https://doi.org/10.1007/bf01322985)

Cohn S.A., Pickett-Heaps J.D. 1988. The effects of colchicine and dinitrophenol on the in vivo rates of anaphase A and B in the diatom *Surirella*. *European Journal of Cell Biology* 46: 523-530.

Cohn S.A., Spurck T.P., Pickett-Heaps J.D. 1999. High energy irradiation at the leading tip of moving diatoms causes a rapid change of cell direction. *Diatom Research* 14: 193-206. DOI: [10.1080/0269249x.1999.9705466](https://doi.org/10.1080/0269249x.1999.9705466)

Cohn S.A., Spurck T.P., Pickett-Heaps J.D. et al. 1989. Perizonium and Initial Valve formation in the diatom *Navicula Cuspidata* (Bacillariophyceae). *Journal of Phycology* 25: 15-26. DOI: [10.1111/j.0022-3646.1989.00015.x](https://doi.org/10.1111/j.0022-3646.1989.00015.x)

Cohn S.A., Warnick L., Timmerman B. 2021. Chapter 5: Photophobic Responses of Diatoms – Motility and Inter-Species Modulation. In: Cohn S.A., Manoylov K.M., Gordon R. (Eds.), *Diatom Gliding Motility*. Volume 2 in the series: *Diatoms: Biology & Applications*, pp. 111-134. DOI: [10.1002/9781119526483.ch5](https://doi.org/10.1002/9781119526483.ch5)

Danilovtseva E.N., Palshin V.A., Zelinskiy S.N. et al. 2019. Fluorescent dyes for the study of siliceous sponges. *Limnology and Freshwater Biology* 5: 302-307. DOI: [10.31951/2658-3518-2019-A-5-302](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2019-A-5-302)

Danilovtseva E.N., Verkhozina O.N., Zelinskiy S.N. et al. 2013. New fluorescent derivatives of oligopropylamines. *ARKIVOC* 3: 266-281. DOI: [10.3998/ark.5550190.0014.320](https://doi.org/10.3998/ark.5550190.0014.320)

Davidovich N.A., Davidovich O.I., Podunay Y.A. et al. 2017. *Ardissonea crystallina* has a type of sexual reproduction that is unusual for centric diatoms. *Scientific Reports* 7: 14670. DOI: [10.1038/s41598-017-15301-z](https://doi.org/10.1038/s41598-017-15301-z)

Davutoglu M.G., Geyer V.F., Niese L. et al. 2024. Gliding motility of the diatom *Craspedostauros australis* coincides with the intracellular movement of raphid-specific myosins. *Communications Biology* 7(1): 1187. DOI: [10.1038/s42003-024-06889-w](https://doi.org/10.1038/s42003-024-06889-w)

Desclés J., Vartanian M., El Harrak A. et al. 2008. New tools for labeling silica in living diatoms. *New Phytologist* 177: 822-829. DOI: [10.1111/j.1469-8137.2007.02303.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2007.02303.x)

De Tommasi E., Chiara de Luca A. 2022. Diatom biosilica in plasmonics: applications in sensing, diagnostics and therapeutics. *Biomedical Optics Express* 13: 3080-3101. DOI: [10.1364/BOE.457483](https://doi.org/10.1364/BOE.457483)

Drum R.W., Gordon R., Bender R. et al. 1971. On weakly coupled diatomic oscillators: *Bacillaria's* paradox resolved. *Journal of Phycology* 7(Suppl.): 13-14. WOS: A1971J826700061

Drum R.W., Gordon R. 2003. Star Trek replicators and diatom nanotechnology. *Trends in Biotechnology* 21(8): 325-328. DOI: [10.1016/S0167-7799\(03\)00169-0](https://doi.org/10.1016/S0167-7799(03)00169-0)

Duan Z., Tominaga M. 2018. Actin-myosin XI: an intracellular control network in plants. *Biochemical and Biophysical Research Communications* 506: 403-408. DOI: [10.1016/j.bbrc.2017.12.169](https://doi.org/10.1016/j.bbrc.2017.12.169)

Fuhrmann T., Landwehr S., El Rharbi-Kucki M. et al. 2004. Diatoms as living photonic crystals. *Applied Physics B* 78: 257-260. DOI: [10.1007/s00340-004-1419-4](https://doi.org/10.1007/s00340-004-1419-4)

Funk G. 1919. Notizen über Meeresdiatomeen (Translation: Notes on marine diatoms). *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 37: 187-192.

Fu W., Wichuk K., Brynjólfsson S. 2015. Developing diatoms for value-added products: challenges and opportunities. *New Biotechnology* 32(6): 547-551. DOI: [10.1016/j.nbt.2015.03.016](https://doi.org/10.1016/j.nbt.2015.03.016)

Ghobara M.M., Mazumder N., Vinayak V. et al. 2019. On light and diatoms: A photonics and photobiology review. In: Gordon R., Seckbach J. (Eds.), *Diatoms: Fundamentals & Applications*. USA, pp. 129-189. DOI: [10.1002/9781119370741.ch7](https://doi.org/10.1002/9781119370741.ch7)

Ghobara M.M., Mousa A.M. 2019. Diatomite in Use: Nature, Modifications, Commercial Applications, and Prospective Trends. In: Gordon R., Seckbach J. (Eds.), *Diatoms: Fundamentals and Applications*. USA, pp. 471-510. DOI: [10.1002/9781119370741](https://doi.org/10.1002/9781119370741)

Goessling J.W., Ashworth M.P., Ellegaard M. et al. 2024. Hypotheses on Frustule Functionalities: From Single Species Analysis to Systematic Approaches. In: Goessling J., Seródio J.W., Lavaud J. (Eds.), *Diatom Photosynthesis: From Primary Production to High Value Molecules*. Wiley Scrivener, Beverly, Mass.

Goessling J.W., Shanti Paul V., Santiago González A.A. et al. 2020. Biosilica slab photonic crystals as an alternative to cleanroom nanofabrication. *Faraday Discussions* 223: 261-277. DOI: [10.1039/D0FD00031K](https://doi.org/10.1039/D0FD00031K)

Goessling J.W., Wardley W.P., Lopez-Garcia M. 2020. Highly Reproducible, Bio-Based Slab Photonic Crystals Grown by Diatoms. *Advanced Science* 7(10): 1903726. DOI: [10.1002/advs.201903726](https://doi.org/10.1002/advs.201903726)

Gordon R., Losic D., Tiffany M.A. et al. 2009. The Glass Menagerie: Diatoms for novel applications in nanotechnology. *Trends in Biotechnology* 27(2): 116-127. DOI: [10.1016/j.tibtech.2008.11.003](https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2008.11.003)

Gordon R. 2021. The whimsical history of proposed motors for diatom motility. In: Cohn S.A., Manoylov K.M., Gordon R. (Eds.), *Diatom Gliding Motility*. USA, pp. 335-420. DOI: [10.1002/9781119526483.ch14](https://doi.org/10.1002/9781119526483.ch14)

Gordon R. 2024. In: Gordon R., Seckbach J. (Eds.), *Origin of Life via Archaea: Shaped Droplets to Archaea First, With a Compendium of Archaea Micrographs [OOLA, Volume in the series Astrobiology Perspectives on Life of the Universe,*

Eds. Richard Gordon & Joseph Seckbach]. Wiley-Scrivener, Beverly, Massachusetts. USA.

Gómez F., Wang L., Lin S. 2018. Morphology and molecular phylogeny of epizoic araphid diatoms on marine zooplankton, including *Pseudofalcula hyalina* gen. & comb. nov. (Fragilariophyceae, Bacillariophyta). Journal of Phycology 54: 557-570. DOI: [10.1111/jpy.12760](https://doi.org/10.1111/jpy.12760)

Hamm C.E., Merkel R., Springer O. et al. 2003. Architecture and material properties of diatom shells provide effective mechanical protection. Nature 421: 841-843. DOI: [10.1038/nature01416](https://doi.org/10.1038/nature01416)

Hannaford M.R., Rusan N.M. 2024. Positioning centrioles and centrosomes. Journal of Cell Biology 223: e202311140. DOI: [10.1083/jcb.202311140](https://doi.org/10.1083/jcb.202311140)

Harbich T. 2023. Modeling the Synchronization of the Movement of *Bacillaria paxillifer* by a Kuramoto Model with Time Delay. In: Pappas J.L. (Ed.), The Mathematical Biology of Diatoms. USA, pp. 193-228. DOI: [10.1002/9781119751939.ch8](https://doi.org/10.1002/9781119751939.ch8)

Harbich T. 2023. Pattern Formation in *Diatoma vulgaris* Colonies: Observations and Description by a Lindenmayer-System. In: Pappas J.L. (Ed.), The Mathematical Biology of Diatoms. USA, pp. 265-290. DOI: [10.1002/9781119751939.ch10](https://doi.org/10.1002/9781119751939.ch10)

Hildebrand M., Lerch S.J.L., Shrestha R.P. 2018. Understanding diatom cell wall silicification-moving forward. Frontiers in Marine Science 5: 1-19. DOI: [10.3389/fmars.2018.00125](https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00125)

Hildebrand M., Lerch S.J.L. 2015. Diatom silica biomineralization: Parallel development of approaches and understanding. Seminars in Cell and Developmental Biology 46: 27-35. DOI: [10.1016/j.semcdb.2015.06.007](https://doi.org/10.1016/j.semcdb.2015.06.007)

Ingalls A.E., Whitehead K., Bridoux M.C. 2010. Tinted windows: The presence of the UV absorbing compounds called mycosporine-like amino acids embedded in the frustules of marine diatoms. Geochimica et Cosmochimica Acta 74: 104-115. DOI: [10.1016/j.gca.2009.09.012](https://doi.org/10.1016/j.gca.2009.09.012)

Jahn R., Schmid A.M.M. 2007. Revision of the brackish-freshwater diatom genus *Bacillaria* Gmelin (Bacillariophyta) with the description of a new variety and two new species. European Journal of Phycology 42(3): 295-312. DOI: [10.1080/09670260701428864](https://doi.org/10.1080/09670260701428864)

Jin P., Beardall J., Gao K. 2024. Photosynthetic and Growth Responses of Planktonic Diatoms to Ocean Global Changes. In: Goessling J., Seródio J.W. and Lavaud J. (Eds.), Diatom Photosynthesis: From Primary Production to High Value Molecules. Wiley Scrivener, Beverly, Mass.

Jordan R., Ashworth M.P., Uezato Y. et al. 2019. Polyphyly and homoplastic structures in rhizosolenioid diatom genera: a review. Plant Ecology and Evolution 152: 142-149. DOI: [10.5091/plecevo.2019.1599](https://doi.org/10.5091/plecevo.2019.1599)

Kaczmarek I., Bates S.S., Ehrman J.M. et al. 2000. Fine structure of the gamete, auxospore and initial cell in the pennate diatom *Pseudo-nitzschia multiseriata*. Nova Hedwigia 71: 337-357.

Kaczmarek I., Gray Jr.B.S., Ehrman J.M. et al. 2017. Sexual reproduction in plagiogrammeacean diatoms: First insights into the early pennates. PLoS ONE 12(8): e0181413. DOI: [10.1371/journal.pone.0181413](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0181413)

Kamakura S., Ashworth M.P., Yamada K. et al. 2022. Morphological plasticity in response to salinity change in the euryhaline diatom *Pleurosira laevis* (Bacillariophyta). Journal of Phycology 58: 631-642. DOI: [10.1111/jpy.13277](https://doi.org/10.1111/jpy.13277)

Kapinga M.R.M., Gordon R. 1987. Cell to cell communication in the gliding diatom *Bacillaria*. In: Proceedings of the Microscopical Society of Canada 14(12): 65-81.

Kapinga M.R.M., Gordon R. 1992. Cell motility rhythms in *Bacillaria paxillifer*. Diatom Research 7(2): 221-225. DOI: [10.1080/0269249X.1992.9705215](https://doi.org/10.1080/0269249X.1992.9705215)

Kapinga M.R.M. 1989. Observations on the Growth and Motile Behavior of the Colonial Diatom *Bacillaria paxillifer* in Culture [M.Sc.Thesis, Supervisor: R. Gordon]. Winnipeg: University of Manitoba. URL: <https://mspace.lib.umanitoba.ca/bitstream/handle/1993/17075/KapingaObservationson.pdf?sequence=1>

Karsenti E., Boleti H., Vernos I. 1996. The role of microtubule dependent motors in centrosome movements and spindle pole organization during mitosis. Seminars in Cell and Developmental Biology 7: 367-378. DOI: [10.1006/scdb.1996.0046](https://doi.org/10.1006/scdb.1996.0046)

Keck F., Rimet F., Franc A. et al. 2016. Phylogenetic signal in diatom ecology: perspectives for aquatic ecosystems biomonitoring. Ecological Applications 26: 861-872. DOI: [10.1890/14-1966](https://doi.org/10.1890/14-1966)

Klapper F., Audoor S., Vyverman W. et al. 2021. Pheromone Mediated Sexual Reproduction of Pennate Diatom *Cylindrotheca closterium*. Journal of Chemical Ecology 47: 504-512. DOI: [10.1007/s10886-021-01277-8](https://doi.org/10.1007/s10886-021-01277-8)

Kooistra W.H.C.F., De Stefano M., Mann D.G. et al. 2003. Phylogenetic position of *Toxarium*, a pennate-like lineage within centric diatoms (Bacillariophyceae). Journal of phycology 39: 185-197. DOI: [10.1046/j.1529-8817.2003.02083.x](https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2003.02083.x)

Krishnamurthy D., Li H., du Rey F.B. et al. 2019. Scale-free Vertical Tracking Microscopy: Towards Bridging Scales in Biological Oceanography. Biorxiv: 610246. DOI: [10.1101/610246](https://doi.org/10.1101/610246)

Krüger L.K., Gélín M., Ji L. et al. 2021. Kinesin-6 Klp9 orchestrates spindle elongation by regulating microtubule sliding and growth. eLife 10: e67489. DOI: [10.7554/elife.67489](https://doi.org/10.7554/elife.67489)

Kucki M., Fuhrmann-Lieker T. 2012. Staining diatoms with rhodamine dyes: control of emission colour in photonic biocomposites. Journal of the Royal Society Interface 9: 727-733. DOI: [10.1098/rsif.2011.0424](https://doi.org/10.1098/rsif.2011.0424)

Kurth E.G., Peremyslov V.V., Turner H.L. et al. 2017. Myosin-driven transport network in plants. Proceedings of the National Academy of Science 114: E1385-E1394. DOI: [10.1073/pnas.1620577114](https://doi.org/10.1073/pnas.1620577114)

Larson A.G., Chajwa R., Li H. et al. 2023. Inflation induced motility for long-distance vertical migration. bioRxiv: 2022.08.19.504465. DOI: [10.1101/2022.08.19.504465](https://doi.org/10.1101/2022.08.19.504465)

Leblanc K., Quéguiner B., Diaz F. et al. 2018. Nanoplanktonic diatoms are globally overlooked but play a role in spring blooms and carbon export. Nature communications 2018(9): 1-12. DOI: [10.1038/s41467-018-03376-9](https://doi.org/10.1038/s41467-018-03376-9)

Lechner C.C., Becker C.F.W. 2015. Silaffins in Silica Biomineralization and Biomimetic Silica Precipitation. Marine Drugs 13: 5297-5333. DOI: [10.3390/md13085297](https://doi.org/10.3390/md13085297)

Lengyel E., Barreto S., Padisák J. et al. 2023. Contribution of silica-scaled chrysophytes to ecosystems services: a review. Hydrobiologia 850(12): 2735-2756. DOI: [10.1007/s10750-022-05075-5](https://doi.org/10.1007/s10750-022-05075-5)

Li C.W., Chu S., Lee M. 1989. Characterizing the silica deposition vesicle of diatoms. Protoplasma 151: 158-163. DOI: [10.1007/BF01403453](https://doi.org/10.1007/BF01403453)

Lobban C.S., Ashworth M.P., Camacho T. et al. 2022. Revision of Ardissonaceae (Bacillariophyta, Mediophyceae) from Micronesian populations, with descriptions of two new genera, *Ardissonopsis* and *Grunowago*, and new species in *Ardissonia*, *Synedrosphenia* and *Climacosphenia*. PhytoKeys 208: 103-184. DOI: [10.3897/phytokeys.208.89913](https://doi.org/10.3897/phytokeys.208.89913)

Losic D., Rosengarten G., Mitchell J.G. et al. 2006. Pore Architecture of Diatom Frustules Potential Nanostructured Membranes for Molecular and Particle Separations. Journal of nanoscience and nanotechnology 6: 982-989. DOI: [10.1166/jnn.2006.174](https://doi.org/10.1166/jnn.2006.174)

Luís A.T., Vaché V., Choquet P. 2017. Atomic force microscopy (AFM) application to diatom study: review and

perspectives. *Journal of applied phycology* 29: 2989-3001. DOI: [10.1007/s10811-017-1177-4](https://doi.org/10.1007/s10811-017-1177-4)

Marc J. 1997. Microtubule-organizing centres in plants. *Trends in Plant Science* 2: 223-230. DOI: [10.1016/s1360-1385\(97\)89547-7](https://doi.org/10.1016/s1360-1385(97)89547-7)

Mayzel B., Aram L., Varsano N. et al. 2021. Structural evidence for extracellular silica formation by diatoms. *Nature communications* 12: 1-8. DOI: [10.1038/s41467-021-24944-6](https://doi.org/10.1038/s41467-021-24944-6)

Medlin L.K., Kaczmarek I. 2004. Evolution of the diatoms: V. Morphological and cytological support for the major clades and a taxonomic revision. *Phycologia* 43: 245-270. DOI: [10.2216/i0031-8884-43-3-245.1](https://doi.org/10.2216/i0031-8884-43-3-245.1)

Medlin L.K., Sato S., Mann D.G. et al. 2008. Molecular evidence confirms sister relationship of Ardissonaea, Climacosphecia, and Toxarium within the biopolar centric diatoms (Bacillariophyta, Mediophyceae), and cladistic analyses confirm that extremely elongated shape has arisen twice in the diatoms. *Journal of Phycology* 44: 1340-1348. DOI: [10.1111/j.1529-8817.2008.00560.x](https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2008.00560.x)

Medlin L.K. 2009. The use of the terms centric and pennate. *Diatom Research* 24: 499-501. DOI: [10.1080/0269249X.2009.9705818](https://doi.org/10.1080/0269249X.2009.9705818)

Moeys S., Frenkel J., Lembke C. et al. 2016. A sex-inducing pheromone triggers cell cycle arrest and mate attraction in the diatom *Seminavis robusta*. *Scientific Reports* 6: 19252. DOI: [10.1038/srep19252](https://doi.org/10.1038/srep19252)

Müller O.F. 1782. Von einem sonderbaren Wesen im Meerwasser, welches aus kleinen Stäbgen, durch deren mancherley Stellung es verschiedene Gestalten bildet, zu bestehen scheint. (Translation: About a strange creature in the sea water, which seems to consist of small sticks whose various positions cause it to form different shapes.) In: Goeze J.A.E. (Ed.), *Otto Friedrich Müllers kleine Schriften aus der Naturhistorie*. Dessau, 1(1), pp. 1-14.

Nakov T., Beaulieu J.M., Alverson A.J. 2018. Accelerated diversification is related to life history and locomotion in a hyperdiverse lineage of microbial eukaryotes (Diatoms, Bacillariophyta). *New Phytologist* 219: 462-473. DOI: [10.1111/nph.15137](https://doi.org/10.1111/nph.15137)

Pamirsky I.E., Golokhvast K.S. 2013. Silaffins of Diatoms: From Applied Biotechnology to Biomedicine. *Marine Drugs* 11: 3155-3167. DOI: [10.3390/md11093155](https://doi.org/10.3390/md11093155)

Pappas J.L., Tiffany M.A., Gordon R. 2021. The uncanny symmetry of some diatoms and not of others: A multi-scale morphological characteristic and a puzzle for morphogenesis. In: Annenkov V., Seckbach J., Gordon R. (Eds.), *Diatom Morphogenesis*. USA, pp.19-67. DOI: [10.1002/9781119488170.ch2](https://doi.org/10.1002/9781119488170.ch2)

Petrova D.P., Morozov A.A., Potapova N.A. et al. 2023. Analysis of Predicted Amino Acid Sequences of Diatom Microtubule Center Components. *International Journal of Molecular Science* 24: 12781. DOI: [10.3390/ijms241612781](https://doi.org/10.3390/ijms241612781)

Pickett-Heaps J.D., Pickett-Heaps J. 2022. Diatoms: life in glass houses. *Limnology and Freshwater Biology* 1: 1209-1209. DOI: [10.31951/2658-3518-2022-A-1-1209](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2022-A-1-1209)

Pickett-Heaps J.D. 2003. *Teacher's Guide, Diatoms: Life in Glass Houses* (DVD film), Melbourne: Cytophysics

Rabiee N., Khatami M., Jamalipour Soufi G. et al. 2021. Diatoms with Invaluable Applications in Nanotechnology Biotechnology and Biomedicine: Recent Advances. *ACS biomaterials science & engineering* 7: 3053-3068. DOI: [10.1021/acsbomaterials.1c00475](https://doi.org/10.1021/acsbomaterials.1c00475)

Raj Vansh Singh S., Kashyap K., Gordon R. 2023. RAPHE: Simulation of the dynamics of diatom motility at the molecular level - The domino effect hydration model with concerted diffusion. In: Pappas, J.L. (Ed.), *The Mathematical Biology of Diatoms*. USA, pp. 291-342. DOI: [10.1002/9781119751939.ch8](https://doi.org/10.1002/9781119751939.ch8)

Rimet F., Abarca N., Bouchez A. et al. 2018. The potential of High-Throughput Sequencing (HTS) of natural samples

as a source of primary taxonomic information for reference libraries of diatom barcodes. *Fottea* 18: 37-54. DOI: [10.5507/fot.2017.013](https://doi.org/10.5507/fot.2017.013)

Rimet F., Bouchez A. 2012. Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. *Knowledge and management of Aquatic Ecosystems* 406(01): 1-12. DOI: [10.1051/kmae/2012018](https://doi.org/10.1051/kmae/2012018)

Rines J. 2001. Plankton Theater, *Bacillaria paxillifera*, a motile, colonial pennate diatom, Narragansett Bay, Rhode Island, Fall [movie]. URL: http://lin.irk.ru/nanochem/diatom_movies/films.html

Round F.E., Crawford R.M., Mann D.G. 1990. *The Diatoms: Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge: Cambridge university press.

Round F.E., Mann D.G. 1980. *Psammmodiscus* nov. gen. based on *Coscinodiscus nitidus*. *Annals of Botany* 46: 367-373. DOI: [10.1093/oxfordjournals.aob.a085926](https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.aob.a085926)

Sabnis R.W. 2015. *Handbook of fluorescent dyes and probes*. Hoboken: Wiley. DOI: [10.1002/9781119007104](https://doi.org/10.1002/9781119007104)

Sato S., Beakes G., Idei M. et al. 2011. Novel Sex Cells and Evidence for Sex Pheromones in Diatoms. *PLoS ONE* 6(10): e26923. DOI: [10.1371/journal.pone.0026923](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0026923)

Sato S., Nagumo T., Tanaka J. 2004. Auxospore formation and the morphology of the Initial Cell of the marine araphid diatom *Gephyria media* (Bacillariophyceae). *Journal of Phycology* 40: 684-691. DOI: [10.1111/j.1529-8817.2004.03164.x](https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2004.03164.x)

Schmid A.M.M. 2007. The "paradox" diatom *Bacillaria paxillifer* (bacillariophyta) revisited 1. *Journal of Phycology* 43(1): 139-155. DOI: [10.1111/j.1529-8817.2006.00299.x](https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2006.00299.x)

Shimizu K., Del Amo Y., Brzezinski M.A. et al. 2001. A novel fluorescent silica tracer for biological silicification studies. *Chemistry & Biology* 8: 1051-1060. DOI: [10.1016/S1074-5521\(01\)00072-2](https://doi.org/10.1016/S1074-5521(01)00072-2)

Soininen J., Teittinen A. 2019. Fifteen important questions in the spatial ecology of diatoms. *Freshwater Biology* 64: 1-13. DOI: [10.1111/fwb.13384](https://doi.org/10.1111/fwb.13384)

Sorhannus U., Fox M.G. 2012. Phylogenetic analyses of a combined data set suggest that the *Attheya* lineage is the closest living relative of the pennate diatoms (Bacillariophyceae). *Protist* 163: 252-262. DOI: [10.1016/j.protis.2011.04.005](https://doi.org/10.1016/j.protis.2011.04.005)

Tanabe M., Ueno Y., Yokono M. et al. 2020. Changes in excitation relaxation of diatoms in response to fluctuating light, probed by fluorescence spectroscopies. *Photosynthesis research*. MEDLINE: 32067138. DOI: [10.1007/s11120-020-00720-3](https://doi.org/10.1007/s11120-020-00720-3)

Teixidó-Travesa N., Roig J., Lüders J. 2012. The where, when and how of microtubule nucleation – one ring to rule them all. *Journal of Cell Science* 125: 4445-4456. DOI: [10.1242/jcs.106971](https://doi.org/10.1242/jcs.106971)

Theriot E.C., Ashworth M.P., Nakov T. et al. 2015. Dissecting signal and noise in diatom chloroplast protein encoding genes with phylogenetic information profiling. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 89: 28-36. DOI: [10.1016/j.ympev.2015.03.012](https://doi.org/10.1016/j.ympev.2015.03.012)

Tiffany M.A., Gordon R., Gebeshuber I.C. 2010. *Hyalodiscopsis plana*, a sublittoral centric marine diatom, and its potential for nanotechnology as a natural zipper-like nanoclasps [correction: Fig. 22 scale bar = 5 µm]. *Polish Botanical Journal* 55(1): 27-41.

Ussing A.P., Gordon R., Ector L. et al. 2005. The colonial diatom "*Bacillaria paradoxa*": chaotic gliding motility, Lindenmeyer Model of colonial morphogenesis, and bibliography, with translation of O.F. Müller (1783), 'About a peculiar being in the beach-water'. *Diatom Monographs* Vol. 5. Koenigstein: Koeltz Scientific Books.

Visco J.A., Apothélos-Perret-Gentil L., Cordonier A. et al. 2015. Environmental Monitoring: Inferring the Diatom Index from Next-Generation Sequencing Data. *Environmental science & technology* 49: 7597-7605. DOI: [10.1021/es506158m](https://doi.org/10.1021/es506158m)

Wardley W.P., Goessling J.W., Lopez-Garcia M. 2021.

Plasmonic crystals with highly ordered lattice geometries using continuous metal films on diatom bio-silica as both scaffolds and sources of tuneability 1-22. DOI: [10.48550/arXiv.2108.01602](https://doi.org/10.48550/arXiv.2108.01602)

Wein H., Bass H.W., Cande W.Z. 1998. DSK1, a Kinesin-Related Protein Involved in Anaphase Spindle Elongation, Is a Component of a Mitotic Spindle Matrix. *Cell Motility and the Cytoskeleton* 41: 214-224.

Williams D.M., Kocielek J.P. 2010. Classifications of convenience: the meaning of names. *Diatom Research* 25: 213-216. DOI: [10.1080/0269249X.2010.9705840](https://doi.org/10.1080/0269249X.2010.9705840)

Williams D.M. 2019. Spines and homologues in 'araphid' diatoms. *Plant Ecology and Evolution* 152: 150-162. DOI: [10.5091/plecevo.2019.1597](https://doi.org/10.5091/plecevo.2019.1597)

Yablonovitch E. 1987. Inhibited spontaneous emission in solid-state physics and electronics. *Physical review letters* 58: 2059-2062. DOI: [10.1103/PhysRevLett.58.2059](https://doi.org/10.1103/PhysRevLett.58.2059)

Yamaoka N., Suetomo Y., Yoshihisa T. et al. 2016. Motion analysis and ultrastructural study of a colonial diatom, *Bacillaria paxillifer*. *Microscopy* 65(3): 211-221. DOI: [10.1093/jmicro/dfv375](https://doi.org/10.1093/jmicro/dfv375)

Zhang B., Gao Y., Zhang L. et al. 2021. The plant cell wall: Biosynthesis, construction, and functions. *Journal of Integrative Plant Biology* 63(1): 251-272. DOI: [10.1111/jipb.13055](https://doi.org/10.1111/jipb.13055)

Genetic diversity of freshwater diatom algae populations *Ulnaria danica* (Kützing) Compère & Bukhtiyarova and *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère



Marchenkov A.M.^{1*}, Nalimova M.A.¹, Zakharova Yu.R.¹, Davidovich N.A.², Davidovich O.I.², Podunay Yu.A.², Petrova D.P.¹

¹Limnological Institute of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, 3 Ulan-Batorskaya Str., Irkutsk, 664033, Russia

²T.I. Vyazemsky Karadag Scientific Station of A.O. Kovalevskii Institute of Biology of the Southern Seas of the Russian Academy of Sciences, 24 Nauki Str., Kurortnoe, Feodosia, 298188, Russia

ABSTRACT. Araphid diatoms of the genus *Ulnaria* are the dominant species in many freshwater ecosystems of Eurasia. Diatom populations are genetically heterogeneous and represent a combination of different genotypes. Genetic diversity is a necessary factor for adaptation to different environmental conditions and successful dispersal of species. We were analyzed the genetic diversity of the species *Ulnaria danica* and *Ulnaria ulna* using the example of monoclonal strains isolated from geographically distant water bodies of the continental part of Eurasia: Lake Ritsa, Lake Goluboe and Lake Baikal. Phylogenetic analysis of *cox1* gene fragments of the studied strains demonstrated for the first time the heterogeneity of populations and the absence of geographic isolation for individual genotypes of the studied species. By analyzing the 18S rRNA marker genes, *rbcL* and *cox1*, the possibility of horizontal gene transfer between closely related species *Fragilaria radians*, *Ulnaria acus*, *U. danica* and *U. ulna* was established.

Keywords: diatoms, genetic diversity, horizontal gene transfer, *cox1*, 18S rRNA, *rbcL*, *Ulnaria*

For citation: Marchenkov A.M., Nalimova M.A., Zakharova Yu.R., Davidovich N.A., Davidovich O.I., Podunay Yu.A., Petrova D.P. Genetic diversity of freshwater diatom algae populations *Ulnaria danica* (Kützing) Compère & Bukhtiyarova and *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - P. 1471-1490. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-6-1471

1. Introduction

Single-celled diatoms are important players in both freshwater and marine ecosystems. The role of the diatoms is that they produce approximately 40% of the primary food source in the primary production in the world ocean (Field, 1998; Smetacek, 1999; Tréguer and Pondaven, 2000) and are involved in the biogeochemical cycles of carbon (C), nitrogen (N), phosphorus (P), silicon (Si), and iron (Fe) (Nelson et al., 1995; Tréguer et al., 1995; Buesseler, 1998; Tréguer and Pondaven, 2000; Sarthou et al., 2005; Benoiston et al., 2017). They are also the primary link in food chains in the aquatic ecosystems. Understanding their importance in the ecosystem leads to conclusions about the need for their comprehensive research.

Traditionally, diatoms are classified based on the morphology of their siliceous frustule, which is richly ornamented with various types of openings (areoles, pores), processes and spines. The structure, location and number of which are species-specific. According to recent studies, there are about 17,000 validly

described species of diatoms (Guiry and Guiry, 2024), but their number may increase to 100,000 (Mann and Vanormelingen, 2013). Many species have a wide geographic distribution (Finlay et al., 2002). These protists have successfully evolved, adapting to various environmental conditions and using a wide range of ecological niches (Malviya et al., 2016).

The wide distribution of species certainly contributes to the morphological, physiological and genetic differentiation of populations. Genetic diversity plays an important role in facilitating rapid adaptation to new environmental conditions (Szűcs et al., 2017). Identifying and tracking the genetic diversity of these populations allows to uncover the evolutionary mechanisms that influence the ability to adapt (Godhe and Rynearson, 2017; Rengefors et al., 2017). The driving force affecting the genetic structure of a population and modern evolution is the constant genetic variability, which determines the amount of variation present within a species. Diatom populations are known to be genetically heterogeneous and represent a mixture of different genotypes, which reflects their ability to adapt

*Corresponding author.

E-mail address: marchenkov.am@bk.ru (A.M. Marchenkov)

Received: November 11, 2024; **Accepted:** November 18, 2024;

Available online: December 25, 2024

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



to a changing environment (Guo et al., 2015; Wolf et al., 2019; Ryneerson et al., 2022). The life cycle of diatoms includes a long period of vegetative division followed by a short reproductive phase. During sexual reproduction, recombinant genetic material is distributed among offspring of the next generation, which helps maintain genetic heterogeneity (Ryneerson and Armbrust, 2004). The frequency of sexual recombination depends on the duration of the life cycle, which for different diatom species ranges from several months to several years (Jewson, 1992; Montresor et al., 2016).

Under favorable conditions, there is a mass development (“bloom”) of certain species or complexes of species of planktonic diatoms, while the majority of the focus of studying this process was related to studying the influence of environmental conditions. Relatively recently, a transition has been outlined to the study of intraspecific genetic diversity and microevolutionary processes in the phytoplankton population during the bloom period in marine ecosystems (Ryneerson and Armbrust, 2005; Ryneerson et al., 2006; Chen and Ryneerson, 2016). Using the genes encoding Sig1 and β -tubulin as an example, it was shown that the genetic composition of *Thalassiosira weissflogii* (Grunow) G.A.Fryxell & Hasle exhibits relatively high levels of sequence divergence in isolates collected from different geographic locations (Armbrust and Galindo, 2001). At the same time, studies of the genetic structure of *Pseudonitzschia multiseries* (Hasle) Hasle and *Skeletonema marinoi* Sarno & Zingone populations using ITS (internal transcribed spacer) showed that different populations of these species may inhabit different regions of the North Atlantic and Pacific Oceans (Evans and Hayes, 2004; Godhe et al., 2006). Using the marine centric diatom *Thalassiosira gravida* Cleve as an example, it was shown that high levels of genetic diversity were observed during the bloom from 02 to 13 May 2008 in the Atlantic Ocean near Iceland (Chen and Ryneerson, 2016). For freshwater ecosystems, uneven distribution of individual genotypes of a number of species was also shown, which, according to the authors, may be due to differences in their ecological preferences (Pérez-Burillo et al., 2021). In freshwater benthic diatoms, genotypic diversity varies between populations of the same species and sometimes significantly decreases, which may be due to the alternation of sexual and asexual reproduction, since during periods of asexual reproduction, genotypic diversity gradually decreases as a result of natural selection (Vanormelingen et al., 2015). Another reason for genetic differences may be the geographic remoteness and isolation of water bodies, which significantly affects the formation and distribution of genotypes of freshwater species (Marchenkov et al., 2022). Taken together, this makes it possible to assert the intraspecific genetic heterogeneity inherent in both marine and freshwater diatoms and the ability to split into separate populations, which should contribute to an increase in the ability to adapt.

The aim of our study was to determine genetic differences in populations of planktonic freshwater diatoms of the genus *Ulnaria* (Kützinger) Compère. We focused on the pennate araphid diatoms *Ulnaria dan-*

ica (Kützinger) Compère & Bukhtiyarova and *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère, as they are closely related species with similar morphological features, but differ in their distribution ranges, with the western part of the Eurasian continent being inhabited by *U. ulna*, and the eastern part by *U. danica* (Podunay, 2022). In this regard, an analysis of the marker genes 18S rRNA, *rbcl* and *cox1* was carried out in monoclonal strains of these species isolated from Lakes Ritsa and Lakes Goluboe in the West Caucasus region (Republic of Abkhazia) and Lake Baikal, located in the southern part of Eastern Siberia.

2. Materials and methods

2.1. Sampling and culturing

In this work, we used 28 monoclonal strains from the collection of living diatom cultures of the Limnological Institute of the Russian Academy of Sciences, isolated from phytoplankton samples of Lake Baikal (Fig. 1, Table 1), according to the protocol published earlier (Zakharova et al., 2023), as well as 12 strains from the World Ocean Diatom Collection (WODC) of the T.I. Vyazemsky Karadag Scientific Station (Feodosia, Russia) isolated from samples in Lake Ritsa and Lake Goluboe (Fig. 1, Table 1). The cells were grown in 100 ml Erlenmeyer flasks at 8 °C and 16 μ mol/m²/s illumination with a 12:12 hour day/night cycle in sterile DM (Diatom Medium) (Thompson, 1988) and subcultured once a month. The species affiliation of the strains was preliminarily determined using light microscopy.

2.2. DNA extraction, PCR and sequencing of marker genes

DNA was isolated from the biomass of monoclonal diatom strains as described previously (Marchenkov et al., 2018). Amplification of fragments of the V3-V4 18S rRNA variable loop, *rbcl* and *cox1* genes was performed using the primers listed in Table 2 and a *Taq* DNA polymerase kit (Eurogen, Russia). The PCR product was loaded onto a 1.5% agarose gel in 1X TAE, and ethidium bromide-stained gels were studied under UV-transillumination. PCR products were purified using the Monarch® DNA Gel Extraction Kit (NEB, USA) following the manufacturer's instructions. Sanger sequencing was performed using the GenSeq kit (Synthol, Russia) on a NanoFor 05 genetic analyzer (Synthol, Russia) at the Collective Use Instrumentation Center for Physicochemical “Ultramicroanalysis” of the LIN SB RAS (Ultramicroanalysis Collective Use Center, Irkutsk, Russia). Nucleotide sequence analysis was performed using the Chromos software (Technelysium Pty Ltd, Australia). All sequences are deposited in GenBank (Table 1).

2.3. Phylogenetic analysis

The datasets for 18S rRNA, *cox1*, and *rbcl* gene fragments for phylogenetic reconstruction contained

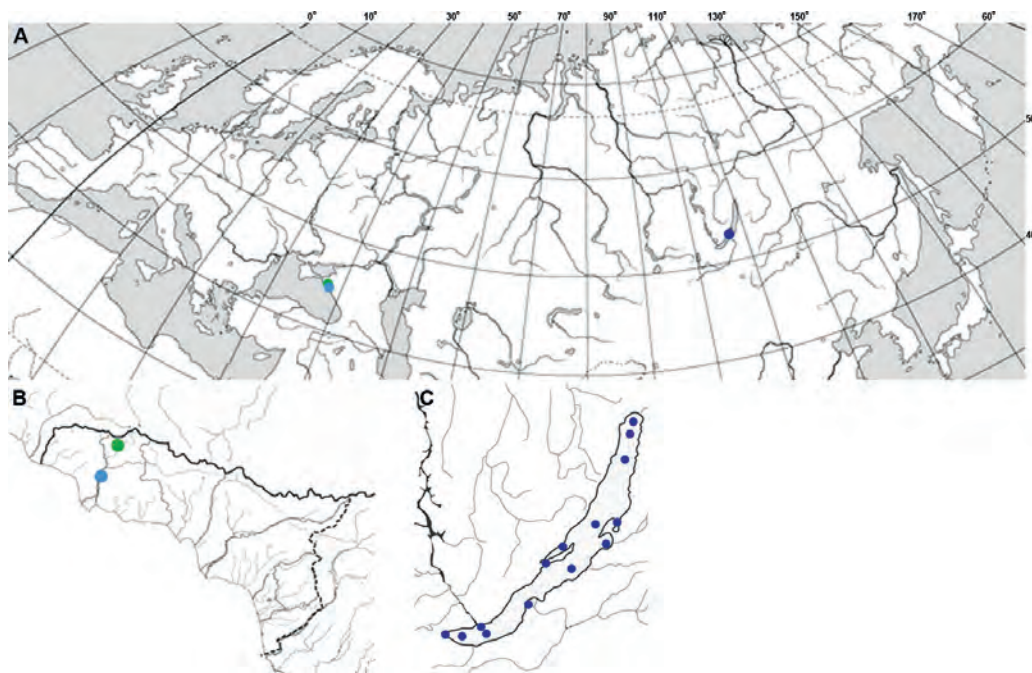


Fig.1. Map showing phytoplankton sampling stations. A) Map of Eurasia; B) Territory of the Republic of Abkhazia; C) Lake Baikal. Blue dots – sampling stations of Lake Baikal (Russia); light blue dot – Lake Goluboe (Republic of Abkhazia); green dot – Lake Ritsa (Republic of Abkhazia).

the sequences obtained in this work and homologs from the NCBI database (Table 1, Supplementary Table S1). Sequence alignment was performed using the MAFFT online resource (<https://mafft.cbrc.jp/>). Molecular evolution models were built based on the Bayesian information criterion (BIC) in IQ-TREE v. 2.3.6 (Minh et al., 2020) using the ModelFinder module (Kalyaanamoorthy et al., 2017). The ultrafast bootstrap values (Hoang et al., 2018) and the approximate likelihood ratio test SH-aLRT (Guindon et al., 2010) were used to assess the support for tree topology. Based on the lowest Bayesian information criterion (BIC) value, the TPM2u + F + I + G4 model was selected for the phylogenetic reconstruction of *cox1* genes, the TN + F + I + R2 model for 18S rRNA genes, and the GTR + F + G4 model for *rbcL*.

3. Results and discussion

For initial identification of the strains, we analyzed the 18S rRNA gene fragment sequences for all strains used in this work (Table 1) to confirm species affiliation. The results of phylogenetic reconstruction (Fig. 2) show that the analyzed sequences are assigned to clades corresponding to the genera *Ulnaria* and *Fragilaria*. Pennate diatoms of the genus *Ulnaria* are very often the dominant species in freshwater microalgae communities. Representatives of the genus, together with the closely related genus *Fragilaria*, are subject to constant revision (Williams and Round, 1987; Aboal et al., 2003; Tuji and Williams, 2013; Lange-Bertalot and Ulrich, 2014; Williams and Blanco, 2019; Williams, 2024). However, in some cases, the morphological differences between species are so subtle that scanning electron microscopy or molecular biology methods are required (Zakharova et al., 2023). It has been previously shown that using a fragment of the 18S rRNA

gene, including the variable regions V3-V4, it is possible to fairly confidently establish the species affiliation of the studied specimens to *U. acus* or to *F. radians*, as well as to the species complex of *U. ulna* and *U. danica* (Morozov et al., 2023; Zakharova et al., 2023).

Within the *Fragilaria* clade, a separate group with high reliability includes strains isolated from phytoplankton samples of Lake Baikal (Russia) and identified as the species *F. radians* (Fig. 2). Within the *Ulnaria* clade, two groups are distinguished. The *U. acus* group contains sequences of *U. acus* strains isolated from Lake Baikal (Russia), as well as published *U. acus* sequences from Lake Ritsa (Abkhazia) and Lake Matana (Indonesia) (Table S1). The *U. danica* / *U. ulna* group contains sequences of strains of these species from Lake Ritsa (Abkhazia), Lake Goluboe (Abkhazia), Lake Baikal (Russia), and strains isolated from water bodies in South Korea, France, and Italy (Fig. 2, Table S1). The absence of separation between representatives of these two species based on the analysis of data from different variable regions of 18S rRNA has also been shown previously (Morozov et al., 2023; Zakharova et al., 2023). It should be noted that *U. ulna* and *U. danica* have similar morphology in general features and at the same time a number of subtle distinctive ones (Zakharova et al., 2023), which, together with differences in geographic localization and reproductive isolation (Podunay, 2022), do not allow their unification into a single species.

The level of 18S rRNA divergence in diatoms in comparison with other marker genes (ribulose-1,5-bisphosphate carboxylase/oxygenase large subunit – *rbcL*, cytochrome C oxidase subunit 1 – *cox1*, internal transcribable spacer – ITS, universal plastid amplicon – UPA) showed that the rate of mutation accumulation in the *cox1* gene is higher than in other genes (Guo et al., 2015). Phylogenetic analysis of the *cox1* gene

Table 1. Name of the studied strains

Strain	Species	Sampling location	18S rRNA sequence number in GenBank	cox1 GenBank sequence number	GenBank sequence number of <i>rbcL</i>
Russia, Lake Baikal					
BZ 5	<i>U. acus</i>	Bargusinsky Bay	PQ456333	PQ497024	
BZ 251	<i>U. danica</i>		OP159836	PQ497061	OP169177
BZ 261			PQ456352	PQ497043	PQ541091
BZ 263			PQ456353	PQ497044	
ACH 275	<i>F. radians</i>	Akademician Ridge	PQ472489	PQ497025	PQ541090
MM 118	<i>U. acus</i>	Cape Zunduk	PQ456347	PQ497040	
MM 609	<i>U. danica</i>	Strait Olkhon Gate	PQ456366	PQ497050	
M-S278	<i>F. radians</i>	center of the Maritui-Solzan section	PQ456348		
M-S586			PQ456351		
M-S 607	<i>U. acus</i>		PQ456344	PQ497037	
5K557	<i>U. danica</i>	5 km from the Kharauz Bayou, delta of the Selenga River	PQ456355	PQ497046	
5KH561			PQ456356	PQ497027	PQ541092
ChZ519	<i>U. danica</i>	Chivyrkuysky Bay	PQ456354	PQ497045	PQ541095
L549	<i>U. acus</i>	near the settlement of Listvyanka	PQ456334	PQ497026	
B-T577	<i>U. acus</i>	center of the Baikal-Turali section	PQ456335	PQ497028	
B-T605			PQ456343	PQ497036	
T-N578	<i>F. radians</i>	center of the Tyya-Nemnyanka section	PQ456349		
T-N 579	<i>U. acus</i>		PQ456336	PQ497029	
Y-T 594	<i>U. acus</i>	center of the Wuhan-Tong section	PQ456340	PQ497033	
Y-T 581			PQ456337	PQ497030	
Y-T 580	<i>F. radians</i>		PQ456350		
K-A 598	<i>U. danica</i>	center of the Kotelnikovsky-Amundakan section	PQ456364	PQ497047	
15K 588	<i>U. acus</i>	15 km from the Kultuk	PQ456338	PQ497031	
15K 589			PQ456339	PQ497032	
L-T 600	<i>U. acus</i>	center of the Listvyanka-Tankhoy section	PQ456341	PQ497034	
L-T 604			PQ456342	PQ497035	
L-T 602	<i>U. danica</i>		PQ456365	PQ497049	
Republic of Abkhazia					
G.21.0309-OE-1	<i>U. ulna</i>	Lake Goluboye	PQ456367	PQ497051	
G.21.0309-OE-3			PQ456361	PQ497038	PQ541088
G.21.0309-OE-4			PQ456357	PQ497053	
G.21.0309-OF-5			PQ456369	PQ497054	
G.21.0309-OG-7			PQ456371	PQ497056	
G.21.0309-OE-8			PQ456360	PQ497057	PQ541094
R.21.0309-OE-2		Lake Ritsa	PQ456368	PQ497052	
R.21.0309-OQ-6			PQ456370	PQ497055	PQ541093
R.21.0309-OI-9			PQ456372	PQ497058	PQ541089
R.21.0309-OE1-10			PQ456362	PQ497059	
R.21.0309-001-11			PQ456359	PQ497060	
R.21.0309-001-12	<i>U. acus</i>		PQ456345	PQ497039	

fragment makes it possible to distinguish between genotypes of the same diatom species isolated from geographically distant points (Ehara et al., 2000; Evans et al., 2007; Hamsher et al., 2011), including representatives of the genus *Ulnaria* (Marchenkov et al., 2022). Thus, the use of this gene is appropriate for establishing genetic differentiation in natural populations of the species *U. ulna* and *U. danica*.

The choice of “universal” primers for *cox1* of diatoms is a rather complex task due to the high degree of divergence and the presence of extended introns within the genes. The use of primers designed for the *cox1* gene fragment of *U. acus* did not give a positive response with the species *U. ulna* and *U. danica* (Table 2). This result led to the need to design primers specific only for these species. For the first time, we obtained *cox1* sequences for all strains that, based on the analysis of the 18S rRNA gene fragment, were assigned to the *U. ulna* and *U. danica* group (Table 1).

The analysis showed the formation of a common group corresponding to the genus *Ulnaria*. The *cox1* sequences of *U. ulna* and *U. danica* strains are not divided into separate clades of species order (Fig. 3). The analysis formed three clades representing different genotypes. Clades 1 and 2 contain sequences of *U. ulna* and *U. danica* from Lake Baikal and lakes of Abkhazia, as well as from water bodies of continental Europe (Table S1). Thus, these genotypes can be found in geographically distant water bodies. The geographical limits of the distribution of these species in Eurasia were previously shown (Podunay, 2022). The author notes that *U. ulna* is widespread in the western part of the Eurasian continent, while *U. danica* inhabits water bodies of the eastern part. Populations of *U. ulna* are capable of interspecific hybridization with populations of *U. danica* located in the West Siberian Lowland and to the east of it up to Lake Baikal (Podunay, 2022). According to the latest data, only *U. danica* is present in the phytoplankton of Lake Baikal (Zakharova et al., 2023). Clade 3 contains only sequences of strains from Lake Baikal (Fig. 3). Due to the small amount of data, we cannot reliably state that this genotype has geographical limitations in distribution. Thus, it was shown that, according to the *cox1* gene fragment, the populations of *U. ulna* and *U. danica* of Lake Ritsa and Goluboe, as well as Lake Baikal, are heterogeneous. It should be noted that data on *cox1* in representatives of the genus *Ulnaria* are

Table 2. Sequences of primers used in this study

Primer	Subsequence (5' – 3')
18S_1F (Katana et al., 2001)	AACCTGGTTGATCCTGCCAGT
18S_1050R (Guo et al., 2015)	GTTCAGHCTTGCGACCATACTCC
Ua_cox1_1F (Marchenkov et al., 2022)	ATGAAGTTTGCTAATCGATGGT
Ua_cox1_714R (Marchenkov et al., 2022)	AAAAAGGTGTTGGAACAGTACAG
Uu_cox1_72F	AGCTATTTCCGGTGTAGCGGGTAC
Uu_cox1_624R	AGCTCCTGCCAACACAGGTAAAG
rbcl-F (Zakharova et al., 2020)	ATGTCTCAATCTGTATCAGAACGG
rbcl-R (Zakharova et al., 2020)	CAACCTTGTAAGTCTCACTATTC

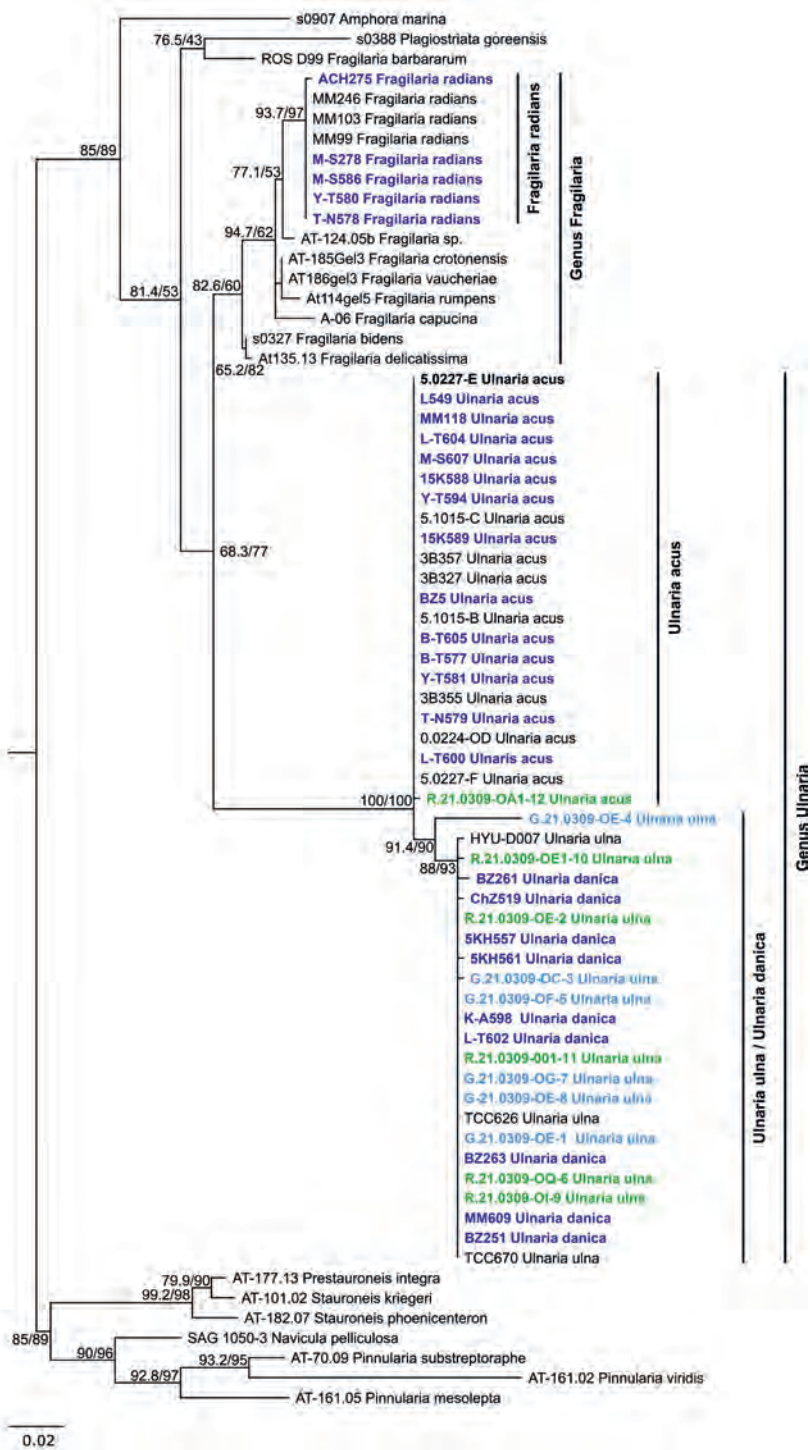


Fig.2. Phylogenetic reconstruction based on the 18S gene fragment. Nodes for key clusters determine the support for the superfast bootstrap topology and the approximate likelihood ratio of SH-aLRT. The sequences obtained in this work are highlighted in color: blue – Russia, Lake Baikal; green – Abkhazia, Lake Ritsa, light blue – Abkhazia, Lake Goluboe.

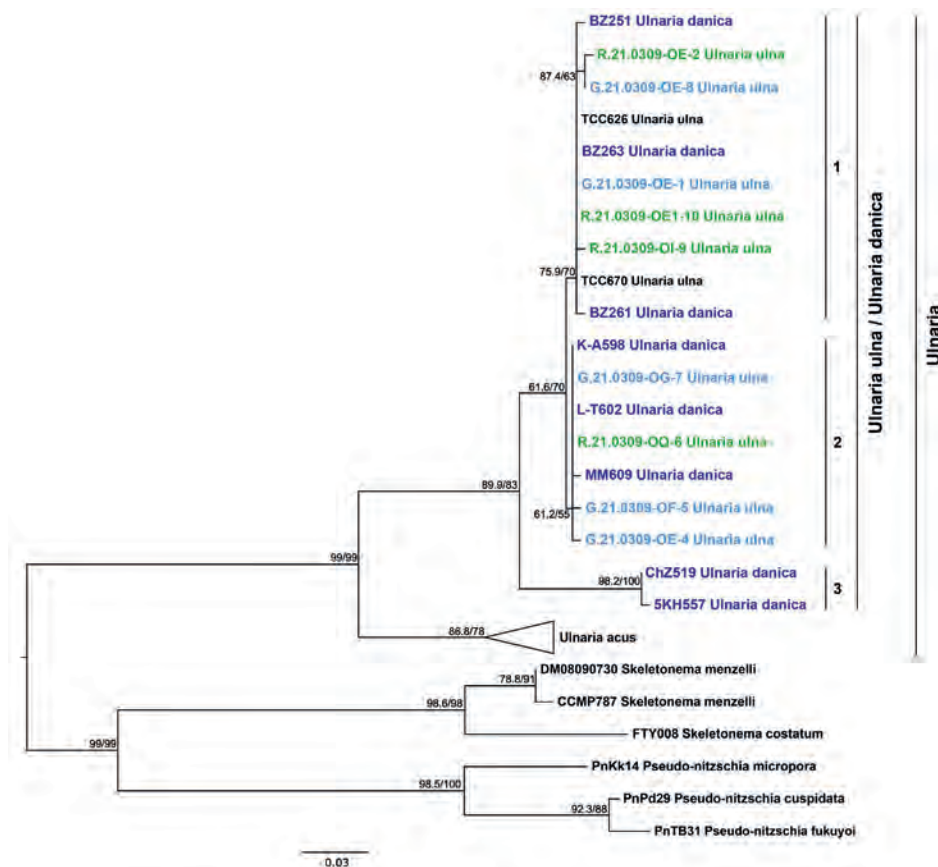


Fig.3. Phylogenetic reconstruction based on a fragment of the *cox1* gene. Nodes for key clusters determine the support for the superfast bootstrap topology and the approximate likelihood ratio of SH-aLRT. The sequences obtained in this work are highlighted in color: blue – Russia, Lake Baikal; green – Abkhazia, Lake Ritsa, light blue – Abkhazia, Lake Goluboe.

scarce. Previously obtained data on the heterogeneity of the *U. acus* population refer to the northern basin of Lake Baikal. Baikal (Marchenkov et al., 2022).

When comparing the results of phylogenetic analysis for two marker genes 18S rRNA and *cox1*, it was noted that three strains are grouped into different clades of the species order (Fig. 4). According to the 18S rRNA analysis, strain ACH275 was located in the clade of the species *F. radians* (Fig. 4 18S rRNA), and strains 5KH561 and G.21.0309-OC-3 were assigned to *U. danica* and *U. ulna* (Fig. 4 18S rRNA). According to the results of phylogenetic analysis of the *cox1* gene fragment, these strains belong to the *U. acus* clade (Fig. 4 *cox1*).

Based on the genetic data we obtained, it could be assumed that hybridization is possible under natural conditions between pairs of species *F. radians* and *U. acus*, *U. danica* and *U. acus*, *U. ulna* and *U. acus*, and the studied strains are first-generation hybrids. However, we have never observed interspecific hybridization between the species *U. danica* and *U. acus* under laboratory conditions (Podunay et al., 2021). Also, the identified fact may indicate the possibility of horizontal gene transfer (HGT) between the studied species, namely the transfer of genetic information between reproductively isolated species. HGT is a process that occurs quite frequently between organisms belonging to taxa of different systematic ranks (Keeling and Palmer, 2008; Garcia

et al., 2021), and can also occur in organisms belonging to the same genus (Kavanaugh et al., 2006; Alvarez et al., 2006). *Cox1* transfer is considered to be a fairly common phenomenon in angiosperms (Zhang et al., 2020). It is suggested that this process occurs through introns that encode a site-specific DNA endonuclease and that part of the exon is replaced by gene conversion (Delahodde et al., 1989; Sanchez-Puerta et al., 2011). HGT is one of the mechanisms for improving the adaptive capabilities of organisms. The contribution of HGT to the development and ecological adaptation of diatoms remains largely unexplored. Diatoms contain plastids formed as a result of multiple endosymbiotic events (Benoiston et al., 2017), and therefore their mosaic genetic structure is the result of endosymbiotic gene transfer (EGT) (Morozov and Galachyants, 2019).

To confirm the species affiliation of the strains with possible horizontal transfer (ACH275, 5KH561, G.21.0309-OC-3), a phylogenetic analysis of the *rbcL* gene fragments was additionally performed (Table 2). According to the results obtained, none of the three strains was classified as *U. acus*. Strain ACH275 was classified as *F. radians*. Strain 5KH561 was grouped with other representatives of the *U. danica* species from Lake Baikal, and G.21.0309-OC-3 was combined with other *U. ulna* strains from lakes in Abkhazia, Lake Labyntyr (Yakutia), and water bodies in continental Europe (Fig. 5). Sequences of *U. ulna* strains obtained from

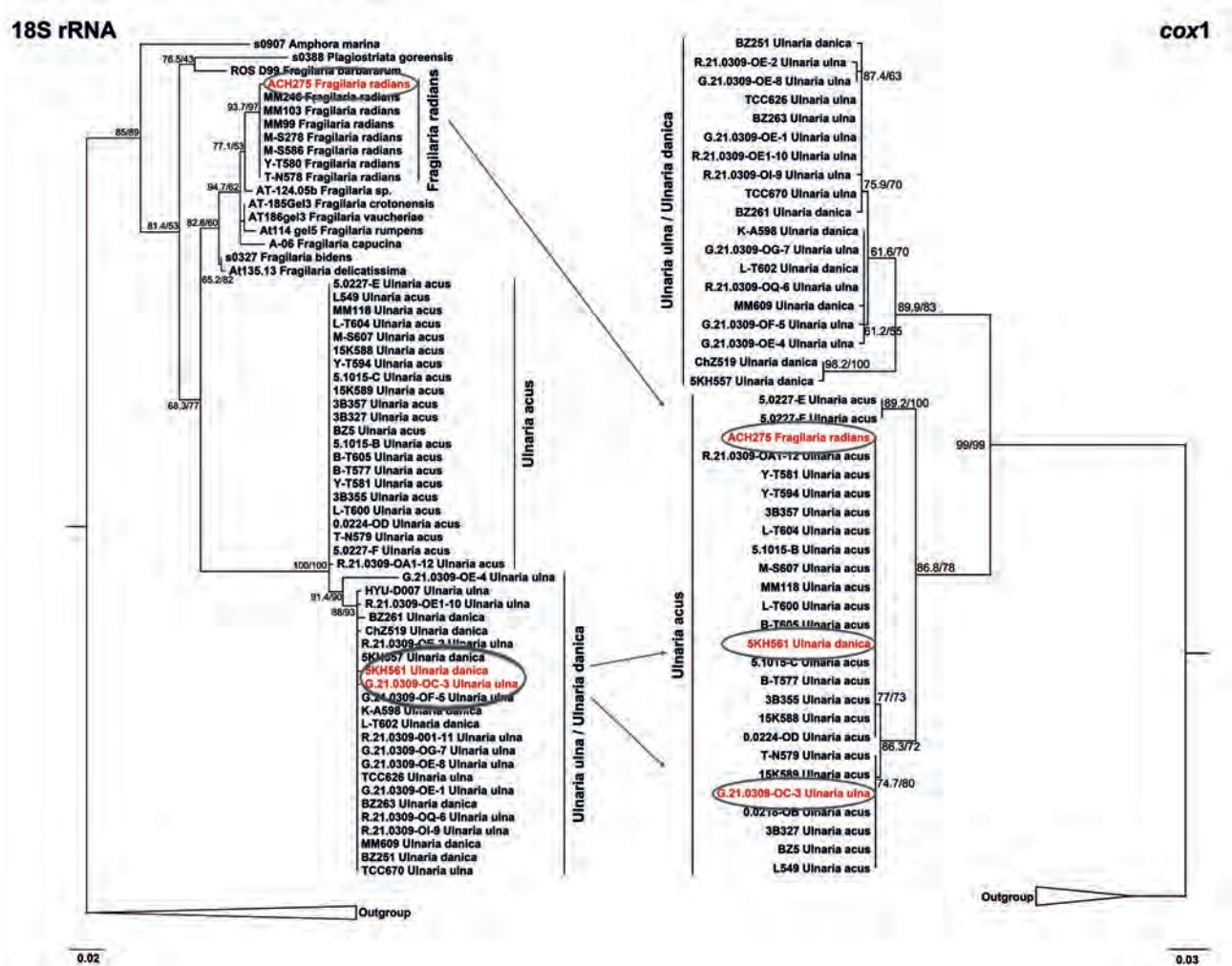


Fig.4. Comparison of phylogenetic reconstruction of 18S rRNA and *cox1* gene fragments. Strains ACH275, 5KH561, G.21.0309-OC-3 are marked in red.

phytoplankton samples from water bodies on Great Britain Island form a separate subgroup in the clade with sequences of *U. danica* from Lake Baikal. Thus, the distribution of *rbcL* sequences for strains ACH275, 5KH561 and G.21.0309-OC-3 corresponds to the result obtained from the analysis of 18S rRNA gene fragments. The topology of the phylogenetic tree obtained by us in this work corresponds to the results of the phylogenetic analysis of representatives of the genus *Ulnaria* using the variable fragment *rbcL* (Kochoska et al., 2023).

4. Conclusions

Diatoms are one of the most diverse groups of microalgae, with a high level of latent speciation. Intraspecific variability of diatoms is necessary to be studied for understanding the processes of adaptation to various environmental conditions. Genetic diversity of marine diatoms has been studied relatively widely, including intraspecific variability, while studies of freshwater species remain limited. Our analysis of the *cox1* gene fragment showed heterogeneity of *U. danica* and *U. ulna* populations from Lake Baikal and lakes of Abkhazia. Data were obtained indicating possible horizontal gene transfer between the studied species. To reveal the processes underlying this phenomenon, it is

necessary to conduct a comparative analysis of the plastid genomes of the species *F. radians*, *U. danica*, *U. ulna* and *U. acus*, which may help to explain some aspects of speciation in diatoms.

Supplementary Materials

Table S1. Characteristics of nucleotide sequences of *cox1*, *rbcL* and 18S rRNA genes

Acknowledgements

The research was funded by the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation, project number 121032300191-3. Sampling and isolation of strains from Lake Ritsa and Lake Goluboye were carried out within the framework of the project number 124030100100-0.

The authors express their gratitude to PhD Teterena V.I. for assistance in determining nucleotide sequences.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

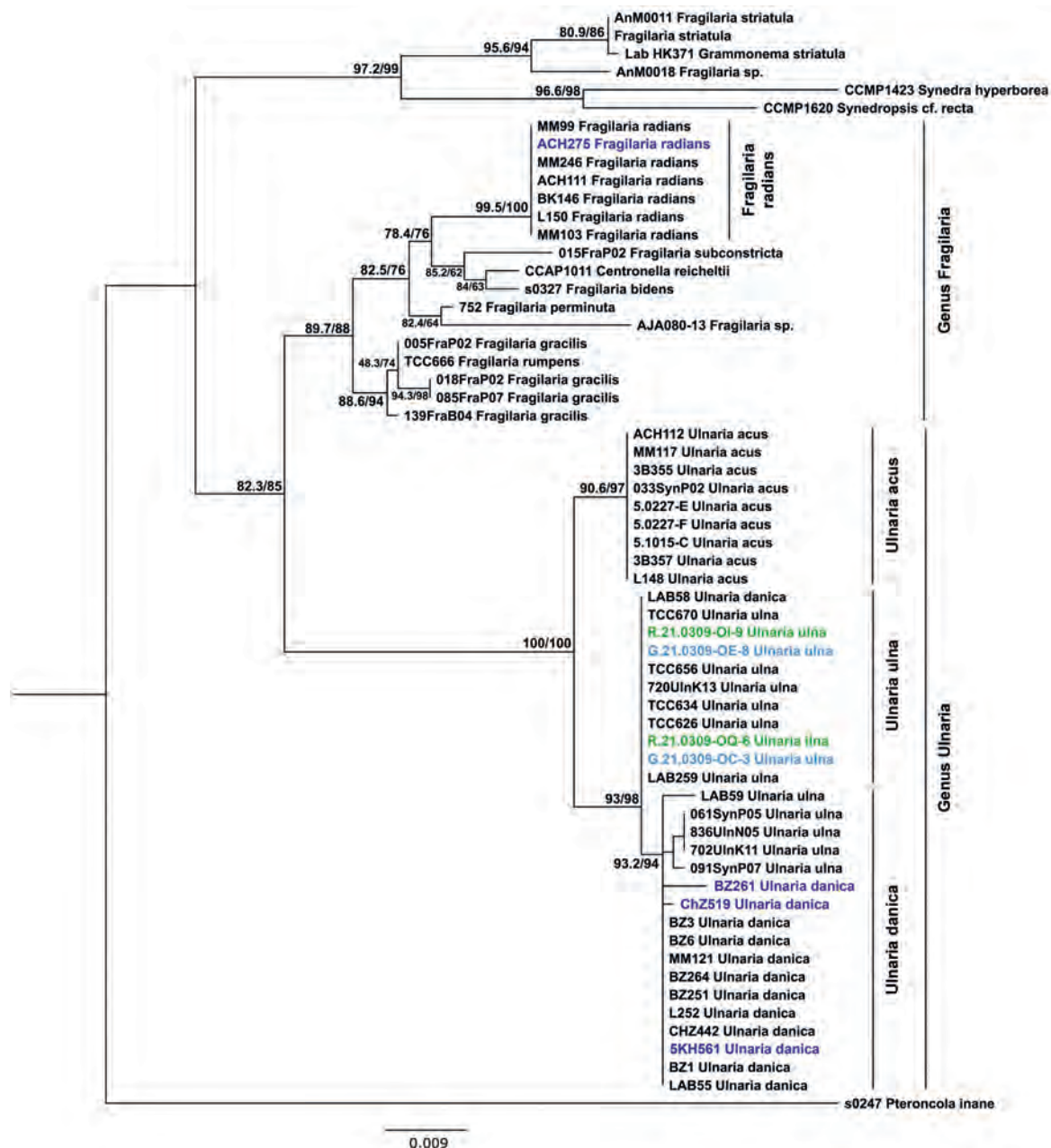


Fig.5. Phylogenetic reconstruction based on the *rbcL* gene fragment. Nodes for key clusters determine the support for the superfast bootstrap topology and the approximate likelihood ratio of SH-aLRT. The sequences obtained in this work are highlighted in color: blue – Russia, Lake Baikal; green – Abkhazia, Lake Ritsa, light blue – Abkhazia, Lake Goluboe.

References

- Aboal M., Alvarez-Cobelas M., Cambra J. et al. 2003. Floristic list of non-marine diatoms (Bacillariophyceae) of Iberian Peninsula, Balearic Islands, and Canary Islands. Updated taxonomy and bibliography. *Diatom Monographs* 4: 39.
- Alvarez N., Benrey B., Hossaert-McKey M. et al. 2006. Phylogeographic support for horizontal gene transfer involving sympatric bruchid species. *Biology Direct* 1: 1-11. DOI: [10.1186/1745-6150-1-21](https://doi.org/10.1186/1745-6150-1-21)
- Armbrust E.V., Galindo H.M. 2001. Rapid evolution of a sexual reproduction gene in centric diatoms of the genus *Thalassiosira*. *Applied and Environmental Microbiology* 0: 3501–13. DOI: [10.1128/AEM.67.8.3501-3513.2001](https://doi.org/10.1128/AEM.67.8.3501-3513.2001)
- Benoiston A.S., Ibarbalz F.M., Bittner L. et al. 2017. The evolution of diatoms and their biogeochemical functions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 372(1728): 20160397. DOI: [10.1098/rstb.2016.0397](https://doi.org/10.1098/rstb.2016.0397)
- Buesseler K.O. 1998. The decoupling of production and particulate export in the surface ocean. *Global Biogeochemical Cycles* 12(2): 297–310. DOI: [10.1029/97GB03366](https://doi.org/10.1029/97GB03366)
- Chen G., Rynearson T.A. 2016. Genetically distinct populations of a diatom co-exist during the North Atlantic Spring bloom. *Limnology and Oceanography* 61(6): 2165–2179. DOI: [10.1002/lno.10361](https://doi.org/10.1002/lno.10361)
- Delahodde A., Goguel V., Becam A.M. et al. 1989. Site-specific DNA endonuclease and RNA maturase activities of two homologous intron-encoded proteins from yeast mitochondria. *Cell* 56: 431–441.
- Ehara M., Watanabe K.I., Ohama T. 2000. Distribution of cognates of group II introns detected in mitochondrial *cox1* genes of a diatom and a haptophyte. *Gene* 256(1-2): 157–167. DOI: [10.1016/S0378-1119\(00\)00359-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1119(00)00359-0)
- Evans K.M., Hayes P.K. 2004. Microsatellite markers for the cosmopolitan marine diatom *Pseudo-nitzschia pungens*. *Molecular Ecology Notes* 4(1): 125–126. DOI: [10.1111/j.1471-8286.2004.00591.x](https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2004.00591.x)

- Evans K.M., Wortley A.H., Mann D.G. 2007. An assessment of potential diatom «barcode» genes (*cox1*, *rbcl*, 18S and ITS rDNA) and their effectiveness in determining relationships in Sellaphora (Bacillariophyta). *Protist* 158(3): 349–364. DOI: [10.1016/j.protis.2007.04.001](https://doi.org/10.1016/j.protis.2007.04.001)
- Field C.B. 1998. Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components. *Science* 281: 237–240. DOI: [10.1126/science.281.5374.237](https://doi.org/10.1126/science.281.5374.237)
- Finlay B.J., Monaghan E.B., Maberly S.C. 2002. Hypothesis: The Rate and Scale of Dispersal of Freshwater Diatom Species is a Function of their Global Abundance. *Protist* 153: 261–273. DOI: [10.1078/1434-4610-00103](https://doi.org/10.1078/1434-4610-00103)
- Garcia L.E., Edera A.A., Palmer J.D. et al. 2021. Horizontal gene transfers dominate the functional mitochondrial gene space of a holoparasitic plant. *New Phytologist* 229(3): 1701–1714. DOI: [10.1111/nph.16926](https://doi.org/10.1111/nph.16926)
- Godhe A., McQuoid M.R., Karunasagar I. et al. 2006. Comparison of three common molecular tools for distinguishing among geographically separated clones of the diatom *Skeletonema marinoi* Sarno et Zingone (Bacillariophyceae). *Journal of phycology* 42(2): 280–291. DOI: [10.1111/j.1529-8817.2006.00197.x](https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2006.00197.x)
- Godhe A., Rynearson T. 2017. The role of intraspecific variation in the ecological and evolutionary success of diatoms in changing environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 372(1728): 20160399. DOI: [10.1098/rstb.2016.0399](https://doi.org/10.1098/rstb.2016.0399)
- Guindon S., Dufayard J.F., Lefort V. et al. 2010. New algorithms and methods to estimate maximum-likelihood phylogenies: assessing the performance of PhyML 3.0. *Systematic biology* 59(3): 307–321. DOI: [10.1093/sysbio/syq010](https://doi.org/10.1093/sysbio/syq010)
- Guiry M.D., Guiry G.M. 2024. AlgaeBase. World-wide electronic publication, University of Galway. URL: <https://www.algaebase.org> (searched on 31.10. 2024).
- Guo L., Sui Z., Zhang S. et al. 2015. Comparison of potential diatom «barcode» genes (the 18S rRNA gene and ITS, COI, *rbcl*) and their effectiveness in discriminating and determining species taxonomy in the Bacillariophyta. *International journal of systematic and evolutionary microbiology* 65: 1369–1380. DOI: [10.1099/ijs.0.000076](https://doi.org/10.1099/ijs.0.000076)
- Hamsher S.E., Evans K.M., Mann D.G. et al. 2011. Barcoding diatoms: exploring alternatives to COI-5P. *Protist* 162(3): 405–422. DOI: [10.1016/j.protis.2010.09.005](https://doi.org/10.1016/j.protis.2010.09.005)
- Hoang D.T., Chernomor O., Von Haeseler A. et al. 2018. UFBoot2: improving the ultrafast bootstrap approximation. *Molecular biology and evolution* 35(2): 518–522. DOI: [10.1093/molbev/msx281](https://doi.org/10.1093/molbev/msx281)
- Jewson D.H. 1992. Size reduction, reproductive strategy and the life cycle of a centric diatom. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 335:191–213. DOI: [10.1098/rstb.1992.0056](https://doi.org/10.1098/rstb.1992.0056)
- Kalyaanamoorthy S., Minh B.Q., Wong T.K.F. et al. 2017. ModelFinder: Fast model selection for accurate phylogenetic estimates. *Nature Methods* 14: 587–589. DOI: [10.1038/nmeth.4285](https://doi.org/10.1038/nmeth.4285)
- Katana A., Kwiatowski J., Spalik K. et al. 2001. Phylogenetic position of *Koliella* (Chlorophyta) as inferred from nuclear and chloroplast small subunit rDNA. *Journal of phycology* 37(3): 443–451. DOI: [10.1046/j.1529-8817.2001.037003443.x](https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2001.037003443.x)
- Kavanaugh L.A., Fraser J.A., Dietrich F.S. 2006. Recent evolution of the human pathogen *Cryptococcus neoformans* by intervarietal transfer of a 14-gene fragment. *Molecular Biology and Evolution* 23: 1879–1890. DOI: [10.1093/molbev/msl070](https://doi.org/10.1093/molbev/msl070)
- Keeling P., Palmer J. 2008. Horizontal gene transfer in eukaryotic evolution. *Nature Reviews Genetics* 9: 605–618. DOI: [10.1038/nrg2386](https://doi.org/10.1038/nrg2386)
- Kochoska H., Chardon C., Chonova T. et al. 2023. Filling reference libraries with diatom environmental sequences: strengths and weaknesses. *Diatom Research* 38(2): 103–127. DOI: [10.1080/0269249X.2023.2237977](https://doi.org/10.1080/0269249X.2023.2237977)
- Lange-Bertalot H., Ulrich S. 2014. Contributions to the taxonomy of needle-shaped *Fragilaria* and *Ulnaria* species. *Lauterbornia* 78: 1–73.
- Malviya S., Scalco E., Audic S. et al. 2016. Insights into global diatom distribution and diversity in the world's ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113: E1516–E1525. DOI: [10.1073/pnas.1509523113](https://doi.org/10.1073/pnas.1509523113)
- Mann D.G., Vanormelingen P. 2013. An inordinate fondness? The number, distributions, and origins of diatom species. *Journal of eukaryotic microbiology* 60(4): 414–420. DOI: [10.1111/jeu.12047](https://doi.org/10.1111/jeu.12047)
- Marchenkov A.M., Petrova D.P., Morozov A.A. et al. 2018. A family of silicon transporter structural genes in a pennate diatom *Synedra ulna* subsp. *danica* (Kütz.) Skabitsch. *PLoS One* 13(8): e0203161. DOI: [10.1371/journal.pone.0203161](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203161)
- Marchenkov A.M., Zakharova Y.R., Volokitina N.A. et al. 2022. Genotypic diversity of *Ulnaria acus* (Kütz.) Aboal from Eurasia. *Limnology and Freshwater Biology* 6: 1705–1711. DOI: [10.31951/2658-3518-2022-A-6-1705](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2022-A-6-1705)
- Minh B.Q., Schmidt H.A., Chernomor O. et al. 2020. IQ-TREE 2: New models and efficient methods for phylogenetic inference in the genomic era. *Molecular Biology and Evolution* 37: 1530–1534. DOI: [10.1093/molbev/msaa015/](https://doi.org/10.1093/molbev/msaa015/)
- Montresor M., Vitale L., D'Alelio D. et al. 2016. Sex in marine planktonic diatoms: insights and challenges. *Perspectives in Phycology* 3: 61–75. DOI: [10.1127/pip/2016/0045](https://doi.org/10.1127/pip/2016/0045)
- Morozov A., Galachyants Y., Marchenkov A. et al. 2023. Revealing the Differences in *Ulnaria acus* and *Fragilaria radians* Distribution in Lake Baikal via Analysis of Existing Metabarcoding Data. *Diversity* 15(280): 1–10. DOI: [10.3390/d15020280](https://doi.org/10.3390/d15020280)
- Morozov A.A., Galachyants Y.P. 2019. Diatom genes originating from red and green algae: Implications for the secondary endosymbiosis models. *Marine Genomics* 45: 72–78. DOI: [10.1016/j.margen.2019.02.003](https://doi.org/10.1016/j.margen.2019.02.003)
- Nelson D.M., Tréguer P., Brzezinski M.A. et al. 1995. Production and dissolution of biogenic silica in the ocean: Revised global estimates, comparison with regional data and relationship to biogenic sedimentation. *Global Biogeochemical Cycles* 9: 359–372. DOI: [10.1029/95GB01070](https://doi.org/10.1029/95GB01070)
- Podunay Y.A., Davidovich O.I., Davidovich N.A. 2021. Reproductive compatibility of European populations of two species of *Ulnaria* (Bacillariophyta). *Moscow University Biological Sciences Bulletin* 76(2): 59–64. DOI: [10.3103/S009639252102005X](https://doi.org/10.3103/S009639252102005X)
- Podunay Y.A. 2022. Sexual reproduction, crossing system and biogeography of representatives of the genus *Ulnaria* (Bacillariophyta). Cand. Sc. Dissertation, Institute of biology of the south sea named A.O. Kovalevsky RAS, Sevastopol, Russia. (in Russian)
- Pérez-Burillo J., Trobajo R., Leira M. et al. 2021. DNA metabarcoding reveals differences in distribution patterns and ecological preferences among genetic variants within some key freshwater diatom species. *Science of The Total Environment* 798(149029): 0048–9697. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2021.149029](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149029)
- Rengefors K., Kremp A., Reusch T.B.H. et al. 2017. Genetic diversity and evolution in eukaryotic phytoplankton: Revelations from population genetic studies. *Journal of Plankton Research* 39: 165–179. DOI: [10.1093/plankt/fbw098](https://doi.org/10.1093/plankt/fbw098)
- Rynearson T.A., Armbrust E.V. 2005. Maintenance of clonal diversity during a spring bloom of the centric diatom *Ditylum brightwellii*. *Molecular Ecology* 14(6): 1631–1640. DOI: [10.1111/j.1365-294X.2005.02526.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2005.02526.x)

- Rynearson T.A., Bishop I.W., Collins S. 2022. The population genetics and evolutionary potential of diatoms. The molecular life of diatoms. Cham: Springer International Publishing: 29-57. DOI: [10.1007/978-3-030-92499-7_2](https://doi.org/10.1007/978-3-030-92499-7_2)
- Rynearson T.A., Newton J.A., Armbrust E.V. 2006. Spring bloom development, genetic variation and population succession in the planktonic diatom *Ditylum brightwellii*. Limnology and Oceanography 51: 1249-1261. DOI: [10.4319/lo.2006.51.3.1249](https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.3.1249)
- Rynearson T.A., Virginia Armbrust E. 2004. Genetic differentiation among populations of the planktonic marine diatom *Ditylum brightwellii* (Bacillariophyceae). Journal of Phycology 40(1): 34-43. DOI: [10.1046/j.1529-8817.2004.03089.x](https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2004.03089.x)
- Sanchez-Puerta M.V., Abbona C.C., Zhuo S. et al. 2011. Multiple recent horizontal transfers of the *cox1* intron in Solanaceae and extended co-conversion of flanking exons. BMC evolutionary biology 11: 1-15. DOI: [10.1186/1471-2148-11-277](https://doi.org/10.1186/1471-2148-11-277)
- Sarthou G., Timmermans K.R., Blain S. et al. 2005. Growth physiology and fate of diatoms in the ocean: a review. Journal of Sea Research 53(1-2): 25-42. DOI: [10.1016/j.seares.2004.01.007](https://doi.org/10.1016/j.seares.2004.01.007)
- Smetacek V. 1999. Diatoms and the ocean carbon cycle. Protist 150: 25-32. DOI: [10.1016/S1434-4610\(99\)70006-4](https://doi.org/10.1016/S1434-4610(99)70006-4)
- Szűcs M., Vahsen M.L., Melbourne B.A. et al. 2017. Rapid adaptive evolution in novel environments acts as an architect of population range expansion. Proceedings of the National Academy of Sciences 114(51): 13501-13506. DOI: [10.1073/pnas.1712934114](https://doi.org/10.1073/pnas.1712934114)
- Thompson A.S. 1988. Culture collection of algae and protozoa catalogue of strains. Ambleside, United Kingdom: Natural Environment Research Council, Freshwater Biological Association 164.
- Tréguer P., Nelson D.M., Van Bennekom A.J. et al. 1995. The silica balance in the world ocean: a reestimate. Science 268(5209): 375-379. DOI: [10.1126/science.268.5209.37](https://doi.org/10.1126/science.268.5209.37)
- Tréguer P., Pondaven P. 2000. Silica control of carbon dioxide. Nature 406: 358-359. DOI: [10.1038/35019236](https://doi.org/10.1038/35019236)
- Tuji A., Williams D.M. 2013. Examination of types in the *Fragilaria vaucheriae*-*intermedia* species complex. Bulletin of the National Museum of Natural Science, series B, Botany 39(1): 1-9.
- Vanormelingen P., Evans K.M., Mann D.G. et al. 2015. Genotypic diversity and differentiation among populations of two benthic freshwater diatoms as revealed by microsatellites. Molecular Ecology 24(17): 4433-4448. DOI: [10.1111/mec.13336](https://doi.org/10.1111/mec.13336)
- Williams D.M., Blanco S. 2019. Studies on type material from Kützing's diatom collection II: *Synedra acus* Kützing, *Synedra arcus* Kützing, their morphology, types and nomenclature. Diatom Research 34: 237-250. DOI: [10.1080/0269249X.2020.1711534](https://doi.org/10.1080/0269249X.2020.1711534)
- Williams D.M., Round F.E. 1987. Revision of the genus *Fragilaria*. Diatom Research 2: 267-288. DOI: [10.1080/0269249X.1987.9705004](https://doi.org/10.1080/0269249X.1987.9705004)
- Williams D.M. 2024. Ubiquitous names and ubiquitous species: examples from *Synedra acus* (*Ulnaria acus*), *S. ulna* (*Ulnaria ulna*) and *S. gouldardii* (*Ulnaria gouldardii*) Diatom Research: 1-12. DOI: [10.1080/0269249X.2024.2412849](https://doi.org/10.1080/0269249X.2024.2412849)
- Wolf K.K., Romanelli E., Rost B. et al. 2019. Company matters: The presence of other genotypes alters traits and intraspecific selection in an Arctic diatom under climate change. Global change biology 25(9): 2869-2884. DOI: [10.1111/gcb.14675](https://doi.org/10.1111/gcb.14675)
- Zakharova Y., Marchenkov A., Petrova D. et al. 2023. Delimitation of Some Taxa of *Ulnaria* and *Fragilaria* (Bacillariophyceae) Based on Genetic, Morphological Data and Mating Compatibility. Diversity 15(271): 1-26. DOI: [10.3390/d15020271](https://doi.org/10.3390/d15020271)
- Zakharova Y.R., Bedoshvili Y.D., Petrova D.P. et al. 2020. Morphological description and molecular phylogeny of two diatom strains from the genus *Ulnaria* (Kützing) Compere isolated from an ultraoligotrophic lake at the Pole of Cold in the Northern Hemisphere, Republic of Sakha (Yakutia), Russia. Cryptogamie, Algologie 41: 37-45. DOI: [10.5252/cryptogamie-algologie2020v41a6](https://doi.org/10.5252/cryptogamie-algologie2020v41a6)
- Zhang C., Ma H., Sanchez-Puerta M.V. et al. 2020. Horizontal gene transfer has impacted *cox1* gene evolution in *Cassiothya filiformis*. Journal of Molecular Evolution 88: 361-371. DOI: [10.1007/s00239-020-09937-1](https://doi.org/10.1007/s00239-020-09937-1)

Генетическое разнообразие популяций пресноводных диатомовых водорослей *Ulnaria danica* (Kützing) Compère & Bukhtiyarova и *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère

Марченков А.М.^{1*}, Налимова М.А.¹, Захарова Ю.Р.¹, Давидович Н.А.², Давидович О.И.², Подунай Ю.А.², Петрова Д.П.¹

¹ Лимнологический институт Сибирского отделения Российской академии наук, ул. Улан-Баторская, 3, г. Иркутск, 664033, Россия

² Карадагская научная станция им. Т.И. Вяземского – природный заповедник РАН, ул. Науки, 24, пос. Курортное, 298188, Феодосия, Россия

АННОТАЦИЯ. Бесшовные диатомовые водоросли из рода *Ulnaria* являются доминирующими видами во многих пресноводных экосистемах Евразии. Популяции диатомовых водорослей являются генетически неоднородными и представляют собой сочетание разных генотипов. Генетическое разнообразие является необходимым фактором для адаптации к различным условиям окружающей среды и успешного расселения видов. Мы проанализировали генетическое разнообразие видов *Ulnaria danica* и *Ulnaria ulna* на примере моноклональных штаммов, выделенные из географически удаленных друг от друга водоемов континентальной части Евразии озера Рига, озера Голубое и озера Байкал. При филогенетическом анализе фрагментов гена *cox1* исследуемых штаммов впервые была показана гетерогенность популяций и отсутствие географической изоляции для отдельных генотипов исследуемых видов. Путем анализа маркерных генов 18S рРНК, *rbcL* и *cox1*, установлена возможность горизонтального переноса генов между близкородственными видами *Fragilaria radians*, *Ulnaria acus*, *U. danica* и *U. ulna*.

Ключевые слова: диатомовые водоросли, генетическое разнообразие, горизонтальный перенос генов, *cox1*, 18S рРНК, *rbcL*, *Ulnaria*

Для цитирования: Марченков А.М., Налимова М.А., Захарова Ю.Р., Давидович Н.А., Давидович О.И., Подунай Ю.А., Петрова Д.П. Генетическое разнообразие популяций пресноводных диатомовых водорослей *Ulnaria danica* (Kützing) Compère & Bukhtiyarova и *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - С. 1471-1490. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-6-1471

1. Введение

Одноклеточные диатомовые водоросли являются важным игроком как в пресноводных, так и морских экосистемах. Роль диатомей обуславливается в том числе и тем, что они производят примерно 40% первичной продукции в мировом океане (Field, 1998; Smetacek, 1999; Tréguer and Pondaven, 2000), а также участвуют в биогеохимических циклах углерода (C), азота (N), фосфора (P), кремния (Si) и железа (Fe) (Nelson et al., 1995; Tréguer et al., 1995; Buesseler, 1998; Tréguer and Pondaven, 2000; Sarthou et al., 2005; Benoiston et al., 2017). Они также являются начальным звеном пищевых цепей в водных экосистемах. Понимание их значения в экосистеме приводит к выводам о необходимости их всесторонних исследований.

Традиционно классификация диатомей построена на морфологии их кремнистого панциря, который обильно орнаментирован различного типа отверстиями (ареолами, порами), выростами и шипами. Строение, расположение и количество которых является видоспецифическим признаком. Согласно недавним работам, существует около 17 000 валидно описанных видов диатомовых водорослей (Guiry and Guiry, 2024), однако их число может вырасти до 100 000 (Mann and Vanormelingen, 2013). При этом многие виды имеют широкое географическое распространение (Finlay et al., 2002). Эти протисты успешно эволюционировали, адаптировавшись к различным условиям окружающей среды и используют широкий спектр экологических ниш (Malviya et al., 2016).

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: marchenkov.am@bk.ru (А.М. Марченков)

Поступила: 11 ноября 2024; **Принята:** 18 ноября 2024;

Опубликована online: 25 декабря 2024

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



Широкое распространение видов безусловно способствует морфологической, физиологической и генетической дифференциации популяций. Генетическое разнообразие играет важную роль в содействии быстрой адаптации к новым условиям окружающей среды (Szűcs et al., 2017). Выявление и отслеживание генетического разнообразия популяций позволяет раскрыть эволюционные механизмы, влияющие на способность к адаптации (Godhe and Ryneerson, 2017; Rengefors et al., 2017). Движущей силой, воздействующей на генетическую структуру популяции и современную эволюцию, является постоянная генетическая изменчивость, определяющая количество вариаций, присутствующих внутри вида. Известно, что популяции диатомовых водорослей являются генетически неоднородными и представляют собой сочетание разных генотипов, что отражает их способность адаптироваться к изменяющейся окружающей среде (Guo et al., 2015; Wolf et al., 2019; Ryneerson et al., 2022). Жизненный цикл диатомовых водорослей включает длительный период вегетативного деления, сменяющийся на короткую репродуктивную фазу. В процессе полового воспроизведения происходит обмен генетическим материалом, который передается потомкам следующего поколения, что помогает поддерживать генетическую гетерогенность (Ryneerson and Armbrust, 2004). Частота половой рекомбинации зависит от продолжительности жизненного цикла, которая для разных видов диатомей составляет от нескольких месяцев до нескольких лет (Jewson, 1992; Montresor et al., 2016).

При благоприятных условиях происходит массовое развитие («цветение») отдельных видов или комплексов видов планктонных диатомей, при этом акцент изучения данного процесса ранее был смещен на изучение влияния условий окружающей среды. Относительно недавно наметился переход к изучению внутривидового генетического разнообразия и микроэволюционных процессов в популяции фитопланктона в период цветения в морских экосистемах (Ryneerson and Armbrust, 2005; Ryneerson et al., 2006; Chen and Ryneerson, 2016). На примере генов, кодирующих *Sig1* и β -тубулин, показано, что генетический состав *Thalassiosira weissflogii* (Grunow) G.A.Fryxell & Hasle демонстрирует относительно высокие уровни расхождения последовательностей у изолятов, собранных из разных географических локаций (Armbrust and Galindo, 2001). В то же время исследования генетической структуры популяций *Pseudo-nitzschia multiseries* (Hasle) Hasle и *Skeletonema marinoi* Sarno & Zingone с помощью ITS (internal transcribed spacer) показали, что различные популяции этих видов могут обитать в разных регионах Северной Атлантики и Тихого океана (Evans and Hayes, 2004; Godhe et al., 2006). На примере морской центрической диатомеи *Thalassiosira gravida* Cleve показано, что высокий уровень генетического разнообразия наблюдался во время «цветения» с 02 по 13 мая 2008 г. в Атлантическом океане рядом с Исландией (Chen and Ryneerson, 2016). Для пресноводных экосистем также показано неравно-

мерное распределение отдельных генотипов ряда видов, что, по утверждению авторов, может быть связано с различиями в их экологических предпочтениях (Pérez-Burillo et al., 2021). У пресноводных бентосных диатомей генотипическое разнообразие отличается между популяциями одного и того же вида и иногда заметно сокращается, что может быть связано с чередованием полового и бесполого размножения, поскольку в периоды бесполого размножения генотипическое разнообразие постепенно сокращается в результате естественного отбора (Vanormelingen et al., 2015). Еще одной причиной генетических различий может быть географическая удаленность и изоляция водоемов, которая значительно влияет на формирование и распространение генотипов пресноводных видов (Marchenkov et al., 2022). В совокупности это дает возможность утверждать о внутривидовой генетической гетерогенности присущей как морским, так и пресноводным диатомеям и способности разделения на отдельные популяции, что должно способствовать повышению способности к адаптации.

Цель нашего исследования состояла в том, чтобы определить генетическую дифференциацию в популяциях планктонных пресноводных диатомовых водорослей рода *Ulnaria* (Kützinger) Compère. Мы сосредоточили своё внимание на пеннатных бесшовных диатомовых водорослях *Ulnaria danica* (Kützinger) Compère & Bukhtiyarova и *Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère, поскольку они являются близкородственными видами со схожими морфологическими признаками, однако различаются пределами распространения, западная часть Евразийского континента заселена *U. ulna*, а восточная – *U. danica* (Podunay, 2022). В связи с этим был проведен анализ маркерных генов 18S рРНК, *rbcL* и *cox1* у моноклональных штаммов этих видов, выделенных из озер Рица и Голубое Западно-Кавказского региона (республика Абхазия) и озеро Байкал, находящегося в южной части восточной Сибири.

2. Материалы и методы

2.1. Отбор проб и культивирование

В работе были использованы 28 моноклональных штаммов из коллекции живых культур диатомовых водорослей Лимнологического института РАН, выделенные из проб фитопланктона оз. Байкал (Рис. 1, Таблица 1), согласно протоколу, опубликованному ранее (Zakharova et al., 2023), а также 12 штаммов из коллекции диатомовых водорослей Мирового океана (WODC) Карадагской научной станции им. Т.И. Вяземского (Феодосия, Россия) выделенные из проб в оз. Рица и оз. Голубое (Рис. 1, Таблица 1). Клетки выращивали в 100 мл колбах Эрленмейера при 8 °C и освещении 16 мкмоль/м²/с с чередованием дня и ночи 12:12 часов в стерильной среде DM (Diatom Medium) (Thompson, 1988) и пересевали один раз в месяц. Видовая принадлежность исследуемых штаммов была предварительно определена при помощи световой микроскопии.

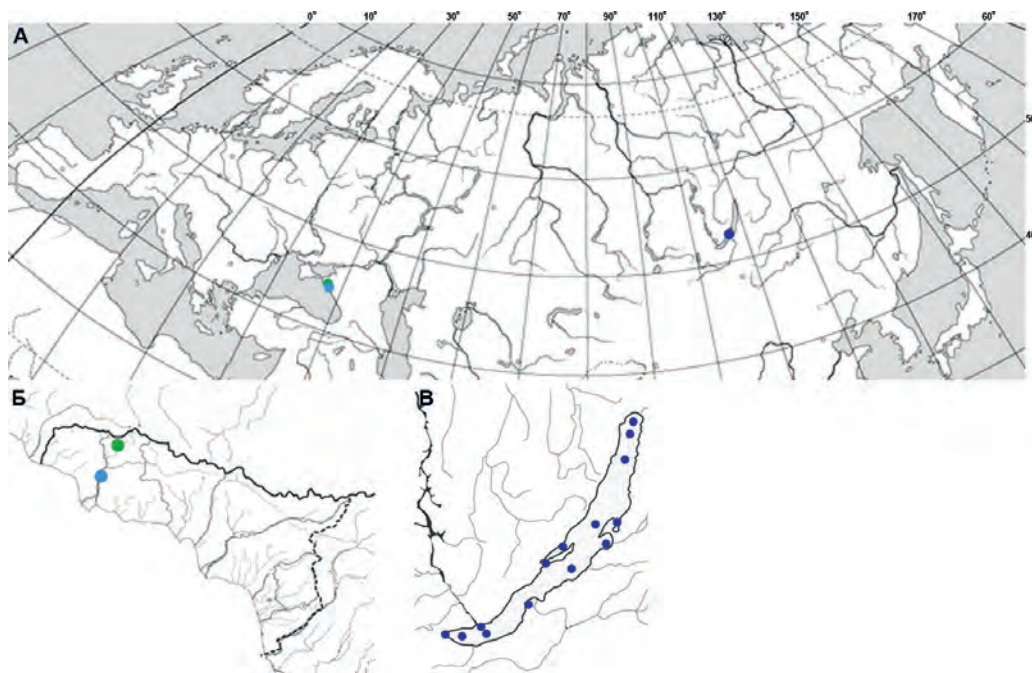


Рис.1. Карта с указанием станции отбора проб фитопланктона. А) Карта Евразий; Б) территория республики Абхазии; В) оз. Байкал. Синий точки – станции отбора проб оз. Байкал (Россия); голубая точка – оз. Голубое (Республика Абхазия); зеленая точка – оз. Рица (Республика Абхазия).

2.2. Экстракция ДНК, ПЦР и секвенирование маркерных генов

ДНК была выделена из биомассы монокультурных штаммов диатомовых водорослей как описано ранее (Marchenkov et al., 2018). Амплификацию фрагментов генов V3-V4 петли 18S рРНК, *rbcL* и *cox1* проводили, используя праймеры, указанные в Таблице 2, и набор *Taq* ДНК-полимераза (Евроген, Россия). Продукты амплификации разделяли электрофорезом в 1,5% агарозном геле и очищали от реакционной смеси с помощью Monarch® DNA Gel Extraction Kit (NEB, США). Секвенирование методом Сэнгера проводили с использованием набора ГенСек (Синтол, Россия) на генетическом анализаторе Нанофор 05 (Синтол, Россия) в Приборном центре коллективного пользования физико-химического ультрамикрoанализа ЛИН СО РАН (ЦКП «Ультрамикрoанализ», Иркутск, Россия). Анализ нуклеотидных последовательностей проводили с использованием программного обеспечения Chromos (Technelysium Pty Ltd, Австралия). Все секвенированные последовательности депонированы в GenBank (Таблица 1).

2.3. Филогенетический анализ

Наборы данных для фрагментов генов 18S рРНК, *cox1* и *rbcL* для филогенетической реконструкции содержали последовательности, полученные в данной работе, и гомологи из базы данных NCBI (Таблица 1, Приложение Таблица S1). Выравнивание последовательностей проводили при помощи онлайн-ресурса MAFFT (<https://mafft.cbrc.jp/>). Модели молекулярной эволюции были построены на основе байесовского информационного критерия (BIC) в программе IQ-TREE v. 2.3.6 (Minh et

al., 2020) с использованием модуля ModelFinder (Kalyaanamoorthy et al., 2017). Для оценки поддержки топологии деревьев использовали значения сверхбыстрого бутстрэпа (Hoang et al., 2018) и тест приближенного отношения правдоподобия SH-aLRT (Guindon et al., 2010). По наименьшему значению байесовского информационного критерия (BIC) для филогенетической реконструкции генов *cox1* была выбрана модель TPM2u + F + I + G4, для генов 18S рРНК модель TN + F + I + R2, и для *rbcL* модель GTR + F + G4.

3. Результаты и обсуждение

Для первоначальной идентификации штаммов нами были проанализированы последовательности фрагмента гена 18S рРНК для всех штаммов, используемых в данной работе (Таблица 1) для подтверждения видовой принадлежности. Из результатов филогенетической реконструкции (Рис. 2) видно, что анализируемые последовательности соотнесены к кладам, соответствующими родам *Ulnaria* и *Fragilaria*. Пеннатные диатомеи из рода *Ulnaria* очень часто являются доминирующими видами в составе пресноводных сообществ микроводорослей. Представители рода, совместно с близкородственным ему родом *Fragilaria*, подвергаются постоянной ревизии (Williams and Round, 1987; Aboal et al., 2003; Tuji and Williams, 2013; Lange-Bertalot and Ulrich, 2014; Williams and Blanco, 2019; Williams, 2024). Однако, в некоторых случаях морфологические различия между видами настолько тонкие, что требуется применение сканирующей электронной микроскопии или методов молекулярной биологии (Zakharova et al., 2023). Ранее было показано, что, используя фрагмент гена 18S рРНК, включающего в себя вариабельные регионы V3-V4,

Таблица 1. Наименование исследуемых штаммов

Штамм	Вид	Место отбора проб	Номер последовательности 18S рРНК в GenBank	Номер последовательности <i>cox1</i> в GenBank	Номер последовательности <i>rbcL</i> в GenBank
Озеро Байкал (Россия)					
BZ 5	<i>U. acus</i>	Баргузинский залив	PQ456333	PQ497024	
BZ 251	<i>U. danica</i>		OP159836	PQ497061	OP169177
BZ 261			PQ456352	PQ497043	PQ541091
BZ 263			PQ456353	PQ497044	
ACH 275	<i>F. radians</i>	Академический хребет	PQ472489	PQ497025	PQ541090
MM 118	<i>U. acus</i>	пролив Малое Море, мыс Зундук	PQ456347	PQ497040	
MM 609	<i>U. danica</i>	пролив Малое Море, центр	PQ456366	PQ497050	
M-S278	<i>F. radians</i>	центр разреза Маритуй-Солзан	PQ456348		
M-S586			PQ456351		
M-S 607	<i>U. acus</i>		PQ456344	PQ497037	
5K557	<i>U. danica</i>	5 км от протока Харауз, дельта р. Селенга	PQ456355	PQ497046	
5KH561			PQ456356	PQ497027	PQ541092
ChZ519	<i>U. danica</i>	Чивыркуйский залив	PQ456354	PQ497045	PQ541095
L549	<i>U. acus</i>	недалеко от п. Листвянка	PQ456334	PQ497026	
B-T577	<i>U. acus</i>	центр разреза Байкальское-Турали	PQ456335	PQ497028	
B-T605			PQ456343	PQ497036	
T-N578	<i>F. radians</i>	центр разреза Тья-Немнянка	PQ456349		
T-N 579	<i>U. acus</i>		PQ456336	PQ497029	
Y-T 594	<i>U. acus</i>	центр разреза Ухан-Тонкий	PQ456340	PQ497033	
Y-T 581			PQ456337	PQ497030	
Y-T 580	<i>F. radians</i>		PQ456350		
K-A 598	<i>U. danica</i>	центр разреза Котельниковский - Амундакан	PQ456364	PQ497047	
15K 588	<i>U. acus</i>	15 км от р. п. Култук	PQ456338	PQ497031	
15K 589			PQ456339	PQ497032	
L-T 600	<i>U. acus</i>	центр разреза Листвянка-Танхой	PQ456341	PQ497034	
L-T 604			PQ456342	PQ497035	
L-T 602	<i>U. danica</i>		PQ456365	PQ497049	
Республика Абхазия					
G.21.0309-OE-1	<i>U. ulna</i>	оз. Голубое	PQ456367	PQ497051	
G.21.0309-OE-3			PQ456361	PQ497038	PQ541088
G.21.0309-OE-4			PQ456357	PQ497053	
G.21.0309-OF-5			PQ456369	PQ497054	
G.21.0309-OG-7			PQ456371	PQ497056	
G.21.0309-OE-8			PQ456360	PQ497057	PQ541094
R.21.0309-OE-2		оз. Рица	PQ456368	PQ497052	
R.21.0309-OQ-6			PQ456370	PQ497055	PQ541093
R.21.0309-OI-9			PQ456372	PQ497058	PQ541089
R.21.0309-OE1-10			PQ456362	PQ497059	
R.21.0309-001-11			PQ456359	PQ497060	
R.21.0309-001-12	<i>U. acus</i>		PQ456345	PQ497039	

можно достаточно уверенно установить видовую принадлежность *U. acus* и *F. radians*, а также к комплексу видов *U. ulna* и *U. danica* (Morozov et al., 2023; Zakharova et al., 2023).

В кладе *Fragilaria* с высокой достоверностью отдельно расположена группа, включающая в себя штаммы, выделенные из проб фитопланктона оз. Байкала (Россия) и идентифицированные как вид *F. radians* (Рис. 2). В кладе *Ulnaria* выделяются две группы. Группа *U. acus* содержит последовательности штаммов *U. acus*, выделенных из оз. Байкала (Россия), а также опубликованные последовательности *U. acus* из оз. Рица (Абхазия) и оз. Матана (Индонезия) (Таблица S1). Группа *U. danica* / *U. ulna* содержит последовательности штаммов данных видов из оз. Рица (Абхазия), оз. Голубое (Абхазия), оз. Байкал (Россия) и штаммов, выделенных из водоемов в Южной Корее, Франции и Италии (Рис. 2, Таблица S1). Отсутствие разделения между представителями этих двух видов на основе анализа данных разных варибельных участков 18S рНК было также показано ранее (Morozov et al., 2023; Zakharova et al., 2023). Следует отметить, что *U. ulna* и *U. danica* имеют схожую морфологию в общих чертах и при этом ряд тонких отличительных признаков (Zakharova et al., 2023), что совместно с различиями в географической локализации и репродуктивной изоляцией (Podunay, 2022) не позволяют провести их объединение в один вид.

Уровень дивергенции 18S рНК у диатомей в сравнении с другими маркерными генами (большая субъединица рибулозо-1,5-бисфосфаткарбоксилазы/оксигеназы – *rbcL*, субъединица 1 цитохром-С-оксидазы – *cox1*, внутренний транскрибируемый спейсер – ITS, универсальный плазмидный ампликон – UPA) показал, что скорость накопления мутаций в гене *cox1* выше, чем у других генов (Guo et al., 2015). Филогенетический анализ фрагмента гена *cox1* позволяет различать генотипы одного и того же вида диатомовых водорослей, выделенные из географически удаленных точек (Ehara et al., 2000; Evans et al., 2007; Hamsher et al., 2011), в том числе и у представителей из рода *Ulnaria* (Marchenkov et al., 2022). Таким образом, использование данного гена целесообразно для установления генетической дифференциации в природных популяциях видов *U. ulna* и *U. danica*.

Таблица 2. Последовательности праймеров, использованных в настоящем исследовании

Праймер	Последовательность (5' – 3')
18S_1F (Katana et al., 2001)	AACCTGGTTGATCCTGCCAGT
18S_1050R (Guo et al., 2015)	GTTCAGHCTTGCGACCATACTCC
cox1_1F (Marchenkov et al., 2022)	ATGAAGTTTGCTAATCGATGGT
cox1_714R (Marchenkov et al., 2022)	AAAAAGGTGTTGGAACAGTACAG
Uu_cox1_72F	AGCTATTTCCGGTGTAGCGGGTAC
Uu_cox1_624R	AGCTCCTGCCAACACAGGTAAAG
rbcL-F (Zakharova et al., 2020)	ATGTCTCAATCTGTATCAGAACGG
rbcL-R (Zakharova et al., 2020)	CAACCTTGTTAAGTCTCACTATTC

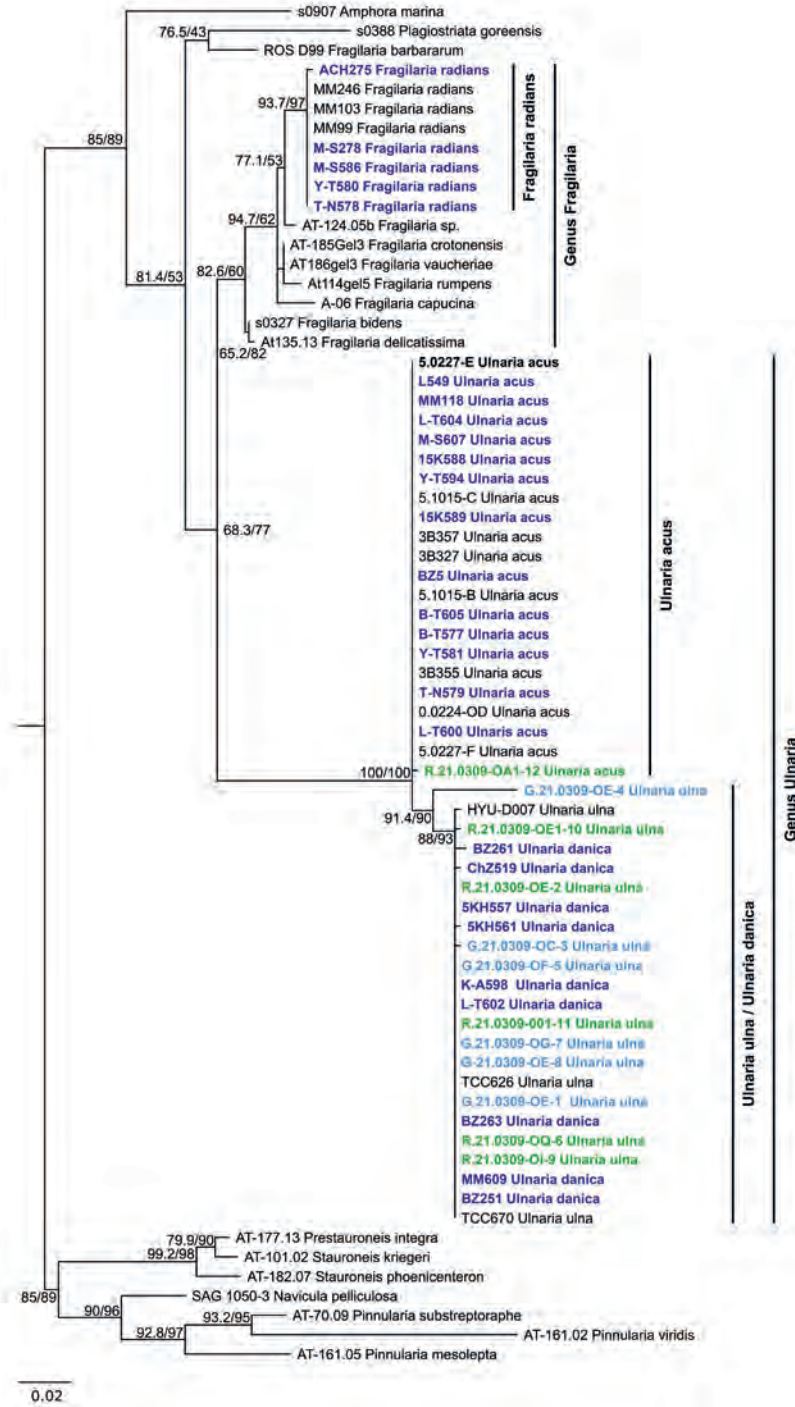


Рис.2. Филогенетическая реконструкция по фрагменту гена 18S. Узлы для ключевых кластеров определяют поддержку топологии сверхбыстрой загрузки и приблизительное отношение правдоподобия SH-aLRT. Последовательности, полученные в данной работе выделены цветом: синие – Россия, оз. Байкал; зеленые – Абхазия, оз. Рица, голубые – Абхазия, оз. Голубое.

Выбор «универсальных» праймеров на *cox1* диатомовых водорослей является достаточно сложной задачей из-за высокой степени дивергенции и наличия протяженных интронов внутри генов. Использование праймеров, сконструированных на фрагмент гена *cox1* *U. acus*, не давали положительного ответа с видами *U. ulna* и *U. danica* (Таблица 2). Этот результат привел к необходимости конструирования праймеров специфичных только для данных видов. Нами были впервые получены последовательности *cox1* для всех штаммов, которые по результатам анализа фрагмента гена 18S рРНК были отнесены к группе *U. ulna* и *U. danica* (Таблица 1).

В результате анализа было показано формирование общей группы, соответствующей роду *Ulnaria*. Последовательности *cox1* штаммов *U. ulna* и *U. danica* не разделяются на отдельные клады видового порядка (Рис. 3). При анализе формируются три клады, представляющие собой разные генотипы. Клады 1 и 2 содержат последовательности *U. ulna* и *U. danica* из оз. Байкал и озер Абхазии, а также из водоемов континентальной части Европы (Таблица S1). Таким образом, эти генотипы могут встречаться в географический удаленных водоемах. Ранее были показаны географические пределы распространения данных видов на территории Евразии (Podunay, 2022). Автор отмечает, что *U. ulna* имеет широкое распространение в западной части Евразийского континента, тогда как *U. danica* населяет водоемы восточной части. Популяции *U. ulna*

способны к межвидовой гибридизации с популяциями *U. danica*, находящимися в районе Западно-Сибирской низменности и к востоку от нее вплоть до оз. Байкал (Podunay, 2022). Согласно последним данным в фитопланктоне оз. Байкал присутствует только *U. danica* (Zakharova et al., 2023). Клада 3 содержит только последовательности штаммов из оз. Байкал (Рис. 3). Из-за малого объема данных мы не можем достоверно утверждать, что данный генотип имеет географические ограничения в распространении. Таким образом, было показано, что по фрагменту гена *cox1* популяции *U. ulna* и *U. danica* озера Рица и. Голубое, а также оз. Байкал являются гетерогенными. Следует отметить, что данные о *cox1* у представителей рода *Ulnaria* немногочисленны. Ранее полученные данные о гетерогенности популяции *U. acus* для северной котловины оз. Байкал (Marchenkov et al., 2022).

При сравнении результатов филогенетического анализа по двум маркерным генам 18S рРНК и *cox1* было отмечено, что три штамма группируются в разные клады видового порядка (Рис. 4). Согласно данным анализа 18S рРНК штамм ACH275 располагался в кладе вида *F. radians* (Рис. 4 18S rRNA), а штаммы 5KH561 и G.21.0309-OC-3 отнесены к *U. danica* и *U. ulna* (Рис. 4 18S rRNA). По результатам филогенетического анализа фрагмента гена *cox1* эти штаммы относятся к кладе *U. acus* (Рис. 4 *cox1*).

На основании полученных нами генетических данных можно предположить, что в естественных

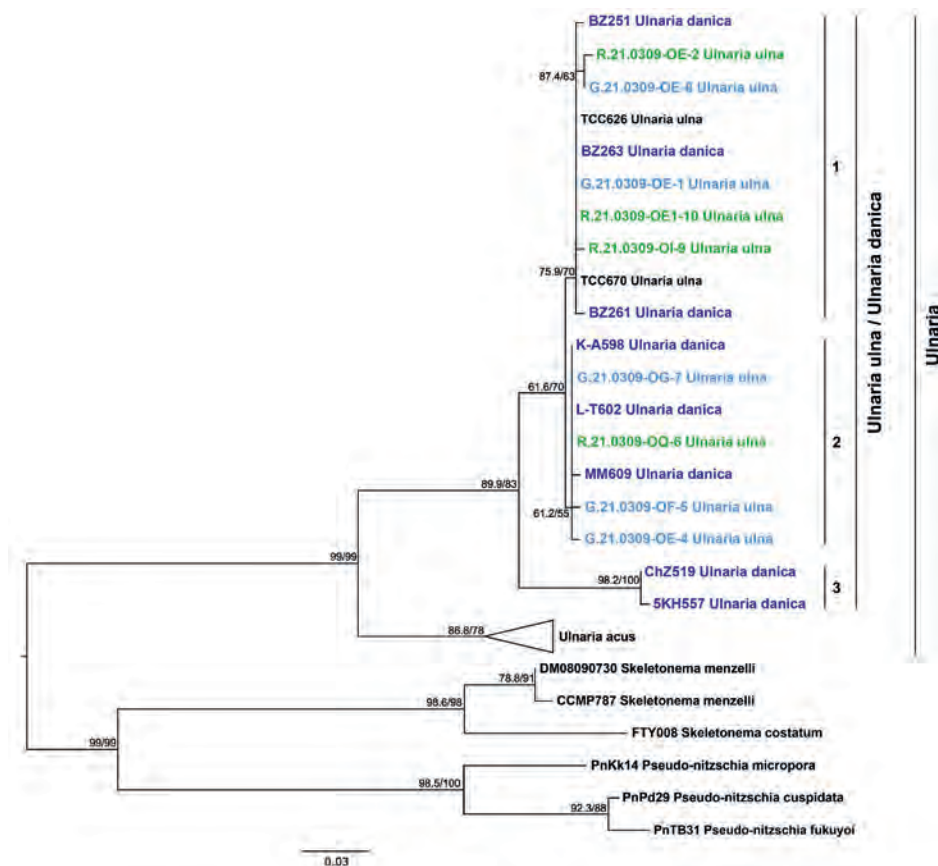


Рис.3. Филогенетическая реконструкция по фрагменту гена *cox1*. Узлы для ключевых кластеров определяют поддержку топологии сверхбыстрой загрузки и приблизительное отношение правдоподобия SH-aLRT. Последовательности, полученные в данной работе выделены цветом: синие – Россия, оз. Байкал; зеленые – Абхазия, оз. Рица, голубые – Абхазия, оз. Голубое.

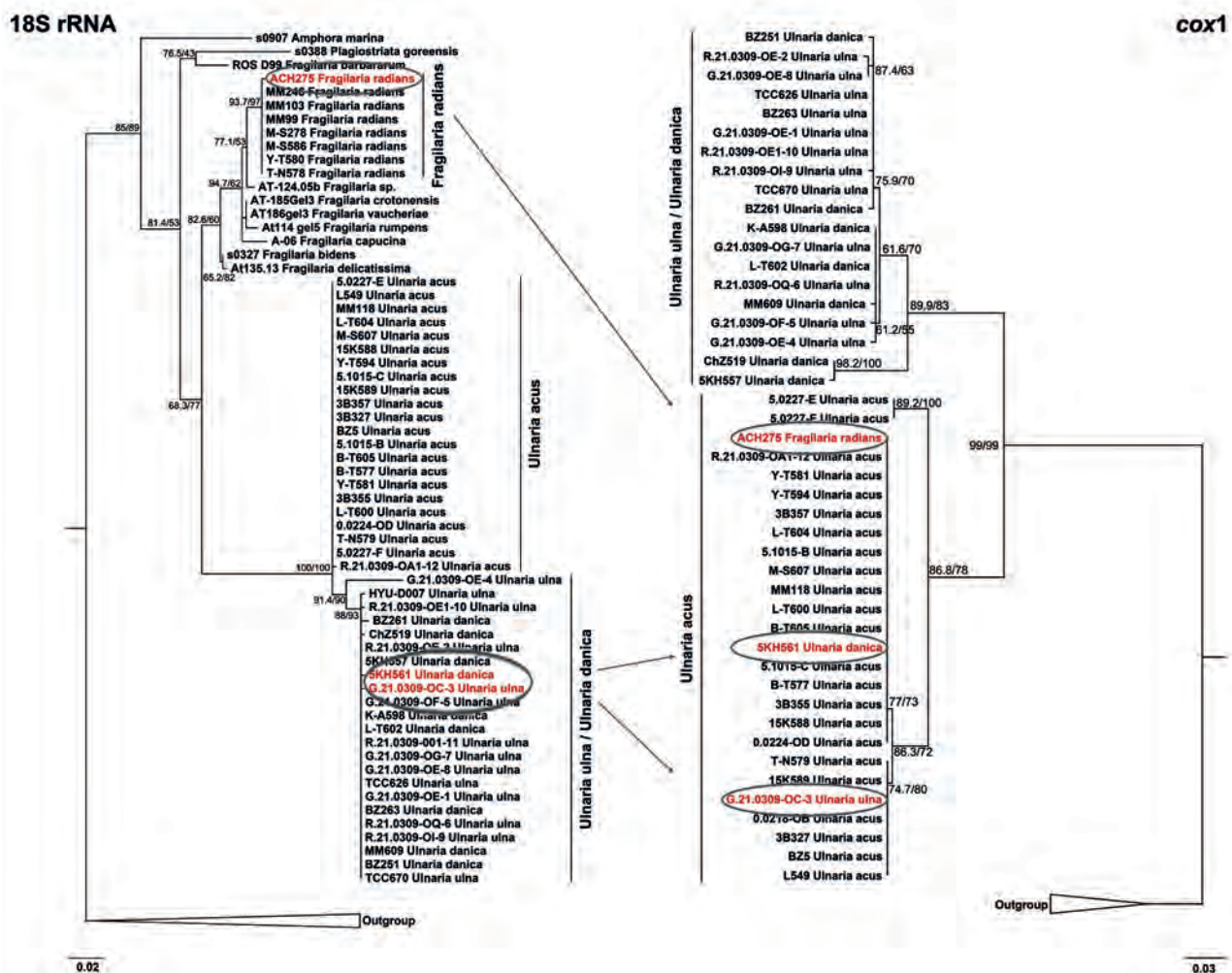


Рис.4. Сопоставление филогенетической реконструкция фрагментов гена 18S рРНК и *cox1*. Штаммы ACH275, 5KH561, G.21.0309-OC-3 отмечены красным цветом.

условиях между парами видов *F. radians* и *U. acus*, *U. danica* и *U. acus*, *U. ulna* и *U. acus* возможна гибридизация, а исследуемые штаммы являются гибридами первого поколения. Однако мы никогда не наблюдали межвидовую гибридизацию между видами *U. ulna* и *U. acus* в лабораторных условиях (Podupay et al., 2021). Также выявленный факт может свидетельствовать о возможности горизонтального переноса генов (ГПГ/НГТ) между исследуемыми видами, а именно передачи генетической информации между репродуктивно изолированными видами. ГПГ процесс, который достаточно часто встречается между организмами относящихся к таксонам разного систематического ранга (Keeling and Palmer, 2008; Garcia et al., 2021), а также может происходить у организмов, относящихся к одному роду (Kavanaugh et al., 2006; Alvarez et al., 2006). Считается, что перенос *cox1* у покрытосеменных является достаточно обычным явлением (Zhang et al., 2020). Есть предположение, что данный процесс происходит посредством интронов, которые кодируют сайт специфическую ДНК эндонуклеазу и с помощью генной конверсии происходит замена части экзона (Delahodde et al., 1989; Sanchez-Puerta et al., 2011). ГПГ является одним из механизмов улучшения адаптивных возможностей организмов. Вклад ГПГ в развитие и экологическую адап-

тацию диатомей остается почти не изученным. Диатомовые водоросли содержат пластиды образованные в результате нескольких событий эндосимбиоза (Benoiston et al., 2017), и, следовательно, их мозаичная генетическая структура является результатом эндосимбиотического переноса генов (ЭПГ EGT) (Morozov and Galachyants, 2019).

Для подтверждения видовой принадлежности штаммов с возможным горизонтальным переносом (ACH275, 5KH561, G.21.0309-OC-3) дополнительно был проведен филогенетический анализ фрагментов гена *rbcL* (Таблица 2). Согласно полученным результатам, ни один из трех штаммов не отнесен к *U. acus*. Штамм ACH275 отнесен к *F. radians*. Штамм 5KH561 группируется вместе с другими представителями вида *U. danica* из оз. Байкал, а G.21.0309-OC-3 объединяется вместе с другими штаммами *U. ulna* из озер Абхазии, оз. Лабынкыр (Якутия) и водоемов континентальной части Европы (Рис. 5). Последовательности штаммов *U. ulna*, полученные из проб фитопланктона водоемов о. Великобритания, образуют отдельную подгруппу в кладе с последовательностями *U. danica* из оз. Байкал. Таким образом, распределение последовательностей *rbcL* для штаммов ACH275, 5KH561 и G.21.0309-OC-3 соответствует результату, полученному при анализе фрагментов гена 18S рРНК.

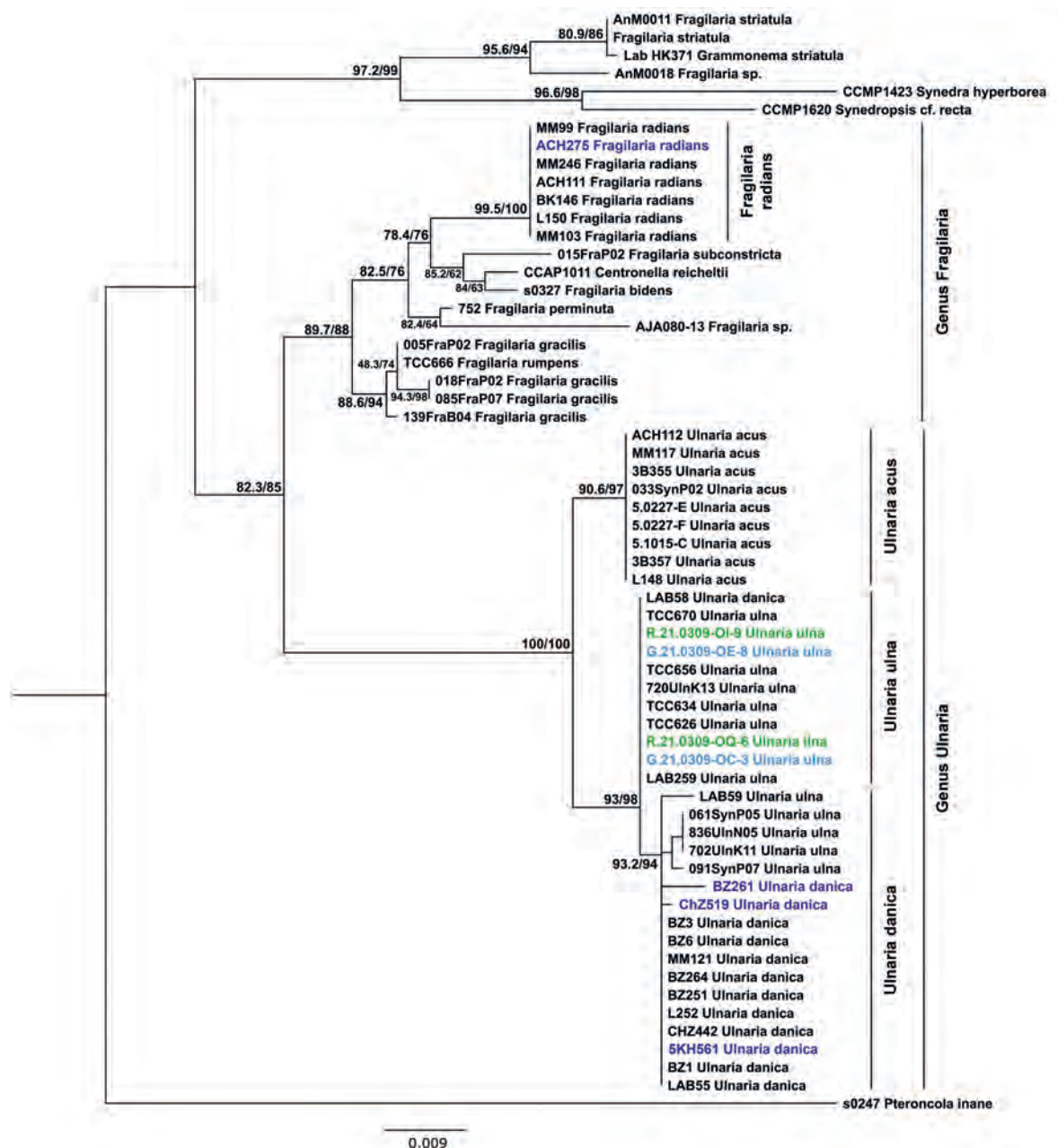


Рис.5. Филогенетическая реконструкция по фрагменту гена *rbcL*. Узлы для ключевых кластеров определяют поддержку топологии сверхбыстрой загрузки и приблизительное отношение правдоподобия SH-aLRT. Последовательности, полученные в данной работе выделены цветом: синие – Россия, оз. Байкал; зеленые – Абхазия, оз. Рица, голубые – Абхазия, оз. Голубое.

Топология филогенетического древа, полученная нами в данной работе, соответствует результатам филогенетического анализа представителей рода *Ulnaria* с использованием варибельного фрагмента *rbcL* (Kochoska et al., 2023).

4. Заключение

Диатомовые водоросли являются одной из самых разнообразных групп микроводорослей, с высоким уровнем скрытого видообразования. Исследование внутривидовой изменчивости диатомовых водорослей необходимо для понимания процессов адаптации к различным условиям окружающей среды. Генетическое разнообразие морских диатомей изучено относительно широко, в том числе с точки зрения внутривидовой изменчи-

вости, тогда как исследование пресноводных видов остаются ограниченными. Проведенный нами анализ фрагмента гена *cox1* показал гетерогенность популяций *U. danica* и *U. ulna* из оз. Байкал и озер Абхазии. Получены данные, свидетельствующие о возможном горизонтальном переносе генов между исследуемыми видами. Для выявления процессов, лежащих в основе этого феномена, необходимо провести сравнительный анализ пластидных геномов видов *F. radians*, *U. danica*, *U. ulna* и *U. acus*, что может помочь объяснить некоторые аспекты видообразования у диатомовых водорослей.

Дополнительные материалы

Таблица S1. Characteristics of nucleotide sequences of *cox1*, *rbcL* and 18S rRNA genes.

Благодарности

Исследование финансировалось Министерством науки и высшего образования Российской Федерации проект номер 121032300191-3. Отбор и выделения штаммов из оз. Рица и оз. Голубого проводилось в рамках проекта 124030100100-0.

Авторы выражают благодарность к.б.н. Тетереной В.И. за помощь в определении нуклеотидных последовательностей.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

- Abol M., Alvarez-Cobelas M., Cambra J. et al. 2003. Floristic list of non-marine diatoms (Bacillariophyceae) of Iberian Peninsula, Balearic Islands, and Canary Islands. Updated taxonomy and bibliography. *Diatom Monographs* 4: 39.
- Alvarez N., Benrey B., Hossaert-McKey M. et al. 2006. Phylogeographic support for horizontal gene transfer involving sympatric bruchid species. *Biology Direct* 1: 1-11. DOI: [10.1186/1745-6150-1-21](https://doi.org/10.1186/1745-6150-1-21)
- Armbrust E.V., Galindo H.M. 2001. Rapid evolution of a sexual reproduction gene in centric diatoms of the genus *Thalassiosira*. *Applied and Environmental Microbiology* 0: 3501-13. DOI: [10.1128/AEM.67.8.3501-3513.2001](https://doi.org/10.1128/AEM.67.8.3501-3513.2001)
- Benoiston A.S., Ibarbalz F.M., Bittner L. et al. 2017. The evolution of diatoms and their biogeochemical functions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 372(1728): 20160397. DOI: [10.1098/rstb.2016.0397](https://doi.org/10.1098/rstb.2016.0397)
- Buesseler K.O. 1998. The decoupling of production and particulate export in the surface ocean. *Global Biogeochemical Cycles* 12(2): 297-310. DOI: [10.1029/97GB03366](https://doi.org/10.1029/97GB03366)
- Chen G., Rynearson T.A. 2016. Genetically distinct populations of a diatom co-exist during the North Atlantic Spring bloom. *Limnology and Oceanography* 61(6): 2165-2179. DOI: [10.1002/lno.10361](https://doi.org/10.1002/lno.10361)
- Delahodde A., Goguel V., Becam A.M. et al. 1989. Site-specific DNA endonuclease and RNA maturase activities of two homologous intron-encoded proteins from yeast mitochondria. *Cell* 56: 431-441.
- Ehara M., Watanabe K.I., Ohama T. 2000. Distribution of cognates of group II introns detected in mitochondrial *cox1* genes of a diatom and a haptophyte. *Gene* 256(1-2): 157-167. DOI: [10.1016/S0378-1119\(00\)00359-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1119(00)00359-0)
- Evans K.M., Hayes P.K. 2004. Microsatellite markers for the cosmopolitan marine diatom *Pseudo-nitzschia pungens*. *Molecular Ecology Notes* 4(1): 125-126. DOI: [10.1111/j.1471-8286.2004.00591.x](https://doi.org/10.1111/j.1471-8286.2004.00591.x)
- Evans K.M., Wortley A.H., Mann D.G. 2007. An assessment of potential diatom «barcode» genes (*cox1*, *rbcL*, 18S and ITS rDNA) and their effectiveness in determining relationships in Sellaphora (Bacillariophyta). *Protist* 158(3): 349-364. DOI: [10.1016/j.protis.2007.04.001](https://doi.org/10.1016/j.protis.2007.04.001)
- Field C.B. 1998. Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components. *Science* 281: 237-240. DOI: [10.1126/science.281.5374.237](https://doi.org/10.1126/science.281.5374.237)
- Finlay B.J., Monaghan E.B., Maberly S.C. 2002. Hypothesis: The Rate and Scale of Dispersal of Freshwater Diatom Species is a Function of their Global Abundance. *Protist* 153: 261-273. DOI: [10.1078/1434-4610-00103](https://doi.org/10.1078/1434-4610-00103)
- Garcia L.E., Edera A.A., Palmer J.D. et al. 2021. Horizontal gene transfers dominate the functional mitochondrial gene space of a holoparasitic plant. *New Phytologist* 229(3): 1701-1714. DOI: [10.1111/nph.16926](https://doi.org/10.1111/nph.16926)
- Godhe A., McQuoid M.R., Karunasagar I. et al. 2006. Comparison of three common molecular tools for distinguishing among geographically separated clones of the diatom *Skeletonema marinoi* Sarno et Zingone (Bacillariophyceae). *Journal of phycology* 42(2): 280-291. DOI: [10.1111/j.1529-8817.2006.00197.x](https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2006.00197.x)
- Godhe A., Rynearson T. 2017. The role of intraspecific variation in the ecological and evolutionary success of diatoms in changing environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 372(1728): 20160399. DOI: [10.1098/rstb.2016.0399](https://doi.org/10.1098/rstb.2016.0399)
- Guindon S., Dufayard J.F., Lefort V. et al. 2010. New algorithms and methods to estimate maximum-likelihood phylogenies: assessing the performance of PhyML 3.0. *Systematic biology* 59(3): 307-321. DOI: [10.1093/sysbio/syq010](https://doi.org/10.1093/sysbio/syq010)
- Guiry M.D., Guiry G.M. 2024. AlgaeBase. World-wide electronic publication, University of Galway. URL: <https://www.algaebase.org> (searched on 31.10. 2024).
- Guo L., Sui Z., Zhang S. et al. 2015. Comparison of potential diatom «barcode» genes (the 18S rRNA gene and ITS, *COI*, *rbcL*) and their effectiveness in discriminating and determining species taxonomy in the Bacillariophyta. *International journal of systematic and evolutionary microbiology* 65: 1369-1380. DOI: [10.1099/ijs.0.000076](https://doi.org/10.1099/ijs.0.000076)
- Hamsher S.E., Evans K.M., Mann D.G. et al. 2011. Barcoding diatoms: exploring alternatives to *COI*-5P. *Protist* 162(3): 405-422. DOI: [10.1016/j.protis.2010.09.005](https://doi.org/10.1016/j.protis.2010.09.005)
- Hoang D.T., Chernomor O., Von Haeseler A. et al. 2018. UFBoot2: improving the ultrafast bootstrap approximation. *Molecular biology and evolution* 35(2): 518-522. DOI: [10.1093/molbev/msx281](https://doi.org/10.1093/molbev/msx281)
- Jewson D.H. 1992. Size reduction, reproductive strategy and the life cycle of a centric diatom. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 335:191-213. DOI: [10.1098/rstb.1992.0056](https://doi.org/10.1098/rstb.1992.0056)
- Kalyaanamoorthy S., Minh B.Q., Wong T.K.F. et al. 2017. ModelFinder: Fast model selection for accurate phylogenetic estimates. *Nature Methods* 14: 587-589. DOI: [10.1038/nmeth.4285](https://doi.org/10.1038/nmeth.4285)
- Katana A., Kwiatowski J., Spalik K. et al. 2001. Phylogenetic position of *Koliella* (Chlorophyta) as inferred from nuclear and chloroplast small subunit rDNA. *Journal of phycology* 37(3): 443-451. DOI: [10.1046/j.1529-8817.2001.037003443.x](https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2001.037003443.x)
- Kavanaugh L.A., Fraser J.A., Dietrich F.S. 2006. Recent evolution of the human pathogen *Cryptococcus neoformans* by intervarietal transfer of a 14-gene fragment. *Molecular Biology and Evolution* 23: 1879-1890. DOI: [10.1093/molbev/msl070](https://doi.org/10.1093/molbev/msl070)
- Keeling P., Palmer J. 2008. Horizontal gene transfer in eukaryotic evolution. *Nature Reviews Genetics* 9: 605-618. DOI: [10.1038/nrg2386](https://doi.org/10.1038/nrg2386)
- Kochoska H., Chardon C., Chonova T. et al. 2023. Filling reference libraries with diatom environmental sequences: strengths and weaknesses. *Diatom Research* 38(2): 103-127. DOI: [10.1080/0269249X.2023.2237977](https://doi.org/10.1080/0269249X.2023.2237977)
- Lange-Bertalot H., Ulrich S. 2014. Contributions to the taxonomy of needle-shaped *Fragilaria* and *Ulnaria* species. *Lauterbornia* 78: 1-73.
- Malviya S., Scalco E., Audic S. et al. 2016. Insights into global diatom distribution and diversity in the world's ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113: E1516-E1525. DOI: [10.1073/pnas.1509523113](https://doi.org/10.1073/pnas.1509523113)
- Mann D.G., Vanormelingen P. 2013. An inordinate fondness? The number, distributions, and origins of diatom species. *Journal of eukaryotic microbiology* 60(4): 414-420. DOI: [10.1111/jeu.12047](https://doi.org/10.1111/jeu.12047)

- Marchenkov A.M., Petrova D.P., Morozov A.A. et al. 2018. A family of silicon transporter structural genes in a pennate diatom *Synedra ulna* subsp. *danica* (Kütz.) Skabitsch. *PloS One* 13(8): e0203161. DOI: [10.1371/journal.pone.0203161](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0203161)
- Marchenkov A.M., Zakharova Y.R., Volokitina N.A. et al. 2022. Genotypic diversity of *Ulnaria acus* (Kützing) Aboal from Eurasia. *Limnology and Freshwater Biology* 6: 1705-1711. DOI: [10.31951/2658-3518-2022-A-6-1705](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2022-A-6-1705)
- Minh B.Q., Schmidt H.A., Chernomor O. et al. 2020. IQ-TREE 2: New models and efficient methods for phylogenetic inference in the genomic era. *Molecular Biology and Evolution* 37: 1530-1534. DOI: [10.1093/molbev/msaa015/](https://doi.org/10.1093/molbev/msaa015/)
- Montresor M., Vitale L., D'Alelio D. et al. 2016. Sex in marine planktonic diatoms: insights and challenges. *Perspectives in Phycology* 3: 61-75. DOI: [10.1127/pip/2016/0045](https://doi.org/10.1127/pip/2016/0045)
- Morozov A., Galachyants Y., Marchenkov A. et al. 2023. Revealing the Differences in *Ulnaria acus* and *Fragilaria radians* Distribution in Lake Baikal via Analysis of Existing Metabarcoding Data. *Diversity* 15(280): 1-10. DOI: [10.3390/d15020280](https://doi.org/10.3390/d15020280)
- Morozov A.A., Galachyants Y.P. 2019. Diatom genes originating from red and green algae: Implications for the secondary endosymbiosis models. *Marine Genomics* 45: 72-78. DOI: [10.1016/j.margen.2019.02.003](https://doi.org/10.1016/j.margen.2019.02.003)
- Nelson D.M., Tréguer P., Brzezinski M.A. et al. 1995. Production and dissolution of biogenic silica in the ocean: Revised global estimates, comparison with regional data and relationship to biogenic sedimentation. *Global Biogeochemical Cycles* 9: 359-372. DOI: [10.1029/95GB01070](https://doi.org/10.1029/95GB01070)
- Podunay Y.A., Davidovich O.I., Davidovich N.A. 2021. Reproductive compatibility of European populations of two species of *Ulnaria* (Bacillariophyta). *Moscow University Biological Sciences Bulletin* 76(2): 59-64. DOI: [10.3103/S0009639252102005X](https://doi.org/10.3103/S0009639252102005X)
- Podunay Y.A. 2022. Sexual reproduction, crossing system and biogeography of representatives of the genus *Ulnaria* (Bacillariophyta). *Cand. Sc. Dissertation*, Institute of biology of the south sea named A.O. Kovalevsky RAS, Sevastopol, Russia. (in Russian)
- Pérez-Burillo J., Trobajo R., Leira M. et al. 2021. DNA metabarcoding reveals differences in distribution patterns and ecological preferences among genetic variants within some key freshwater diatom species. *Science of The Total Environment* 798(149029): 0048-9697. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2021.149029](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149029)
- Rengefors K., Kremp A., Reusch T.B.H. et al. 2017. Genetic diversity and evolution in eukaryotic phytoplankton: Revelations from population genetic studies. *Journal of Plankton Research* 39: 165-179. DOI: [10.1093/plankt/fbw098](https://doi.org/10.1093/plankt/fbw098)
- Rynearson T.A., Armbrust E.V. 2005. Maintenance of clonal diversity during a spring bloom of the centric diatom *Ditylum brightwellii*. *Molecular Ecology* 14(6): 1631-1640. DOI: [10.1111/j.1365-294X.2005.02526.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2005.02526.x)
- Rynearson T.A., Bishop I.W., Collins S. 2022. The population genetics and evolutionary potential of diatoms. *The molecular life of diatoms*. Cham: Springer International Publishing: 29-57. DOI: [10.1007/978-3-030-92499-7_2](https://doi.org/10.1007/978-3-030-92499-7_2)
- Rynearson T.A., Newton J.A., Armbrust E.V. 2006. Spring bloom development, genetic variation and population succession in the planktonic diatom *Ditylum brightwellii*. *Limnology and Oceanography* 51: 1249-1261. DOI: [10.4319/lo.2006.51.3.1249](https://doi.org/10.4319/lo.2006.51.3.1249)
- Rynearson T.A., Virginia Armbrust E. 2004. Genetic differentiation among populations of the planktonic marine diatom *Ditylum brightwellii* (Bacillariophyceae). *Journal of Phycology* 40(1): 34-43. DOI: [10.1046/j.1529-8817.2004.03089.x](https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2004.03089.x)
- Sanchez-Puerta M.V., Abbona C.C., Zhuo S. et al. 2011. Multiple recent horizontal transfers of the *cox1* intron in Solanaceae and extended co-conversion of flanking exons. *BMC evolutionary biology* 11: 1-15. DOI: [10.1186/1471-2148-11-277](https://doi.org/10.1186/1471-2148-11-277)
- Sarthou G., Timmermans K.R., Blain S. et al. 2005. Growth physiology and fate of diatoms in the ocean: a review. *Journal of Sea Research* 53(1-2): 25-42. DOI: [10.1016/j.seares.2004.01.007](https://doi.org/10.1016/j.seares.2004.01.007)
- Smetacek V. 1999. Diatoms and the ocean carbon cycle. *Protist* 150: 25-32. DOI: [10.1016/S1434-4610\(99\)70006-4](https://doi.org/10.1016/S1434-4610(99)70006-4)
- Szűcs M., Vahsen M.L., Melbourne B.A. et al. 2017. Rapid adaptive evolution in novel environments acts as an architect of population range expansion. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114(51): 13501-13506. DOI: [10.1073/PNAS.1712934114](https://doi.org/10.1073/PNAS.1712934114)
- Thompson A.S. 1988. Culture collection of algae and protozoa catalogue of strains. Ambleside, United Kingdom: Natural Environment Research Council, Freshwater Biological Association 164.
- Tréguer P., Nelson D.M., Van Bennekom A.J. et al. 1995. The silica balance in the world ocean: a reestimate. *Science* 268(5209): 375-379. DOI: [10.1126/science.268.5209.37](https://doi.org/10.1126/science.268.5209.37)
- Tréguer P., Pondaven P. 2000. Silica control of carbon dioxide. *Nature* 406: 358-359. DOI: [10.1038/35019236](https://doi.org/10.1038/35019236)
- Tuji A., Williams D.M. 2013. Examination of types in the *Fragilaria vaucheriae*-intermedia species complex. *Bulletin of the National Museum of Natural Science, series B, Botany* 39(1): 1-9.
- Vanormelingen P., Evans K.M., Mann D.G. et al. 2015. Genotypic diversity and differentiation among populations of two benthic freshwater diatoms as revealed by microsatellites. *Molecular Ecology* 24(17): 4433-4448. DOI: [10.1111/mec.13336](https://doi.org/10.1111/mec.13336)
- Williams D.M., Blanco S. 2019. Studies on type material from Kützing's diatom collection II: *Synedra acus* Kützing, *Synedra arcus* Kützing, their morphology, types and nomenclature. *Diatom Research* 34: 237-250. DOI: [10.1080/0269249X.2020.1711534](https://doi.org/10.1080/0269249X.2020.1711534)
- Williams D.M., Round F.E. 1987. Revision of the genus *Fragilaria*. *Diatom Research* 2: 267-288. DOI: [10.1080/0269249X.1987.9705004](https://doi.org/10.1080/0269249X.1987.9705004)
- Williams D.M. 2024. Ubiquitous names and ubiquitous species: examples from *Synedra acus* (*Ulnaria acus*), *S. ulna* (*Ulnaria ulna*) and *S. gouldarii* (*Ulnaria gouldarii*) *Diatom Research*: 1-12. DOI: [10.1080/0269249X.2024.2412849](https://doi.org/10.1080/0269249X.2024.2412849)
- Wolf K.K., Romanelli E., Rost B. et al. 2019. Company matters: The presence of other genotypes alters traits and intraspecific selection in an Arctic diatom under climate change. *Global change biology* 25(9): 2869-2884. DOI: [10.1111/gcb.14675](https://doi.org/10.1111/gcb.14675)
- Zakharova Y., Marchenkov A., Petrova D. et al. 2023. Delimitation of Some Taxa of *Ulnaria* and *Fragilaria* (Bacillariophyceae) Based on Genetic, Morphological Data and Mating Compatibility. *Diversity* 15(271): 1-26. DOI: [10.3390/d15020271](https://doi.org/10.3390/d15020271)
- Zakharova Y.R., Bedoshvili Y.D., Petrova D.P. et al. 2020. Morphological description and molecular phylogeny of two diatom strains from the genus *Ulnaria* (Kützing) Compere isolated from an ultraoligotrophic lake at the Pole of Cold in the Northern Hemisphere, Republic of Sakha (Yakutia), Russia. *Cryptogamie, Algologie* 41: 37-45. DOI: [10.5252/cryptogamie-algologie2020v41a6](https://doi.org/10.5252/cryptogamie-algologie2020v41a6)
- Zhang C., Ma H., Sanchez-Puerta M.V. et al. 2020. Horizontal gene transfer has impacted *cox1* gene evolution in *Cassiothya filiformis*. *Journal of Molecular Evolution* 88: 361-371. DOI: [10.1007/s00239-020-09937-1](https://doi.org/10.1007/s00239-020-09937-1)

Hydroacoustic studies of macrozooplankton in Lake Baikal



Makarov M.M.[✉], Dzyuba E.V.^{*}, Zaydykov I.Yu.[✉], Naumova E.Yu.[✉]

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

ABSTRACT. A hydroacoustic survey of the distribution of aggregations of *Macrohectopus branickii* (Amphipoda) in Barguzinsky Bay of Lake Baikal was conducted for the first time in the last 30 years. The hydroacoustic complex “Echo-Baikal” was used in the research. Verification of hydroacoustic data is based on the results of synchronous net catches with a JOM net. The present study demonstrates that macrohectopus aggregations are confined to slope zone areas with depths of 100–150 m. The dependence between the strength of the mean volume backscattering and the density of macrohectopus was obtained, based on which its biomass in Barguzinsky Bay was estimated at $2.7 \cdot 10^6$ kg.

Keywords: Lake Baikal, *Macrohectopus branickii*, biomass, hydroacoustics

For citation: Makarov M.M., Dzyuba E.V., Zaydykov I.Yu., Naumova E.Yu. Hydroacoustic studies of macrozooplankton in Lake Baikal // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - P. 1491–1502. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-6-1491

1. Introduction

The pelagic amphipod species of Lake Baikal *Macrohectopus branickii* (Dybowsky, 1874) dominates in the lake ecosystem (Rudstam et al., 1992) and is a food resource for fish and mammals (Watanabe et al., 2020; Didorenko et al., 2020; Petrov et al., 2021). It is known that planktonic animals can form aggregations under the influence of various factors (temperature, illumination, wind mixing, etc.). The changes in behavioral patterns, in particular the amplitude of migrations, are one of the mechanisms of their adaptation to a dynamic habitat (Sato and Benoit-Bird, 2019). *M. branickii* is the only representative of the macrozooplankton of Lake Baikal, individuals of which form dense aggregations that perform active migrations, which complicates research and resource work.

Zooplankton of Lake Baikal is traditionally studied by sampling with nets of various designs (Karnaukhov et al., 2019; Naumova et al., 2020; Karnaukhov et al., 2021). Modern remote sensing methods, including hydroacoustic ones, are widely used worldwide for research and monitoring of fish (Briseño-Avena et al., 2015; Føre et al., 2018; Lertvilai, 2020; Mallet et al., 2021; Chacate et al., 2024) and various species of invertebrates (Dunn et al., 2022; Lertvilai and Jaffe, 2022; Oh et al., 2023; Liu and Tang, 2024). The hydroacoustic method, in combination with classical net sampling, is recognized as a reliable tool for monitoring the abundance and biomass of macrozooplankton in large lakes (Megard et al., 1997; Hembre and Megard, 2003; Holbrook et al., 2006).

plankton in large lakes (Megard et al., 1997; Hembre and Megard, 2003; Holbrook et al., 2006).

M. branickii is not only the main component of the diet of the Baikal omul *Coregonus migratorius* (Georgi 1775), but also its competitor in the consumption of zooplankton, and, due to its high biomass, it is a key link in the trophic network of the lake's pelagic zone. It was previously shown that the total consumption of *M. branickii* by pelagic fish species significantly exceeds its production (Mel'nik et al., 1995). The annual production of *M. branickii*, calculated on the basis of daily biomass increments (B/I coefficients), is 330 thousand tons, with the total biomass of this species in the lake being 110 thousand tons (Beckman and Afanasyeva, 1977). Previous studies of the distribution of *M. branickii* using the hydroacoustic method in Barguzinsky Bay of Lake Baikal were conducted in 1988 and 1989 (Rudstam et al., 1992; Melnik et al., 1993).

As a result of the decrease in the number of the Baikal omul, a ban on its industrial and recreational fishing was introduced in October 2017 (Order..., 2017). One of the main limiting factors affecting fish productivity is the thermal regime of the water column, which determines the state of the food supply (Smirnov et al., 2015). The decrease in the number of the Baikal omul in traditional fishing areas (Sokolov and Peterfeld, 2018) is likely associated with a reduction in the biomass of macrozooplankton. This showed the relevance of developing quantitative accounting methods and the need to assess the resources of *M. branickii*.

*Corresponding author.

E-mail address: e.dzyuba@lin.irk.ru (E.V. Dzyuba)

Received: October 22, 2024; **Accepted:** November 29, 2024;
Available online: December 25, 2024

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



The aim of this research is to obtain the dependence of the mean volume backscattering strengths and the biomass density of *M. branickii* to assess its reserves in Barguzinsky Bay of Lake Baikal.

2. Materials and Methods

The work was carried out in the waters area of Barguzinsky Bay of Lake Baikal at a local site of 67 km² (Fig. 1). Hydroacoustic survey was carried out from the shipboard of R/V “G.Yu. Vereshchagin” on August 13-14, 2021 using the hydroacoustic complex “Echo-Baikal” (Makarov et al., 2020). The total length of the acoustic tracks was 158 km, of which 76 km were completed during the daytime and 82 km at night. The hydroacoustic complex was adjusted for two-frequency operation mode with the following parameters: probing signal frequency was set at 28 and 200 kHz, directional pattern at -3 dB level, 20.9° and 12° respectively, pulse duration at 1.0 ms, integration threshold at -86 dB. Hydroacoustic antennas were located on an external tow on the left side of the research vessel, at the depth of 1.5 m in a streamlined steel hull. The hydroacoustic complex was calibrated in accordance with the standard method (Simrad, 2003) using a copper sphere with a diameter of 60 mm with a calculated target strength (*TS*) value at a frequency of 200 kHz equal to -33.61 dB.

Hydroacoustic data was processed using the EchoView software package (Myriax Software, Australia). The vertical was divided into six horizontal layers, excluding acoustic interference from the surface and bottom of the lake. The signal was integrated every 500 m of the traveled distance, which is equivalent to 3.2 min at a vessel speed of 5 knots. In this way, the value of the mean volume backscattering strengths (*MVBS*) was obtained for each integration interval. The original acoustic data was corrected, using corrections for energy loss due to sound propagation and attenuation, the latter were calculated in accordance with the absorption coefficient for each frequency (28 and 200 kHz), and water temperature was also taken into account. Integration thresholds were used to exclude very low values of the volume backscattering strength, in cases where, despite the presence of scatterers, they were close to the internal minimum of the hydroacoustic system. The maximum *MVBS* values for the areas without sound scattering layers - SSLs were used as threshold values, and only values higher than this were used in the subsequent analysis. Fragments with high *MVBS* values caused by scattering from fish were removed from the echo integration area. For this purpose, the data of the low-frequency echo sounder channel (28 kHz) was analyzed, on which the signals from fish were clearly distinguished (for example, the average *TS* estimates for the Baikal omul are within the range of values from -43 to -34 dB). Fragments of the hydroacoustic recording in which individual fish and aggregations were identified, were excluded from further analysis.

At each station, vertical hydrophysical profiling was performed with a CTD probe Rinko AAQ-177

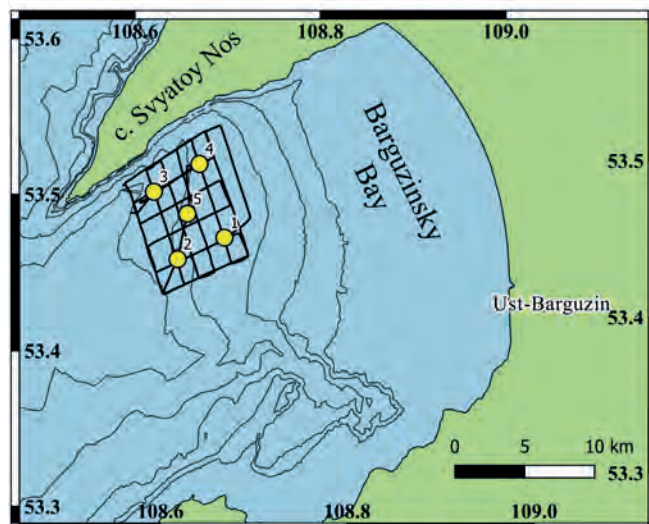


Fig.1. Area of hydroacoustic research: 1-5 – sampling stations, — hydroacoustic tracks, isobaths are indicated for depths of 50, 100, 200, 500 and 1000 m.

(Japan) to a depth of 100 m. Data on surface water temperature on August 14, 2021 were obtained using the MODIS satellite system (Table). Macrozooplankton samples were collected simultaneously with the hydroacoustic survey (Table). When collecting samples, a JOM closing net with an inlet diameter of 82 cm and a filter sieve mesh size of 160 µm was used. The exact positioning of the net by depth was determined, using an RBR Duet submersible probe (Canada) attached to it. Net samples were collected at five stations: 4 samples during the day and 1 sample during the night, in two layers of 0-100 and 100-300 m. After fixation with 4% formalin, *M. branickii* individuals were counted, their body length was measured and their gender was determined. The measured body length was used to calculate biomass according to the length-mass regression $W = 0.047 \cdot L^{2.39}$, as in the works (Rudstam et al., 1992; Melnik et al., 1993).

The results of net sampling from different depths for each station were combined to obtain additional integral values of the biomass density from maximum depths to the surface. In total, 15 values of the *M. branickii* biomass density were obtained for the hydroacoustic survey area (Table: integral values are highlighted in bold).

To assess the relationship between *MVBS* and the actual density of *M. branickii* biomass, the *MVBS* values were analyzed in the layers where the net sampling was performed. The density values recalculated to a cubic meter were compared with the *MVBS* value at the net sampling points. In further work, the obtained relationship $MVBS = -73.18 + 10.24 \cdot \log_{10} W$ ($r^2 = 0.75$) was used, where *MVBS* is the mean volumetric backscattering, *W* is the density in mg/m³ (Fig. 2).

3. Results and discussion

Vertical distribution of sound scattering layers. During the hydroacoustic survey, dense SSLs were detected at a frequency of 200 kHz. At a frequency of 28 kHz, SSLs were not recorded or were at the noise

Table. Comparison of net sampling data, hydrophysical parameters and acoustic measurements in Barguzinsky Bay on 13-14.08.2021.

Station No.	Water surface temperature, °C	Time of day	Bottom depth, m	Fishing depth, m	Biomass		MVBS, dB
					g/m ²	mg/m ³	
1	14.3	04:35	343	0-55	4.36	79.3	-55.8
		04:50	343	55-165	15.9	144.6	-48.9
				0-165	20.3	122.9	-50.1
2	15.2	12:30	625	0-85	2.87	33.8	-58.3
		12:45	600	85-250	4.38	26.6	-59.8
				0-250	7.25	29.0	-59.3
3	15.4	8:20	835	0-100	2.01	20.1	-59.4
		8:50	935	100-300	10.4	52.0	-58.3
				0-300	12.4	41.4	-58.6
4	16.3	9:42	454	0-85	8.69	102.3	-52.2
		9:55	466	85-220	14.1	104.5	-53.2
				0-220	22.8	103.6	-52.8
5	17.3	11:30	459	0-85	1.43	16.8	-57.0
		11:40	462	85-250	10.3	62.3	-53.8
				0-250	11.7	46.8	-54.5

level. Very low estimates of target strength for macrozooplankton predicted at frequencies of 120 and 38 kHz, -101 and -113 dB, respectively (Greenlaw, 1977), mean that even with biomass density recorded in net samples up to 123 mg/m³, MVBS is close to the threshold values of the hydroacoustic system.

During the daytime, two dense SSLs were recorded at depths from 0 to 300 m: from 0 to 80 and from 80 to 250 m, respectively (Fig. 3A). The upper layer was characterized by MVBS values from -72.47 to -54.06 dB (mean -61.11 dB), which corresponded to biomass densities from 1.17 to 73.65 mg/m³ (mean 15.09 mg/m³). The denser lower layer was characterized by MVBS values from -66.61 to -42.97 dB (-58.19 dB), which corresponded to biomass densities from 4.38 to 891.65 mg/m³ (29.10 mg/m³). Control samples showed that the SSLs consisted mainly of *M. branickii*: the upper layer consisted of individuals 6-15 mm long, and the lower layer consisted of juveniles and males up to 5 mm, as well as females over 15 mm long. Earlier, the hydroacoustic observations in Barguzinsky Bay of Lake Baikal showed that daytime aggregations of *M. branickii* were recorded at depths from 70 to 120 m (Mel'nik et al., 1995), which, according to our data, corresponds to the lower layer of the SSLs (Fig. 3, 4).

At night, the maximum depth of SSLs recording reached 250-300 m. *M. branickii* dispersed from the surface to depths of 200-250 m (Fig. 3B). The SSLs density was uneven with a maximum at a depth of 10-30 m, which was evidenced by an increase in the MVBS value from -69.56 to -46.64 dB (-56.35 dB), which corresponded to a biomass density of 2.26 to 390.66 mg/m³ (44.01 mg/m³). At depths of 50-200 m, MVBS corresponded to values from -73.49 to -52.07 dB (-64.89 dB), which corresponds to a biomass density of 0.93 to 115.22 mg/m³ (6.45 mg/m³). As we approached the shore, the depth decreased, which led to the concentra-

tion of the SSLs and an increase in density to maximum values.

The CTD data obtained for each station showed that the temperature profile was typical for this time of year (Fig. 4). The section of the vertical profile at a depth of 40-50 m with a water temperature of 4.0-4.5 °C can be characterized as a thermocline zone in which the recorded SSLs was located. We assume that in this water column, following a sharp decrease in temperature, there is an increase in water density, which is perceived by planktonic animals as a "solid" boundary and contributes to the formation of dense clusters. The SSLs recorded at a depth of 25-50 m, is reflected in the vertical profiles of chlorophyll-*a*, and dissolved oxygen, in the form of local maxima (Fig. 4). In general, a high concentration of dissolved oxygen in the water at all depths with an average value within the range from 9 to 14.5 mg/l is typical for Lake Baikal (Domysheva et al., 2016).

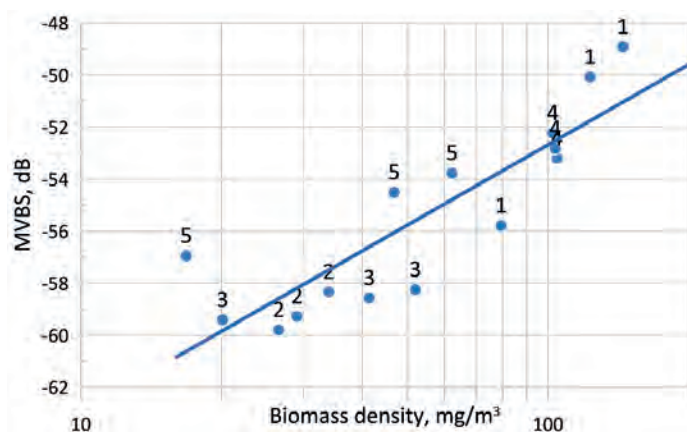


Fig.2. The relationship of MVBS and biomass density: 1-5 – stations.

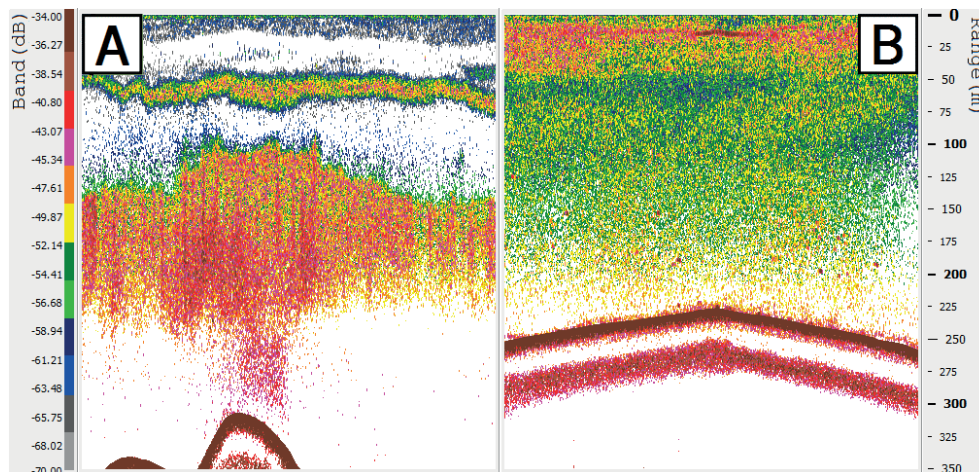


Fig.3. Echogram of the SSLs distribution: during the day (A) and at night (B).

Horizontal distribution of the SSLs. The relationship of *MVBS* and the *M. branickii* biomass density obtained in our work $MVBS = -73.2 + 10.2 \cdot \log_{10} W$ ($r^2 = 0.75$), is close to the regression obtained earlier (Rudstam et al., 1992), $MVBS = -66.8 + 10.9 \cdot \log_{10} W$ ($r^2 = 0.72$), where *MVBS* is the average volume backscattering, *W* is the biomass density in mg/m^3 . The difference in the regression coefficients can be explained by the differences in the *M. branickii* biomass density that we obtained from the net samples. The average value of the biomass density for daytime stations in our work is $65.7 \text{ mg}/\text{m}^3$, and in the work (Rudstam et al., 1992) – $169.5 \text{ mg}/\text{m}^3$. The maximum biomass density also differs; in our work it did not exceed $123 \text{ mg}/\text{m}^3$, whereas in the work (Rudstam et al., 1992) there were values of over $1200 \text{ mg}/\text{m}^3$. The minimum estimates of biomass density were comparable and corresponded to values of $10\text{--}20 \text{ mg}/\text{m}^3$. Our findings confirm that the sizes of *M. branickii* individuals in plankton nets are consistent with those reported by L.G. Rudstam et al. (1992).

We used the obtained relationship to estimate the biomass density distribution in the area of the hydro-acoustic survey, using acoustic data. The area of the surveyed water area was 67 km^2 , which corresponds to 16% of the bay area that is of 415 km^2 deeper than the 50 m isobath. The *MVBS* values along individual tracks were different. For example, over greater depths, deeper than the 500 m isobath, the *MVBS* corresponded to a value of -62.2 dB , which, when converted to the density of the *M. branickii* accumulation, was $12.3 \text{ mg}/\text{m}^3$ ($2.9 \text{ g}/\text{m}^2$). At the stations with the highest *MVBS* estimates and based on the results of plankton net, values of -48.9 dB were recorded, which corresponds to a aggregation density of $144 \text{ mg}/\text{m}^3$ ($34 \text{ g}/\text{m}^2$), while the average *MVBS* estimate for the surveyed area was -58.8 dB , i.e. $25.4 \text{ mg}/\text{m}^3$ ($5.9 \text{ g}/\text{m}^2$). Consequently, the total biomass of *M. branickii* in the surveyed water area is $0.39 \cdot 10^6 \text{ kg}$.

The distribution of biomass density over the surveyed water area is not uniform. It should be noted, that aggregations were mainly observed along the 300–100 m isobaths in the eastern part (Fig. 5A), possibly caused by the influence of the Barguzin River waters. In Barguzinsky Bay, the system of currents leads to

the transfer of river waters from the mouth along the northern shore, i.e. along the Svyatoy Nos peninsula (Sorokovikova et al., 2010). However, the temperature map (Fig. 5B) and CTD probing data (Fig. 4) did not show the influence of river water.

The obtained data allow us to estimate the biomass of *M. branickii* for the entire bay. Based on the average estimate of the biomass density for the surveyed polygon of $25.4 \text{ mg}/\text{m}^3$ ($5.9 \text{ g}/\text{m}^2$), for the entire water area of the bay, deeper than the 50 m isobath, the total biomass of *M. branickii* is $2.7 \cdot 10^6 \text{ kg}$. According to L.G. Rudstam et al. (1992), it was estimated at $3.7 \cdot 10^6 \text{ kg}$, which is 27% more than our estimates. The differences are explained by the fact that there were more significant catches in plankton nets, which means there were larger stocks of *M. branickii* in 1988 and 1989. M.Yu. Beckman and E.L. Afanasyeva (1977) make an estimate of the total biomass of *M. branickii* of $110 \cdot 10^6 \text{ kg}$ ($15.7 \text{ mg}/\text{m}^3$ or $3.7 \text{ g}/\text{m}^2$) for the entire Lake Baikal, the area of which is 29.746 km^2 below the 50 m isobath. Extrapolation of these data to the area of Barguzinsky Bay yields a total biomass value of about $1.53 \cdot 10^6 \text{ kg}$, which is less than the estimate obtained in our work. Thus, our estimate of the total biomass of *M. branickii* is reliable, and its low value indicates a lower abundance and biomass in Barguzinsky Bay compared to the estimate of L.G. Rudstam et al. (1992). Further research is required to confirm this.

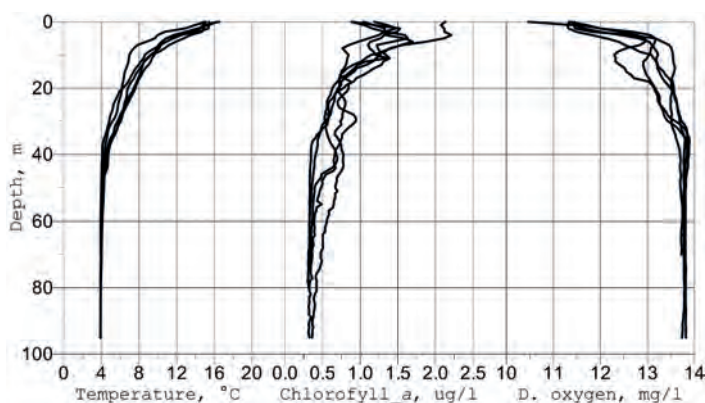


Fig.4. Vertical profiles of temperature, chlorophyll-a, and dissolved oxygen.

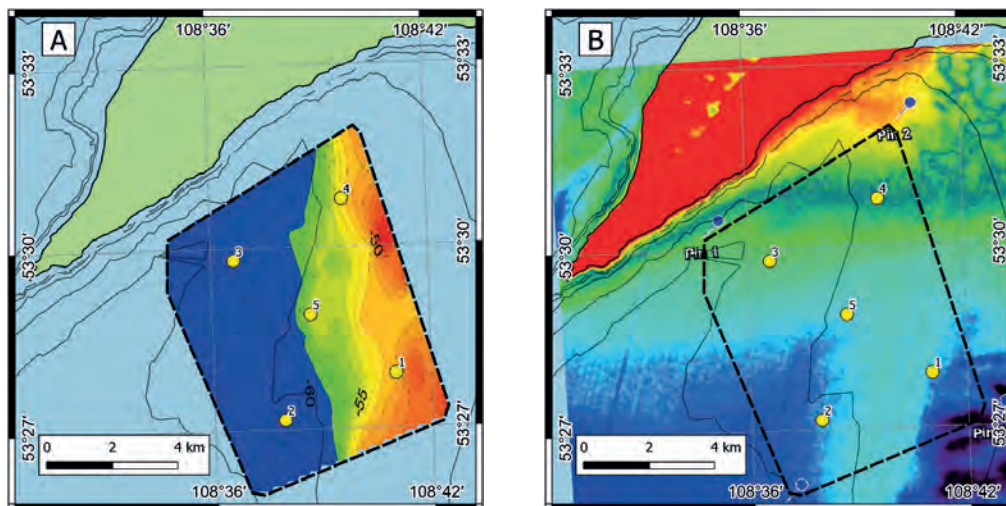


Fig.5. Maps of the distribution of the acoustic density of amphipod aggregations at a depth of 0-250 m (A) and surface temperature according to MODIS data (B), isobaths are shown for depths of 50, 100, 200, 500 and 1000 m.

4. Conclusion

M. branickii is a key species of the lake ecosystem, therefore, up-to-date information on its abundance and biomass, as well as on its distribution and dynamics, is necessary to understand the ecological processes occurring in Lake Baikal at present. The dependence of the average volume backscattering strength and the density of *M. branickii* was obtained, on the basis of which its biomass in Barguzinsky Bay was estimated at $2.7 \cdot 10^6$ kg. The advantage of this integrated approach is shown, as well as the fundamental possibility of conducting an areal survey of the distribution of *M. branickii* clusters throughout the entire water area of Lake Baikal, the results of which will further help to adjust the existing estimates of the abundance and biomass of this species.

The conducted studies show that quantitative assessments of the *M. branickii* biomass in Lake Baikal, using the acoustic method in combination with control catches using plankton nets will contribute to obtaining new knowledge on the ecology of animals. In addition, they will also determine the causes of changes in the distribution of the Baikal omul in areas of traditional fishing.

Acknowledgements

The research was carried out within the State assignments No. 0279-2022-0004 (122012600083-9) and No. 0279-2021-0005 (121032300224-8). The authors are thankful to the crew of the R/V "G.Yu. Vereshchagin" for assistance in sampling the material.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

Bekman M.Yu., Afanas'eva E.L. 1977. Distribution and production of *Macrohectopus*. In: Bekman M.Yu. (Ed.), Biological Productivity of the Baikal Pelagic Zone and Its Variability. Novosibirsk, pp. 76-98. (in Russian)

Briseño-Avena C., Roberts P.L.D., Franks P.J.S. et al. 2015. ZOOPS- O2: A broadband echosounder with coordinated stereo optical imaging for observing plankton *in situ*. Methods in Oceanography 12: 36-54. DOI: [10.1016/j.mio.2015.07.001](https://doi.org/10.1016/j.mio.2015.07.001)

Chacate O.E., Coetzee J.C., Axelsen B.E. 2024. Hydro-acoustic classification and abundance estimation of mesopelagic fish in deep scattering layers (DSL) of the Indian Ocean. ICES Journal of Marine Science 0: 1-15. DOI: [10.1093/icesjms/fsae028](https://doi.org/10.1093/icesjms/fsae028)

Didorenko S.I., Botvinkin A.D., Takhteev V.V. 2020. A new, original trophic relationship in the Lake Baikal ecosystem: the pelagic amphipod, *Macrohectopus branickii* (Crustacea, Amphipoda) and *Myotis petax* bats (Mammalia, Chiroptera). Russian Journal of Zoology 99(10): 1140-1147. DOI: [10.31857/S0044513420100050](https://doi.org/10.31857/S0044513420100050)

Domyшева V.M., Pestunov D.A., Sakirko M.V. et al. 2016. Carbon dioxide, oxygen and biogenic elements in the water under ice of the South Baikal littoral. Optika Atmosfery i Okeana [Atmospheric and Oceanic Optics] 29(12): 1073-1079. DOI: [10.15372/AOO20161211](https://doi.org/10.15372/AOO20161211) (in Russian)

Dunn M.B., Pedersen G., Basedow S.L. et al. 2022. Inverse method applied to autonomous broadband hydroacoustic survey detects higher densities of zooplankton in near-surface aggregations than vessel-based net survey. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 80(3): 451-467. DOI: [10.1139/cjfas-2022-0105](https://doi.org/10.1139/cjfas-2022-0105)

Føre M., Frank K., Norton T. et al. 2018. Precision fish farming: a new framework to improve production in aquaculture. Biosystems Engineering 173: 176-193. DOI: [10.1016/j.biosystemseng.2017.10.014](https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2017.10.014)

Greenlaw C.F. 1977. Backscattering spectra of preserved zooplankton. The Journal of the Acoustical Society of America 62(1): 44-52. DOI: [10.1121/1.381503](https://doi.org/10.1121/1.381503)

Hembre L.K., Megard R.O. 2003. Seasonal and diel patchiness of a *Daphnia* population: an acoustic analysis. Limnology and Oceanography 48: 2221-2233. DOI: [10.4319/lo.2003.48.6.2221](https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.6.2221)

Holbrook B.V., Hrabik T.R., Branstrator D.K. et al. 2006. Hydroacoustic estimation of zooplankton biomass at two shoal complexes in the Apostle Islands Region of Lake Superior. Journal of Great Lakes Research 32(4): 680-696. DOI: [10.3394/0380-1330\(2006\)32\[680:HEOZBA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3394/0380-1330(2006)32[680:HEOZBA]2.0.CO;2)

Karnaukhov D.Yu., Biritkaya S.A., Maslennikova M.A. et al. 2019. The abundance and structure of population of pelagic amphipod *Macrohectopus branickii* in the coastal zone of Lake Baikal. Acta Biologica Sibirica 5(3): 154-158. DOI: [10.14258/abs.v5.i3.6574](https://doi.org/10.14258/abs.v5.i3.6574)

- Karnauchov D.Yu., Dolinskaya E.M., Biritskaya S.A. et al. 2021. New data regarding ecology of freshwater pelagic amphipod *Macrohectopus branickii* and other crustaceans of plankton from the southern part of Lake Baikal. Acta Biologica Sibirica 7: 39-48. DOI: [10.3897/abs.7.e65636](https://doi.org/10.3897/abs.7.e65636)
- Lertvilai P., Jaffe J.S. 2022. *In situ* size and motility measurement of aquatic invertebrates with an underwater stereoscopic camera system using tilted lenses. Methods in Ecology and Evolution 13: 1192-1200. DOI: [10.1111/2041-210X.13855](https://doi.org/10.1111/2041-210X.13855)
- Lertvilai P. 2020. The *in situ* plankton assemblage eXplorer (IPAX): an inexpensive underwater imaging system for zooplankton study. Methods in Ecology and Evolution 11: 1042-1048. DOI: [10.1111/2041-210X.13441](https://doi.org/10.1111/2041-210X.13441)
- Liu J., Tang Y. 2024. Monitoring two typical marine zooplankton species using acoustic methods in the South China Sea. Sensors 24: 4827. DOI: [10.3390/s24154827](https://doi.org/10.3390/s24154827)
- Makarov M.M., Muyakshin S.I., Kucher K.M. et al. 2020. A study of the gas seep Istok in the Selenga shoal using active acoustic, passive acoustic and optical methods. Journal of Great Lakes Research 46(1): 95-101. DOI: [10.1016/j.jglr.2019.10.014](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.10.014)
- Mallet D., Olivry M., Ighiouer S. et al. 2021. Nondestructive monitoring of soft bottom fish and habitats using a standardized, remote and unbaited 360° video sampling method. Fishes 6(4): 50. DOI: [10.3390/fishes6040050](https://doi.org/10.3390/fishes6040050)
- Megard R.O., Kuns M.M., Whiteside M.C. et al. 1997. Spatial distributions of zooplankton during coastal upwelling in western Lake Superior. Limnology and Oceanography 42: 827-840. DOI: [10.4319/lo.1997.42.5.0827](https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.5.0827)
- Melnik N.G., Timoshkin O.A., Sideleva V.G. et al. 1993. Hydroacoustic measurement of the density of the Baikal macrozooplankton *Macrohectopus branickii*. Limnology and Oceanography 38(2): 425-434. DOI: [10.4319/lo.1993.38.2.0425](https://doi.org/10.4319/lo.1993.38.2.0425)
- Mel'nik N.G., Timoshkin O.A., Sideleva V.G. 1995. Raspredeleniye *M. branickii* i nekotoryye osobennosti yego ekologii [Distribution of *M. branickii* and some features of its ecology]. In: Timoshkin O.A. (Ed.), Atlas i opredelitel' pelagobiontov Baikala (s kratkimi ocherkami po ikh ekologii) [Atlas and Keys to Baikal Pelagobionts (with Brief Essays on Their Ecology)]. Novosibirsk, pp. 511-522. (in Russian)
- Naumova E.Yu., Zaidykov I.Yu., Makarov M.M. 2020. Recent quantitative values of *Macrohectopus branickii* (Dyb.) (Amphipoda) from Lake Baikal. Journal of Great Lakes Research 46(1): 48-52. DOI: [10.1016/j.jglr.2019.10.002](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.10.002)
- Oh W.S., Park G.C., Choi J.H. et al. 2023. Density estimation of euphausiids and copepods by using a multi-frequency method. Fisheries and Aquatic Science 26(12): 689-697. DOI: [10.47853/FAS.2023.e61](https://doi.org/10.47853/FAS.2023.e61)
- Order of the Ministry of Agriculture of the Russian Federation of November 7, 2014 N 435. 2017. «On approval of fishing rules for the Baikal fishery basin». URL: <http://base.garant.ru/70818098/> (accessed 15.01.2020) (in Russian)
- Petrov E.A., Kupchinsky A.B., Fialkov V.A. et al. 2021. The importance of the shore in the life of the Baikal seal (*Pusa sibirica* Gmelin 1788, Pinnipedia) 2. Rookery behavior. Russian Journal of Zoology 100(6): 671-685. DOI: [10.31857/S0044513421060106](https://doi.org/10.31857/S0044513421060106)
- Rudstam L.G., Melnik N.G., Timoshkin O.A. et al. 1992. Daily dynamics of an aggregation of *Macrohectopus branickii* (Dyb.) (Amphipoda, Gammaridae) in Barguzin Bay, Lake Baikal Russia. Journal of Great Lakes Research 18(2): 286-297. DOI: [10.1016/S0380-1330\(92\)71296-9](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(92)71296-9)
- Sato M., Benoit-Bird K.J. 2019. Biological-physical coupling in a highly adjective ecosystem: Through a lens of diel vertical migration. The Journal of the Acoustical Society of America 146 (4): 2898. DOI: [10.1121/1.5137056](https://doi.org/10.1121/1.5137056)
- Simrad A.S. 2003. Reference manual: Simrad EK60. Scientific echo sounder system.
- Smirnov V.V., Smirnova-Zalumi N.S., Sukhanova L.V. et al. 2015. Measures to preserve the stocks of the Baikal omul *Coregonus migratorius*. Vestnik rybokhozyaystvennoy nauki [Bulletin of fisheries science] 4: 42-45. (in Russian)
- Sokolov A.V., Peterfeld V.A. 2018. About the reasons of a ban on commercial fishing of omul (*Coregonus autumnalis migratorius*, Georgi) in Lake Baikal in the modern period. In: VII Baltic Maritime Forum. Kaliningrad, pp. 158-164. (in Russian)
- Sorokovikova L.M., Tomberg I.V., Sinyukovich V.N. et al. 2010. Peculiarities of formation of the mixing zone of river and lake waters in Barguzinsky bay of Lake Baikal. In: The Fifth Vereshchagin Baikal Conference, Irkutsk, pp. 256-258.
- Watanabe Y.Y., Baranov E.A., Miyazaki N. 2020. Ultrahigh foraging rates of Baikal seals make tiny endemic amphipods profitable in Lake Baikal. Proceedings of the National Academy of Sciences USA 117(49): 31242-31248. DOI: [10.1073/pnas.2014021117](https://doi.org/10.1073/pnas.2014021117)

Гидроакустические исследования макрозоопланктона оз. Байкал

Оригинальная статья

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGYМакаров М.М.[✉], Дзюба Е.В.*[✉], Зайдыков И.Ю.[✉], Наумова Е.Ю.[✉]

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

АННОТАЦИЯ. Гидроакустическая съемка распределения скоплений макрогектопуса *Macrohectopus branickii* (Amphipoda) в Баргузинском заливе озера Байкал выполнена впервые за последние 30 лет. В работе использован двухчастотный однолучевой гидроакустический комплекс «ЭхоБайкал». Верификация гидроакустических данных выполнена по результатам синхронных сетных ловов планктонной сетью ДжОМ. Показана приуроченность скоплений макрогектопуса к участкам склоновой зоны с глубинами 100-150 м. Получена зависимость силы среднего объемного обратного рассеяния и плотности макрогектопуса, на основе которой его биомасса в Баргузинском заливе оценена в $2,7 \cdot 10^6$ кг.

Ключевые слова: Байкал, *Macrohectopus branickii*, биомасса, гидроакустика

Для цитирования: Макаров М.М., Дзюба Е.В., Зайдыков И.Ю., Наумова Е.Ю. Гидроакустические исследования макрозоопланктона оз. Байкал // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - С. 1491-1502. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-6-1491

1. Введение

Пелагический вид амфипод Байкала – макрогектопус *Macrohectopus branickii* (Dybowsky 1874) доминирует в экосистеме озера (Rudstam et al., 1992) и является кормовым ресурсом рыб, а также млекопитающих (Watanabe et al., 2020; Дидоренко и др., 2020; Петров и др., 2021). Известно, что планктонные животные могут образовывать скопления под действием разнообразных факторов (температура, освещенность, ветровое перемешивание и др.). Смена поведенческих паттернов, в частности амплитуды миграций, является одним из механизмов их адаптации к динамичной среде обитания (Sato and Benoit-Bird, 2019). Макрогектопус является единственным представителем макрозоопланктона озера Байкал, особи которого образуют плотные скопления, совершающие активные миграции, что осложняет проведение исследовательских и ресурсных работ.

Зоопланктон оз. Байкал традиционно изучается с помощью отбора проб сетями различных конструкций (Карнаухов и др., 2019; Naumova et al., 2020; Karnaukhov et al., 2021). Современные дистанционные методы, включая гидроакустические, широко применяются в мире для исследований и мониторинга рыб (Briseño-Avena et al., 2015; Føre et al., 2018; Lertvilai, 2020; Mallet et al., 2021; Chacate et

al., 2024) и различных видов беспозвоночных животных (Dunn et al., 2022; Lertvilai and Jaffe, 2022; Oh et al., 2023; Liu and Tang, 2024). Гидроакустический метод, в сочетании с классическими сетными ловами, признан надежным инструментом мониторинга численности и биомассы макрозоопланктона в больших озерах (Megard et al., 1997; Nembre and Megard, 2003; Holbrook et al., 2006).

Макрогектопус не только основной компонент питания байкальского омуля *Coregonus migratorius* (Georgi 1775), но и его конкурент в потреблении зоопланктона, а, благодаря высокой биомассе – ключевое звено в трофической сети пелагиали озера. Ранее было показано, что общее потребление макрогектопуса пелагическими видами рыб значительно превышает его продукцию (Мельник и др., 1995). Годовая продукция макрогектопуса, рассчитанная на основе суточных приростов биомассы (П/Б коэффициентов), составляет 330 тыс. т, при общей биомассе этого вида в озере 110 тыс. т (Бекман и Афанасьева, 1977). Предыдущие исследования распределения макрогектопуса с использованием гидроакустического метода в Баргузинском заливе озера Байкал проводились в 1988 и 1989 гг. (Rudstam et al., 1992; Melnik et al., 1993).

В результате снижения численности байкальского омуля, с октября 2017 г. был введен запрет на его промышленный и любительский вылов

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: e.dzuba@lin.irk.ru (Е.В. Дзюба)

Поступила: 22 октября 2024; **Принята:** 29 ноября 2024;

Опубликована online: 25 декабря 2024

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



(Приказ ..., 2017). Одним из основных лимитирующих факторов, влияющих на продуктивность рыб, является термический режим водной толщи, определяющий состояние кормовой базы (Смирнов и др., 2015). Предполагается, что одной из причин снижения численности, а также изменений в характере распределения байкальского омуля в районах традиционного промысла (Соколов и Петерфельд, 2018) может являться снижение биомассы макрозоопланктона. Это показало актуальность развития методов количественного учета и необходимость оценки ресурсов макрогектопуса. Цель исследования: получение зависимости силы среднего объемного обратного рассеяния и плотности биомассы макрогектопуса для оценки его запасов в Баргузинском заливе озера Байкал.

2. Материалы и методы

Работы проводили в акватории Баргузинского залива озера Байкал на локальном участке площадью 67 км² (Рис. 1). Гидроакустическую съемку выполняли с борта научно исследовательского судна «Г.Ю. Верещагин» 13-14 августа 2021 г. при помощи гидроакустического комплекса «Эхо-Байкал» (Makarov et al., 2020). Общая протяженность акустических галсов составила 158 км, из которых в дневное время – 76 км, а в ночное – 82 км. Комплекс настраивали на двухчастотный режим работы со следующими параметрами: частота зондирующего сигнала 28 и 200 кГц, длительность импульса 1,0 мс, порог интегрирования -86 дБ. Гидроакустические антенны располагали на выносной штанге по левому борту НИС, на глубине 1,5 м в обтекаемом стальном корпусе. Калибровку гидроакустического комплекса выполняли по стандартной методике (Simrad, 2003) при помощи медной сферы диаметром 60 мм с расчетным значением силы цели (TS) на частоте 200 кГц равным -33,61 дБ.

Гидроакустические данные обрабатывали в программном комплексе EchoView (Myriax Software, Australia). Вертикаль делили на 6 горизонтальных слоев, исключая акустические помехи от поверхности и дна озера. Сигнал интегрировали каждые 500 м пройденной дистанции, что эквивалентно 3,2 мин при скорости судна 5 узлов. Таким образом получали величину среднего объемного обратного рассеяния для каждого интервала интегрирования, далее – MVBS (англ. Mean volume backscattering strengths). Исходные акустические данные корректировали, используя поправки на потерю энергии за счет распространения и затухания звука, последние рассчитывали в соответствии с коэффициентом поглощения для каждой частоты (28 и 200 кГц), так же учитывали температуру воды. Пороги интегрирования использовали для исключения очень низких значений силы объемного обратного рассеяния, в случаях, когда несмотря на наличие рассеивателей, они были близки к внутреннему минимуму гидроакустической системы. Максимальные значения MVBS для областей без звукорассеивающих слоев (ЗРС) применяли в качестве пороговых значе-

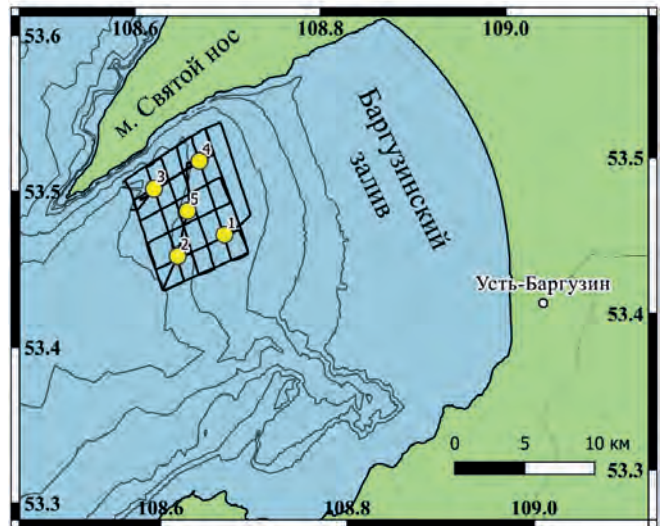


Рис.1. Район проведения гидроакустических исследований: 1-5 – станции отбора проб, — гидроакустические галсы, изобаты указаны для глубин 50, 100, 200, 500 и 1000 м.

ний, и только значения выше использовали в последующем анализе. Из области эхоинтегрирования удаляли фрагменты с высокими значениями MVBS, вызванные рассеянием от рыб. Для этого анализировали данные низкочастотного канала эхолота (28 кГц), на котором сигналы от рыб выделялись отчетливо (например, средние оценки TS для байкальского омуля находятся в диапазоне значений от -43 до -34 дБ). Фрагменты гидроакустической записи в которых идентифицировали отдельных особей и скопления рыб исключали из дальнейшего анализа.

На каждой станции выполняли вертикальное гидрофизическое профилирование CTD зондом Rinko AQQ-177 (Япония) до глубины 100 м. Данные о температуре воды на поверхности 14 августа 2021 г. получали при помощи спутниковой системы MODIS (Таблица). Одновременно с гидроакустической съемкой отбирали пробы макрозоопланктона (Таблица). При отборе проб использовали закрывающуюся сеть ДжОМ с диаметром входного отверстия 82 см и размером ячеей фильтрующего сита 160 мкм. Точное позиционирование работы сети по глубине определяли с помощью прикрепленного к ней погружного зонда RBR Duet (Канада). Сетные пробы собирали на пяти станциях: днем – 4 и ночью -1, в двух слоях 0-100 и 100-300 м. После фиксации 4% формалином, особей макрогектопуса подсчитывали, измеряли длину тела и определяли половую принадлежность. Измеренную длину тела использовали для расчета биомассы в соответствии с регрессией длины и массы $W = 0,047 \cdot L^{2,39}$, как и в работах (Rudstam et al., 1992; Melnik et al., 1993).

Результаты сетных ловов с разных глубин для каждой станции объединяли для получения дополнительных интегральных значений плотности биомассы макрогектопуса от максимальных глубин до поверхности. Всего получили 15 значений плотности биомассы макрогектопуса для района гидроакустической съемки (Таблица: интегральные значения выделены жирным шрифтом).

Таблица. Сравнение данных сетных ловов, гидрофизических параметров и акустических измерений в Баргузинском заливе 13-14.08.2021 г.

Номер станции	Температура поверхности воды, °С	Время суток	Глубина дна, м	Глубина облова, м	Биомасса		MVBS, дБ
					г/м²	мг/м³	
1	14,3	04:35	343	0-55	4,36	79,3	-55,8
		04:50	343	55-165	15,9	144,6	-48,9
				0-165	20,3	122,9	-50,1
2	15,2	12:30	625	0-85	2,87	33,8	-58,3
		12:45	600	85-250	4,38	26,6	-59,8
				0-250	7,25	29,0	-59,3
3	15,4	8:20	835	0-100	2,01	20,1	-59,4
		8:50	935	100-300	10,4	52,0	-58,3
				0-300	12,4	41,4	-58,6
4	16,3	9:42	454	0-85	8,69	102,3	-52,2
		9:55	466	85-220	14,1	104,5	-53,2
				0-220	22,8	103,6	-52,8
5	17,3	11:30	459	0-85	1,43	16,8	-57,0
		11:40	462	85-250	10,3	62,3	-53,8
				0-250	11,7	46,8	-54,5

Для оценки соотношения MVBS с фактической плотностью биомассы макрогектопуса анализировали значения MVBS в слоях, в которых проводили отбор проб сетью. Значения плотности пересчитанное к кубическому метру сопоставляли со значением MVBS в точках сетных ловов. В дальнейшей работе использовали полученное соотношение $MVBS = -73,18 + 10,24 \cdot \log_{10} W$ ($r^2 = 0,75$), где MVBS – среднее объемное обратное рассеяние, W – плотность в мг/м³ (Рис. 2).

3. Результаты и обсуждение

Вертикальное распределение ЗРС. В ходе гидроакустической съемки плотные звукорассеивающие слои были обнаружены на частоте 200 кГц. На частоте 28 кГц ЗРС не регистрировались, либо находились на уровне шума. Очень низкие оценки силы цели для макрозоопланктона, предсказанные на частотах 120 и 38 кГц, -101 и -113 дБ соответственно (Greenlaw, 1977), означают, что даже при плотности биомассы зарегистрированной в сетных пробах до 123 мг/м³ MVBS близко к пороговым значениям гидроакустической системы.

В дневное время на глубинах от 0 до 300 м было зарегистрировано два плотных ЗРС: от 0 до 80 и от 80 до 250 м, соответственно (Рис. 3А). Верхний слой характеризовался значениями MVBS от -72,47 до -54,06 дБ (среднее значение -61,11 дБ), что соответствовало плотности биомассы от 1,17 до 73,65 мг/м³ (среднее значение 15,09 мг/м³). Более плотный нижний слой характеризовался значениями MVBS от -66,61 до -42,97 дБ (-58,19 дБ), что соответствовало плотности биомассы от 4,38 до 891,65 мг/м³ (29,10 мг/м³). Контрольные ловы

показали, что ЗРС состояли в основном из макрогектопуса: верхний слой – из особей длиной 6-15 мм, а нижний – из молоди и самцов до 5 мм, а также самок длиной более 15 мм. Ранее гидроакустические наблюдения в Баргузинском заливе показали, что дневные скопления макрогектопуса зарегистрированы на глубинах от 70 до 120 м (Мельник и др., 1995), что по нашим данным соответствует нижнему слою ЗРС (Рис. 3, 4).

В ночное время максимальная глубина регистрации ЗРС достигала 250-300 м. Макрогектопус рассредоточивался от поверхности до глубин 200-250 м (Рис. 3Б). Плотность ЗРС была неравномерной с максимумом на глубине 10-30 м, об этом свидетельствовало увеличение значения MVBS от -69,56 до -46,64 дБ (-56,35 дБ), что соответствовало плотности биомассы от 2,26 до 390,66 мг/м³ (44,01 мг/м³). На глубинах 50-200 м MVBS соответствовал значе-

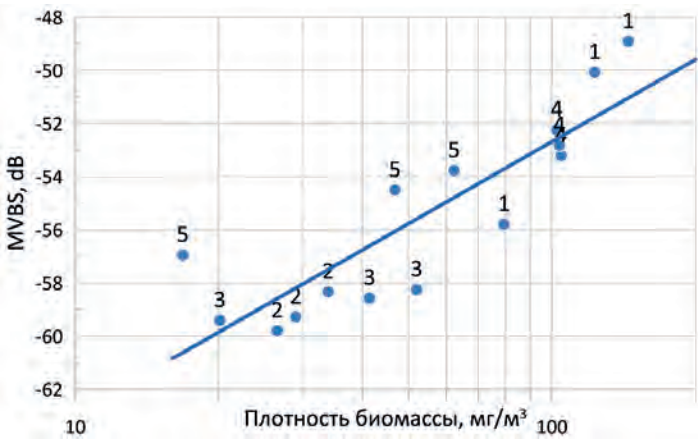


Рис.2. Соотношение MVBS и плотности биомассы макрогектопуса: 1-5 – станции.

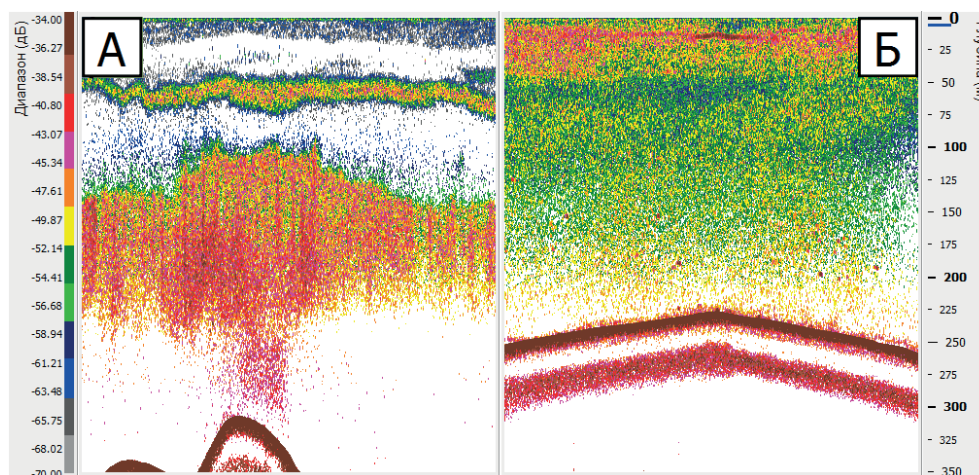


Рис.3. Эхограмма распределения ЗРС: днем (А) и ночью (Б).

ниям от -73,49 до -52,07 дБ (-64,89 дБ), что соответствует плотности биомассы от 0,93 до 115,22 мг/м³ (6,45 мг/м³). При приближении к берегу, глубина уменьшалась, что приводило к концентрации ЗРС и увеличению плотности до максимальных значений.

Полученные для каждой станции данные зондирования CTD показали, что температурный профиль был характерным для этого времени года (Рис. 4). Участок вертикального профиля на глубине 40-50 м с температурой воды 4,0-4,5 °С, можно охарактеризовать как зону термоклина в которой располагался зарегистрированный ЗРС. Мы предполагаем, что в этой зоне за резким снижением температуры, происходит увеличение плотности воды, которое воспринимается планктонными животными как «твердая» граница и способствует формированию ими плотных скоплений. Зарегистрированный на глубине 25-50 м ЗРС, находит свое отражения на вертикальных профилях хлорофилла-а и кислорода, в виде локальных максимумов (Рис. 4). В целом высокая концентрация кислорода в воде на всех глубинах со средним значением в диапазоне от 9 до 14,5 мг/л характерна для Байкала (Домышева и др., 2016).

Горизонтальное распределение ЗРС. Полученное в нашей работе соотношение *MVBS* и плотности биомассы макрофитоценоза $MVBS = -73,2 + 10,2 \log_{10} W$ ($r^2 = 0,75$), близко к регрессии, полученной ранее (Rudstam et al., 1992), $MVBS = -66,8 + 10,9 \log_{10} W$ ($r^2 = 0,72$), где *MVBS* – среднее объемное обратное рассеяние, *W* – плотность биомассы макрофитоценоза в мг/м³. Различие коэффициентов регрессии можно объяснить различиями в полученной нами плотности биомассы макрофитоценоза по сетным пробам. Среднее значение плотности биомассы макрофитоценоза для дневных станций в нашей работе составляет 65,7 мг/м³, а в работе (Rudstam et al., 1992) – 169,5 мг/м³. Так же отличаются и максимальная плотность биомассы, в нашей работе она не превышала 123 мг/м³, тогда как в работе (Rudstam et al., 1992) присутствовали значения более 1200 мг/м³. Минимальные оценки плотности биомассы были сопоставимы и соответствовали значениям 10-20 мг/м³. В нашей работе размеры особей макрофитоценоза в сетных пробах не

отличались от их размеров в работе L.G. Rudstam с соавторами (1992).

На основе полученного соотношения, по акустическим данным мы оценили распределение плотности биомассы в районе проведения гидроакустической съемки. Площадь обследованной акватории составила 67 км², что соответствует 16% от площади залива 415 км² глубже изобаты 50 м. Значения *MVBS* вдоль отдельных галсов были различны. Например, над большими глубинами, глубже 500 метровой изобаты, *MVBS* соответствовал значению -62,2 дБ, что в пересчете на плотность скопления макрофитоценоза составило 12,3 мг/м³ (2,9 г/м²). На станциях с максимальными оценками *MVBS* и по результатам сетных ловов, регистрировались значения -48,9 дБ, что соответствует плотности скопления макрофитоценоза 144 мг/м³ (34 г/м²), при этом средняя оценка *MVBS* для обследуемой площади составила -58,8 дБ, то есть 25,4 мг/м³ (5,9 г/м²). Следовательно, суммарная биомасса макрофитоценоза на обследованной акватории составляет 0,39·10⁶ кг.

Распределение плотности биомассы по площади обследованной акватории не равномерно. Нужно отметить, что в основном скопления наблюдались вдоль изобат 300-100 м в восточной части (Рис. 5А), возможно это связано с влиянием вод р. Баргузин. В Баргузинском заливе система течений

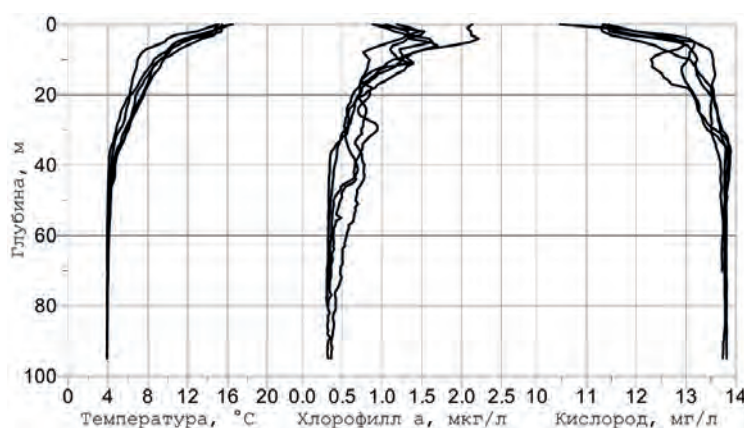


Рис.4. Вертикальные профили температуры, хлорофилла-а и растворенного кислорода.

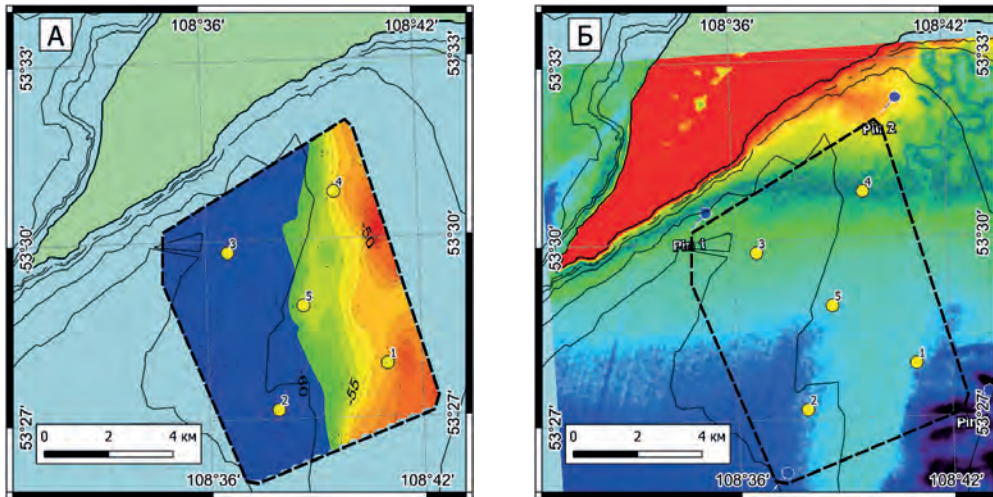


Рис.5. Карты распределения акустической плотности скоплений амфипод на глубине 0-250 м (А) и поверхностной температуры по данным MODIS (Б), изобаты указаны для глубин 50, 100, 200, 500 и 1000 м.

приводит к переносу вод реки от устья вдоль северного берега, то есть вдоль полуострова Святой нос (Сорокикова и др., 2010). Однако на температурной карте (Рис. 5Б) и по данным CTD зондирования (Рис. 4) влияния речных вод не прослеживалось.

Полученные данные позволяют оценить биомассу макрогектопуса для всего залива. Исходя из средней оценки плотности биомассы для обследованного полигона $25,4 \text{ мг/м}^3$ ($5,9 \text{ г/м}^3$), для всей акватории залива, глубже 50 м изобаты, общая биомасса макрогектопуса составляет $2,7 \cdot 10^6 \text{ кг}$. В работе L.G. Rudstam с соавторами (1992) она оценена в $3,7 \cdot 10^6 \text{ кг}$, что больше на 27% полученной нами. Различия объясняются более значимыми уловами в планктонных сетях, то есть фактически большими запасами макрогектопуса в 1988 и 1989 г. В работе М.Ю. Бекман и Э.Л. Афанасьевой (1977) приводится оценка общей биомассы макрогектопуса в $110 \cdot 10^6 \text{ кг}$ ($15,7 \text{ мг/м}^3$ или $3,7 \text{ г/м}^3$), для всего озера Байкал, площадь которого составляет 29746 км^2 глубже 50 м изобаты. Экстраполяция этих данных на площадь Баргузинского залива дает значение общей биомассы около $1,53 \cdot 10^6 \text{ кг}$, что меньше оценки полученной в нашей работе. Таким образом, полученная нами оценка общей биомассы макрогектопуса, достоверна, а ее низкое значение свидетельствует о меньшей численности и биомассы макрогектопуса в Баргузинском заливе по сравнению с оценкой L.G. Rudstam с соавторами (1992), что требует дополнительных исследований.

4. Заключение

Макрогектопус является ключевым видом экосистемы озера, поэтому актуальные сведения о его численности и биомассе, а также о распределении и динамики необходимы для понимания экологических процессов, происходящих на Байкале в настоящее время. Получена зависимость силы среднего объемного обратного рассеяния и плотности макрогектопуса, на основе которой его биомасса в Баргузинском заливе оценена в $2,7 \cdot 10^6 \text{ кг}$. Показано преимущество данного комплексного подхода, а также принципиальная возможность проведе-

ния площадной съемки распределения скоплений макрогектопуса по всей акватории озера Байкал, результаты которой, в перспективе, помогут скорректировать существующие оценки численности и биомассы этого вида.

Выполненные исследования показывают, что количественные оценки биомассы макрогектопуса в озере Байкал акустическим методом в совокупности с контрольными ловами планктонными сетями будут способствовать получению новых знаний об экологии животных. Кроме этого, они могут быть полезны при выяснении причин изменений в характере распределения байкальского омуля в районах традиционного промысла.

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. Верещагин» за помощь в сборе материала.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

- Briseño-Avena C., Roberts P.L.D., Franks P.J.S. et al. 2015. ZOOPS- O2: A broadband echosounder with coordinated stereo optical imaging for observing plankton *in situ*. *Methods in Oceanography* 12: 36-54. DOI: [10.1016/j.mio.2015.07.001](https://doi.org/10.1016/j.mio.2015.07.001)
- Chacate O.E., Coetzee J.C., Axelsen B.E. 2024. Hydro-acoustic classification and abundance estimation of mesopelagic fish in deep scattering layers (DSL) of the Indian Ocean. *ICES Journal of Marine Science* 0: 1-15. DOI: [10.1093/icesjms/fsae028](https://doi.org/10.1093/icesjms/fsae028)
- Dunn M.B., Pedersen G., Basedow S.L. et al. 2022. Inverse method applied to autonomous broadband hydroacoustic survey detects higher densities of zooplankton in near-surface aggregations than vessel-based net survey. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 80(3): 451-467. DOI: [10.1139/cjfas-2022-0105](https://doi.org/10.1139/cjfas-2022-0105)

- Føre M., Frank K., Norton T. et al. 2018. Precision fish farming: a new framework to improve production in aquaculture. *Biosystems Engineering* 173: 176-193. DOI: [10.1016/j.biosystemseng.2017.10.014](https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2017.10.014)
- Greenlaw C.F. 1977. Backscattering spectra of preserved zooplankton. *The Journal of the Acoustical Society of America* 62(1): 44-52. DOI: [10.1121/1.381503](https://doi.org/10.1121/1.381503)
- Hembre L.K., Megard R.O. 2003. Seasonal and diel patchiness of a *Daphnia* population: an acoustic analysis. *Limnology and Oceanography* 48: 2221-2233. DOI: [10.4319/lo.2003.48.6.2221](https://doi.org/10.4319/lo.2003.48.6.2221)
- Holbrook B.V., Hrabik T.R., Branstrator D.K. et al. 2006. Hydroacoustic estimation of zooplankton biomass at two shoal complexes in the Apostle Islands Region of Lake Superior. *Journal of Great Lakes Research* 32(4): 680-696. DOI: [10.3394/0380-1330\(2006\)32\[680:HEOZBA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3394/0380-1330(2006)32[680:HEOZBA]2.0.CO;2)
- Karnaikhov D.Yu., Dolinskaya E.M., Biritskaya S.A. et al. 2021. New data regarding ecology of freshwater pelagic amphipod *Macrohectopus branickii* and other crustaceans of plankton from the southern part of Lake Baikal. *Acta Biologica Sibirica* 7: 39-48. DOI: [10.3897/abs.7.e65636](https://doi.org/10.3897/abs.7.e65636)
- Lertvilai P., Jaffe J.S. 2022. *In situ* size and motility measurement of aquatic invertebrates with an underwater stereoscopic camera system using tilted lenses. *Methods in Ecology and Evolution* 13: 1192-1200. DOI: [10.1111/2041-210X.13855](https://doi.org/10.1111/2041-210X.13855)
- Lertvilai P. 2020. The *in situ* plankton assemblage eXplorer (IPAX): an inexpensive underwater imaging system for zooplankton study. *Methods in Ecology and Evolution* 11: 1042-1048. DOI: [10.1111/2041-210X.13441](https://doi.org/10.1111/2041-210X.13441)
- Liu J., Tang Y. 2024. Monitoring two typical marine zooplankton species using acoustic methods in the South China Sea. *Sensors* 24: 4827. DOI: [10.3390/s24154827](https://doi.org/10.3390/s24154827)
- Makarov M.M., Muyakshin S.I., Kucher K.M. et al. 2020. A study of the gas seep Istok in the Selenga shoal using active acoustic, passive acoustic and optical methods. *Journal of Great Lakes Research* 46(1): 95-101. DOI: [10.1016/j.jglr.2019.10.014](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.10.014)
- Mallet D., Olivry M., Ighiouer S. et al. 2021. Nondestructive monitoring of soft bottom fish and habitats using a standardized, remote and unbaited 360° video sampling method. *Fishes* 6(4): 50. DOI: [10.3390/fishes6040050](https://doi.org/10.3390/fishes6040050)
- Megard R.O., Kuns M.M., Whiteside M.C. et al. 1997. Spatial distributions of zooplankton during coastal upwelling in western Lake Superior. *Limnology and Oceanography* 42: 827-840. DOI: [10.4319/lo.1997.42.5.0827](https://doi.org/10.4319/lo.1997.42.5.0827)
- Melnik N.G., Timoshkin O.A., Sideleva V.G. et al. 1993. Hydroacoustic measurement of the density of the Baikal macrozooplankton *Macrohectopus branickii*. *Limnology and Oceanography* 38(2): 425-434. DOI: [10.4319/lo.1993.38.2.0425](https://doi.org/10.4319/lo.1993.38.2.0425)
- Naumova E.Yu., Zaidykov I.Yu., Makarov M.M. 2020. Recent quantitative values of *Macrohectopus branickii* (Dyb.) (Amphipoda) from Lake Baikal. *Journal of Great Lakes Research* 46(1): 48-52. DOI: [10.1016/j.jglr.2019.10.002](https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.10.002)
- Oh W.S., Park G.C., Choi J.H. et al. 2023. Density estimation of euphausiids and copepods by using a multi-frequency method. *Fisheries and Aquatic Science* 26(12): 689-697. DOI: [10.47853/FAS.2023.e61](https://doi.org/10.47853/FAS.2023.e61)
- Rudstam L.G., Melnik N.G., Timoshkin O.A. et al. 1992. Daily dynamics of an aggregation of *Macrohectopus branickii* (Dyb.) (Amphipoda, Gammaridae) in Barguzin Bay, Lake Baikal Russia. *Journal of Great Lakes Research* 18(2): 286-297. DOI: [10.1016/S0380-1330\(92\)71296-9](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(92)71296-9)
- Sato M., Benoit-Bird K.J. 2019. Biological-physical coupling in a highly adjective ecosystem: Through a lens of diel vertical migration. *The Journal of the Acoustical Society of America* 146 (4): 2898. DOI: [10.1121/1.5137056](https://doi.org/10.1121/1.5137056)
- Simrad A.S. 2003. Reference manual: Simrad EK60. Scientific echo sounder system.
- Watanabe Y.Y., Baranov E.A., Miyazaki N. 2020. Ultrahigh foraging rates of Baikal seals make tiny endemic amphipods profitable in Lake Baikal. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 117(49): 31242-31248. DOI: [10.1073/pnas.2014021117](https://doi.org/10.1073/pnas.2014021117)
- Бекман М.Ю., Афанасьева Э.Л. 1977. Распределение и продукция макрогектопуса. В: Бекман М.Ю. (Отв. ред.). Биологическая продуктивность пелагиали Байкала и ее изменчивость. Новосибирск: Наука.
- Дидоренко С.И., Ботвинкин А.Д., Тахтеев В.В. 2020. Новая трофическая связь в экосистеме Байкала: пелагические бокоплавы *Macrohectopus branickii* (Crustacea, Amphipoda) и летучие мыши *Myotis petax* (Mammalia, Chiroptera). *Зоологический журнал* 99(10): 1140-1147. DOI: [10.31857/S0044513420100050](https://doi.org/10.31857/S0044513420100050)
- Домышева В.М., Пестунов Д.А., Сакирко М.В. и др. 2016. Углекислый газ, кислород и биогенные элементы в подледной воде литорали Южного Байкала (2004-2016 гг.). *Оптика атмосферы и океана* 12: 1073-1079. DOI: [10.15372/AOO20161211](https://doi.org/10.15372/AOO20161211)
- Карнаухов Д.Ю., Бирицкая С.А., Масленникова М.А. и др. 2019. Численность и структура популяции пелагической амфиподы *Macrohectopus branickii* в прибрежной зоне озера Байкал. *Acta Biologica Sibirica* 5(3): 154-158. DOI: [10.14258/abs.v5.i3.6574](https://doi.org/10.14258/abs.v5.i3.6574)
- Мельник Н.Г., Тимошкин О.А., Сиделева В.Г. 1995. Распределение *M. branickii* и некоторые особенности его экологии. В книге: Атлас и определитель пелагиобонтов Байкала с краткими очерками по их экологии. Новосибирск: Наука.
- Петров Е.А., Купчинский А.Б., Фиалков В.А. и др. 2021. Значение береговых лежищ в жизни байкальской нерпы (*Pusa sibirica* Gmelin, 1788, Pinnipedia). 2. Поведение на лежищах. *Зоологический журнал* 100(6): 671-685. DOI: [10.31857/S0044513421060106](https://doi.org/10.31857/S0044513421060106)
- Приказ Министерства сельского хозяйства РФ от 7 ноября 2017 г. N 435. 2017. «Об утверждении правил рыболовства для Байкальского рыбохозяйственного бассейна». URL: <http://base.garant.ru/70818098/> (дата обращения: 15.01.2020).
- Смирнов В.В., Смирнова-Залуми Н.С., Суханова Л.В. и др. 2015. О мерах по сохранению ресурсов байкальского омуля *Coregonus migratorius*. *Вестник рыбохозяйственной науки* 4: 42-45.
- Соколов А.В., Петерфельд В.А. 2018. О причинах введения запрета на промысловый лов омуля (*Coregonus autumnalis migratorius*, Georgi) озера Байкал в современный период. В: VI Международный Балтийский морской форум, С. 158-164.
- Сорокикова Л.М., Томберг И.В., Синюкович В.Н. и др. 2010. Особенности формирования зоны смешения речных и озерных вод в Баргузинском заливе Байкала. В: Пятая Верещагинская Байкальская конференция. Иркутск: Изд-во «Аспринт». С. 256-258.

Changing the appearance of underwater landscapes in the coastal zone of a large freshwater body under the influence of trout farming activities: a case study of Mustalakhti Bay, Lake Ladoga



Dudakova D.S., Lapenkov A.E., Anokhin V.M., Guzeva A.V., Zaripova K.M.

Institute of Limnology of the Russian Academy of Sciences, SPC RAS, Sevastyanova str., 9, St. Petersburg, 196105, Russia

ABSTRACT. In Mustalakhti Bay of Lake Ladoga, which is used for placing trout farms, a study was conducted on the structure of bottom landscapes and the transformation of the lakebed surface under the influence of aquaculture activities. Field data for mapping bottom landscapes were collected using hydroacoustic surveys with the SOLIX 10 SI MEGA CHIRP side-scan sonar and underwater photography with the Limnoscout ROV. Standard sedimentological and biological studies of the lakebed were also carried out. The identification of distinct facies elements was based on morphometric features (depth zones, bottom slopes in different parts of the bay, and terrain elements), characteristics of bottom sediments (sediment type, fluid mud composition), surface appearance, and benthic biological communities (dominant benthic groups, presence/absence of macrophytes). The study resulted in bathymetric and landscape maps of the investigated bay, highlighting the characteristic features of individual landscape facies. A total of 8 facies were identified. The study demonstrated a significant negative impact of trout farms on the bay's bottom. This is confirmed by: 1. substantial changes in the lakebed appearance detected through video footage; 2. visual changes in the surface observed in acoustic images (sonograms) from the side-scan sonar; and 3. increased sediment thickness and higher accumulation of organic matter, evidenced by sonar data and previously conducted chemical analyses of sediments in the farm areas. The data indicates that the features of the bay's basin, specifically its steep slopes and the extensive shallow area with relatively large depths (20-35 m), create conditions for the accumulation of anthropogenically transformed sediments within the farm area and extending outwards by several tens of metres (a 100 m diameter zone around each farm). **Conclusion:** The use of a landscape approach with modern research tools, including acoustic and underwater photography, has provided a spatial assessment of the impact of trout farming on the condition of the studied section of the freshwater body.

Keywords: bottom landscapes, Lake Ladoga, cage fish farms, mapping, side-scan sonar (SSS), Limnoscout ROV

For citation: Dudakova D.S., Lapenkov A.E., Anokhin V.M., Guzeva A.V., Zaripova K.M. Changing the appearance of underwater landscapes in the coastal zone of a large freshwater body under the influence of trout farming activities: a case study of Mustalakhti Bay, Lake Ladoga // *Limnology and Freshwater Biology*. 2024. - № 6. - P. 1503-1524. DOI: [10.31951/2658-3518-2024-A-6-1503](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2024-A-6-1503)

1. Introduction

Currently, one of the significant issues related to negative environmental changes, particularly concerning aquaculture facilities, is the pollution of freshwater bodies with organic matter and trace elements, which can affect the trophic state of the water body, negatively impact biological communities, and cause ecosystem alterations (Ryzhkov et al., 2011; Milyanchuk et al., 2019; Dudakova et al., 2024; Guzeva et al., 2024; Lapenkov et al., 2023; Zaripova et al., 2024). The study of this issue is much more advanced for marine aquacul-

ture activities (Kalantzi and Karakassis, 2006; Rooney and Podemski, 2009; Villnäs et al., 2011; Farabi et al., 2022; Elvines et al., 2024).

The methods used to study such impacts typically rely on standard approaches in hydrochemical, hydrobiological, and sedimentological research (Carroll et al., 2003; Lapenkov et al., 2023). However, for purposes such as mapping benthic habitats, quantitatively assessing biological resource stocks, studying benthic landscapes, and identifying anthropogenic transformations of the substrate and spatially assessing ongoing changes, remote sensing methods are now widely used

*Corresponding author.

E-mail address: judina-d@yandex.ru (D.S. Dudakova)

Received: September 18, 2024; **Accepted:** December 02, 2024;
Available online: December 25, 2024

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



alongside traditional methods (Fish and Carr, 1990; Cochrane and Lafferty, 2002; Quintino, 2003; Harris and Baker, 2012; Foster et al., 2009; Che Hasan et al., 2014). Among the latest methods, one of the most effective is hydroacoustic technology, which involves the use of classical single-beam and multi-beam echosounders as well as side-scan sonar (SSS). Overall, the use of multi-beam echosounders and side-scan sonar in the field of aquaculture is primarily focused on monitoring fish in cages and assessing their stocks (Kristmundsson et al., 2023; Ridgway et al., 2024). The application of these methods for assessing changes in the condition of the substrate beneath the cages has not been sufficiently developed (Dougall and Black, 2001; Andrés, 2011).

Objective of the study: To assess the impact of cage aquaculture facilities on the condition of underwater landscapes in a large freshwater body using modern remote sensing methods.

2. Material and methods

2.1. Study area

The research was conducted in the Mustalahti Bay (in the skerries of the Yakimvarsky Bay) of Lake Ladoga, near the town of Lahdenpohja (Fig. 1). The bay covers an area of approximately 2.2 km², is elongated in a submeridional direction, and has a total length of 2.4 km.

In this bay, fish farming facilities are operated by «Akulovka» LLC. According to satellite images, the first fish cages appeared in the bay in 2011. On average, the fish farm produces 1000 tons of fish per year. A distinctive feature of trout farming is the seasonal variation in feeding intensity, which is influenced by water temperature. In winter, when temperatures are low, the amount of feed is minimal. With the onset of spring and throughout the summer, it increases, and by the end of autumn, it gradually decreases. In August, during the peak feeding season, the total feed input into the cages ranges between 6 and 10 tons per day (Dudakova et al., 2024).

The research was conducted on 1 March 2023, 6 July 2023, and 24-25 July 2024.

2.2. Research methods

The landscape studies of the bay's lakebed were based on echo sounding, underwater video recording, and acoustic scanning of the bottom using side-scan sonar (SSS), as well as bottom sampling to examine the sediments and biota of this area.

For the purpose of identifying the structure of the underwater terrain, echo sounding was conducted. The Hummingbird SOLIX 10 SI MEGA CHIRP sonar was used. During the series of passes, digital depth recordings were made. The creation of a digital bathymetric model from the obtained digital data was carried out using Surfer 9 and ArcMap 10.5 software. Depth measurement points with coordinate references in the WGS-84 system were recorded in Excel tables from the sonar readings. To extract coordinates of zero depths for constructing the bathymetric map, the shoreline contours were traced in Google Earth Pro, converted via a KMZ file to a shapefile, and then extracted into Excel tables in ArcMap. For a clearer representation in the map construction, additional land points with positive elevation values were included. The total dataset was analyzed to identify and exclude sonar measurement points that did not conform to the overall distribution patterns; these outliers were likely due to anomalous conditions affecting the instrument. The digital terrain model was created in raster format using the Natural Neighbor method. Based on the digital raster terrain model, various morphometric maps were generated using GIS tools: slope angle (Slope), azimuth of maximum slope (Aspect), and cross-sections of the lake bed profiles. For a clearer representation, the maps were created in the rectangular coordinate system Pulkovo 1942, zone 6, which required converting degree geographic coordinates (x, y WGS-84) into meter coordinates. Three-dimensional terrain models were constructed using Surfer 9 software.

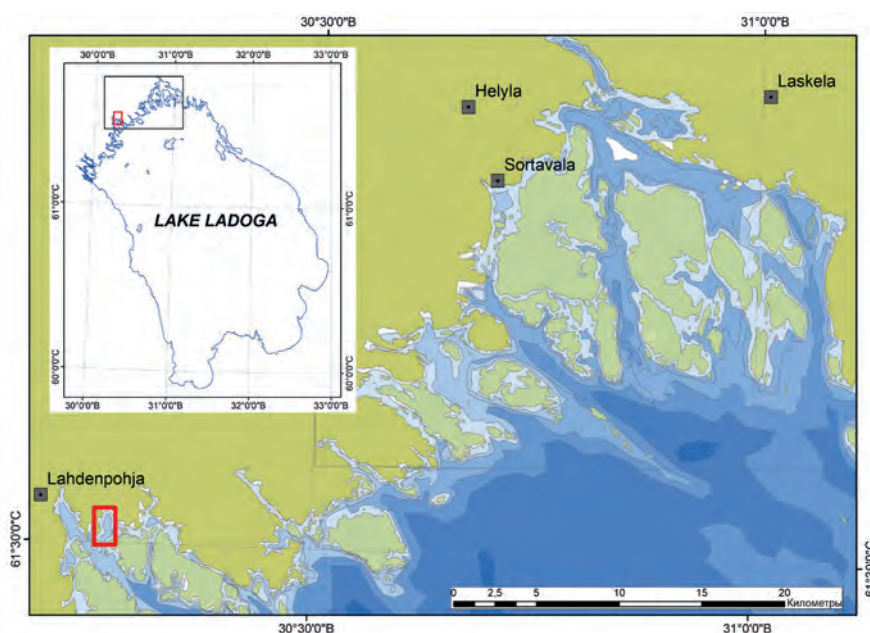


Fig.1. Location of the study area (Mustalahti Bay) in Lake Ladoga.

For underwater video recording, a remotely operated underwater vehicle (ROV) Limnoscout was used, developed for the conditions of Lake Ladoga (Dudakova et al., 2021). Its application in the study of underwater landscapes in Lake Ladoga involved video profiling of the lake bed over sections up to 1 km long, with parallel depth and track reference. The ROV was passively towed close to the lakebed surface (10-20 cm) using the screen effect. The resulting images had a bed coverage width of approximately 50-100 cm per frame. Video recording in areas where fish farming components are located was challenging due to numerous lines, ropes, and anchoring elements (concrete blocks) used for securing the cages. Consequently, the approach used under normal video profiling conditions with direct profile passes was modified to involve recording short segments in different parts of the bay. In the cage areas, filming was conducted directly from the cages, with the camera passing over the lakebed and controlled from the cage platforms.

For large-area surveys of the lakebed, acoustic scanning was conducted using a side-scan sonar (Hummingbird SOLIX 10 SI MEGA CHIRP). The acoustic surveys produced a series of sonograms showing images of different types of the lakebed and individual objects on it. Analysis of parallel strips of sonogram mosaics (acoustic profiles) allows for the identification of elements on various types of lakebed with spatial reference and helps delineate boundaries between distinct landscape units. The sonograms used for mosaic construction were obtained in a mode that displayed the water column, allowing for simultaneous assessment of changes in the lakebed characteristics with varying depths. Data on changes in the surface layer of sediments, obtained through hydroacoustic scanning with a lower beam sonar in low-frequency mode (455 MHz), were also used.

The main criteria for delineating facies boundaries within the study bay were geomorphological and sedimentary. Geomorphological features were analyzed based on data from the digital bathymetric model obtained during the bathymetric survey. Parameters such as lakebed slope and aspect were calculated. The type of soft bottom sediments was determined by sampling them using a DAC250 bottom grab. During the 2023-2024 period, 25 sites were studied (Fig. 2). Visual surveys were conducted, along with the description and assessment of the thickness of various layers of bottom sediments, as well as their classification based on the proportion of different grain size fractions through visual and organoleptic evaluation (Instructions..., 1995). Special attention was given to the thickness of the organic layer observed in the cage impact zone. The biological data on the bottom landscapes are based on the assessment of the state of macrozoobenthos from bottom sampling conducted on July 24, 2024 (Fig. 2: sites B24_1 to B24_21), as well as seasonal sampling conducted at four sites in 2023 (Fig. 2: sites Koko 3, 4', 5, and 6'). Standard methods accepted in hydrobiology were applied in the collection and processing of benthos (Methodological Recommendations..., 1983). The bottom sediment samples for the study of zoobenthos



Fig.2. Locations of sampling sites.

were collected using a DAC-250 box-type grab sampler (Ekman-Birge modification with a sampling area of 1/40 m²). To assess the role of individual taxa in bottom landscapes, the community structure and composition of the dominant complex were evaluated. Acoustic data on the occurrence and number of fish acoustic signals obtained from the echo sounder were used to assess the distribution of ichthyofauna during the study period. Since the activity and density of ichthyofauna influence the nature of the bottom surface, these characteristics were also considered when evaluating the condition of bottom landscapes according to biological criteria.

In the analysis of the feature set, distinct facies were identified within the landscape structure of the studied part of the water body, and as a result, a digital model of the bottom landscapes of the bay was created. Using this model, the areas occupied by different facies were assessed, and the proportion of anthropogenically altered water areas was calculated.

3. Results and discussion

3.1. Features of the bay basin

Based on the constructed digital elevation model, the characteristics of Mustalakhiti Bay have been calculated. The average depth is 12.9 meters, with a maximum depth of 36 metres. As shown in the obtained bathymetric map, the maximum depths are shifted towards the southern open part of the bay (Fig. 3: A). Although the bay generally extends in a sublatitudinal direction, there are several complicating features in the terrain, including elevations in the perpendicular

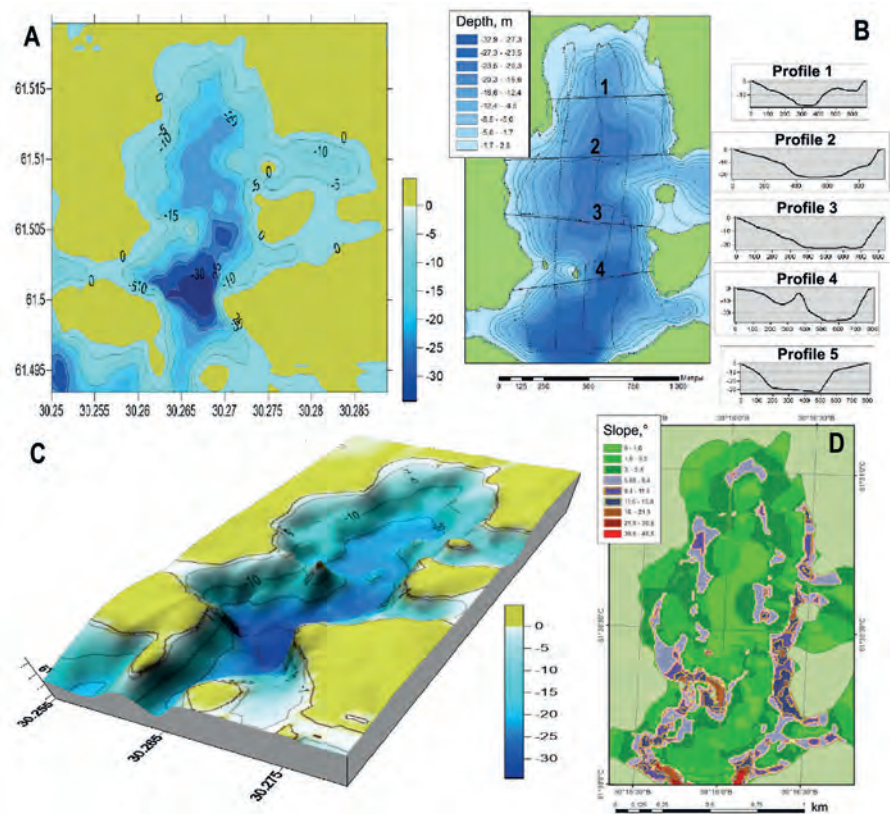


Fig.3. Bathymetric map of Mustalahti Bay based on echo sounding data: A – Two-dimensional bathymetric map; B – Cross-sectional profiles of the bottom terrain; C – Three-dimensional model of the bottom terrain; D – Bottom slope map.

direction. This is related to the geological characteristics of the area (Fig. 4). In geological terms, the area is composed of the Ikkulsk and Kukhmin formations of the Lahdenpohja metamorphic complex (State geological map..., 2015). In the western part of the bay, the Ikhal Formation of graphite-biotite gneisses and diopside skarns is located. This development area is marked by a positive Ta anomaly based on magneto-

metric data (Zuikova and Shilova, 2000), which is associated with the presence of pyrrhotite and magnetite. The magnetic susceptibility of the rocks in the Ikhal Formation is noticeably higher than that of the rocks in the Kukhmin Formation. To the east of the bay, the Kukhmin Formation primarily consists of stigmatised garnet-biotite gneisses, and the contacts between metamorphic rocks of different formations are tectonized.

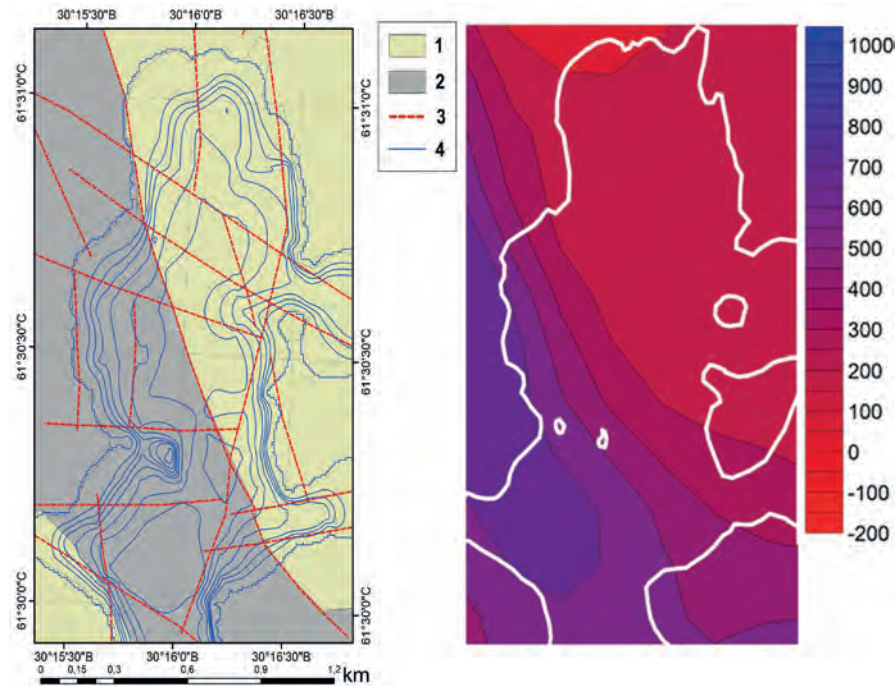


Fig.4. Geological map of the area and anomalous magnetic field map (nT) (digitized from data: State Geological Map, 2015; Zuikova and Shilova, 2000).
Note: 1. – Kukhmin Formation – migmatized garnet-biotite gneisses; 2. – Ikhal Formation – graphite-biotite gneisses; 3. – Faults; 4. – Isobaths.

Carbon-bearing gneisses exhibit a copper-polymetallic specialisation, which may explain the presence of anomalies in copper and zinc in the bay's bottom sediments, as identified during an investigation of the sediments in the area of the trout farming facility in Mustalakti Bay (Guzeva et al., 2024). Faulting defines the fine block structure of different parts of the bay and is highlighted by steep slopes with submeridional and northeast orientations (Fig. 4). Overall, the bay features a trough-like basin with steep slopes along its sides and a relatively flat, level bottom in the center (Fig. 3B). The western rim is more gently sloping compared to the eastern rim (Fig. 3C). An important feature is the uplift of the bottom in a submeridional direction in the southern part, which hampers water exchange with the southern portion of the water body and affects sediment distribution. The eastern and western rims of the bay's basin have significant bottom uplifts that hinder water mixing within the bay and the movement of bottom sediments. These underwater uplifts obstruct sediment exchange between individual basins, making them distinctive sedimentary reservoirs for local pollution sources.

3.2. Bottom sediments and underwater landscapes of Mustalakti Bay

In Mustalakti Bay, five types of natural loose bottom sediments have been identified: fine-grained sand, aleuritic silt, clayey silt, clayey silt with an aleurite admixture, and an additional type formed due to

anthropogenic activity—intense organic matter accumulation: clayey silt with an aleurite admixture, with a thick layer of silt contaminated with organic matter (Fig. 5). The bedrock forms the walls of the basin and island elevations, extending down to depths of 15-20 meters. The majority of the bay's bottom is composed of clayey silts with an aleurite admixture (aleuripelites), both natural and with an increased sediment layer rich in organic matter.

Most of the bottom in the bay (as well as throughout Lake Ladoga) is covered with what is known as a fluid mud layer – a surface layer of highly water-saturated sediment with a fluid consistency, with a thickness of 2-4 cm. This fluid mud layer is typically composed of silt with a significant amount of sand particles. The silt admixture constitutes 10-30%. It usually contains up to 5% of fine-grained sand. The layer is in the aeration zone and represents the most active area of benthic life. To some extent, the fluid mud layer can be compared to the soil layer on land. In the skerry part of Lake Ladoga, the age of fluid mud does not exceed 10 years, as the sedimentation rate varies from 1 to 2 mm per year (Semenovich, 1966; Subetto et al., 2002). Under fishery cages and at some distance from them, abnormally large thicknesses of fluid mud (up to 18 cm) are observed, often enriched with organic matter. Beneath the fluid mud layer, the majority of the bay's bottom is covered with clayey silts, with some silt admixture. Typically, this sediment is gray with a yellowish tint, soft, viscous, with some compaction downward, often with dark streaks of organic matter.

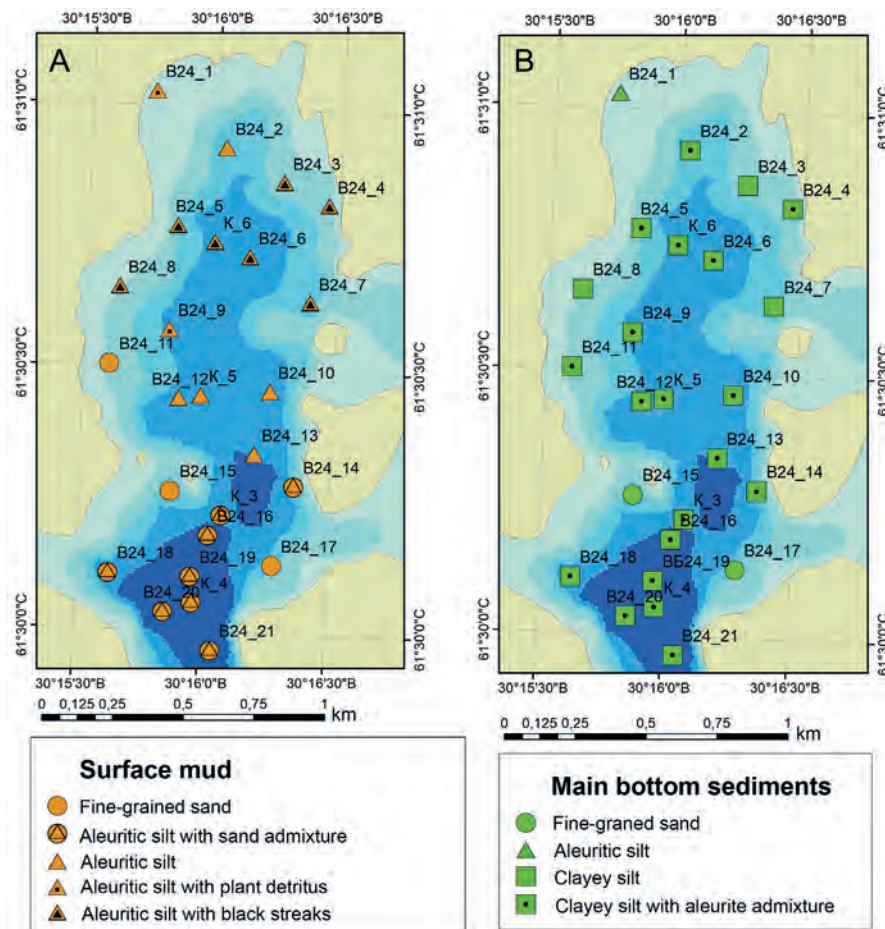


Fig.5. Distribution of bottom sediment types based on the composition of fluid mud (A) and the main sediment beneath the fluid mud (B) in Mustalakti Bay at the studied sites.

A sandy bottom is not typical for the studied area of the water body. In samples from depths up to 3 meters, fine-grained sand was identified only at two sites in the southwestern and southeastern parts (Fig. 5: sites B24_15 and B24_17). Acoustic survey data also confirmed the absence of extensive areas composed of sandy soil. Colluvium at the base of rock outcrops was also virtually absent. The coverage of intact rocky ledges by loose sediments is a characteristic feature of all coastal areas along the shoreline (Fig. 6). Colluvium was noted only in the area of the southwestern uplift at the foot of two small islands.

Acoustic survey (Fig. 7) revealed that in areas with unaltered bottom sediments, primarily composed of clayey silts with an aleurite admixture, two zones were distinguished based on depth and the presence of woody debris on the surface: one zone, down to a depth of 5 meters, where submerged tree trunks were consistently observed (additional biotope elements that increase spatial complexity and biological diversity), and a second zone, below these depths, characterized by a levelled and «empty» bottom (Fig. 8A).

A distinct type of lakebed surface was characterised by an increased layer of organic matter, distributed in patches. Low-frequency acoustic profiles indicated an increase in the thickness of soft sediments due to the enhanced accumulation of fluid mud, as previously mentioned. The cores of these «patches» were located beneath the fish cages. Acoustic surveys allowed for an assessment of the extent of such sediment distribution. In the sonograms, these areas appeared in a lighter tone (Fig. 9). The diameter of these patches extended up to 100 metres from the centre of the fish cage.

The comprehensive analysis of the collected data enabled the creation of a landscape map (Fig. 10). Eight landscape facies have been identified within the studied bay.

The overgrowth of shallow areas in the bay by macrophytes (Facies 1) is very minimal and is only noted on a relatively significant scale in the southern corner of the bay. Macrophyte-dominated habitats are characterized by more intensive development of benthic biota and greater species diversity compared to areas without vascular aquatic plants. Overall, this facies covers no more than 4.5% of the bay's bottom area.

The slopes of the lake basin with the steepest inclines (mainly in the eastern part of the bay) represent a distinct element of the landscapes of the studied water area (Facies 2). These slopes are composed of bedrock with a thin layer of soft sediments in the depressions. This facies is characterized not only by eurytopic benthic groups found in shallow areas (such as oligochaetes, chironomids, water mites, isopods, and amphipods), but also by the presence of zooperiphyton groups of benthic invertebrates, particularly sponges and bryozoans, which are associated with hard substrates; the presence of gastropods. The estimated proportion of Facies 2 is 15% of the total area.

In the shallow areas up to 5 meters deep in the western, more gently sloping part of the bay (Facies 3), the bottom is composed of various types of sediments (sand, silty aleurite, clayey silt, clayey silt with an aleurite admixture), which increases the mosaic nature of the biotopes forming within this facies. The spatial complexity of the bottom surface is enhanced by submerged tree trunks at these depths. The development of the benthic biota is characterised by relatively high quantitative indicators. Dominant taxa include groups associated with the littoral zone (large bivalves, caddisflies), as well as eurytopic taxa (oligochaetes, chironomid larvae). Facies 3 covers approximately 10% of the total area of the bay.

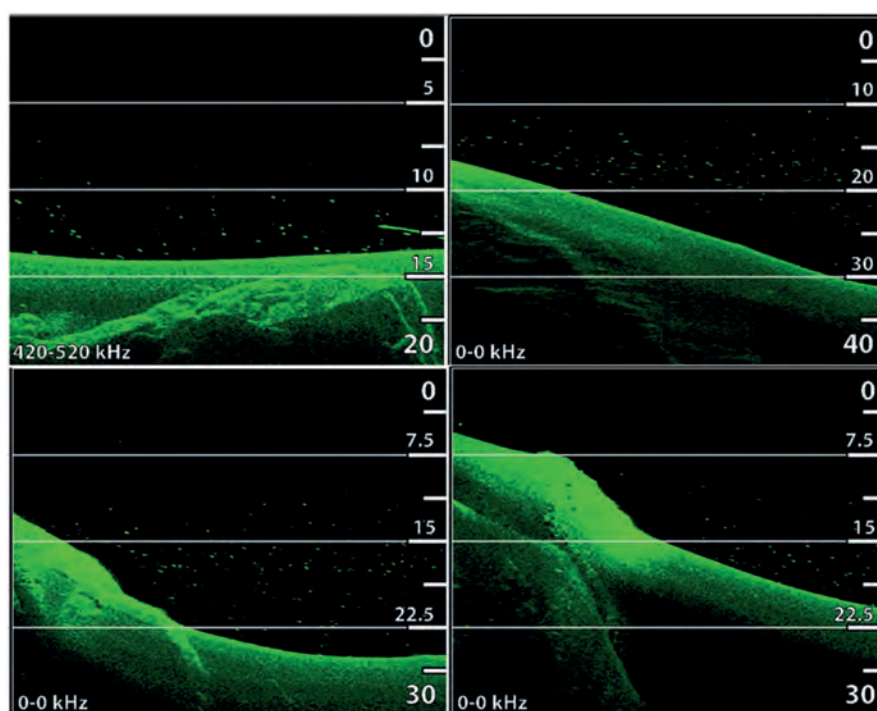


Fig.6. Boundary between bedrock and loose sediments based on acoustic images from a high-frequency downward beam echosounder with a DTL function.

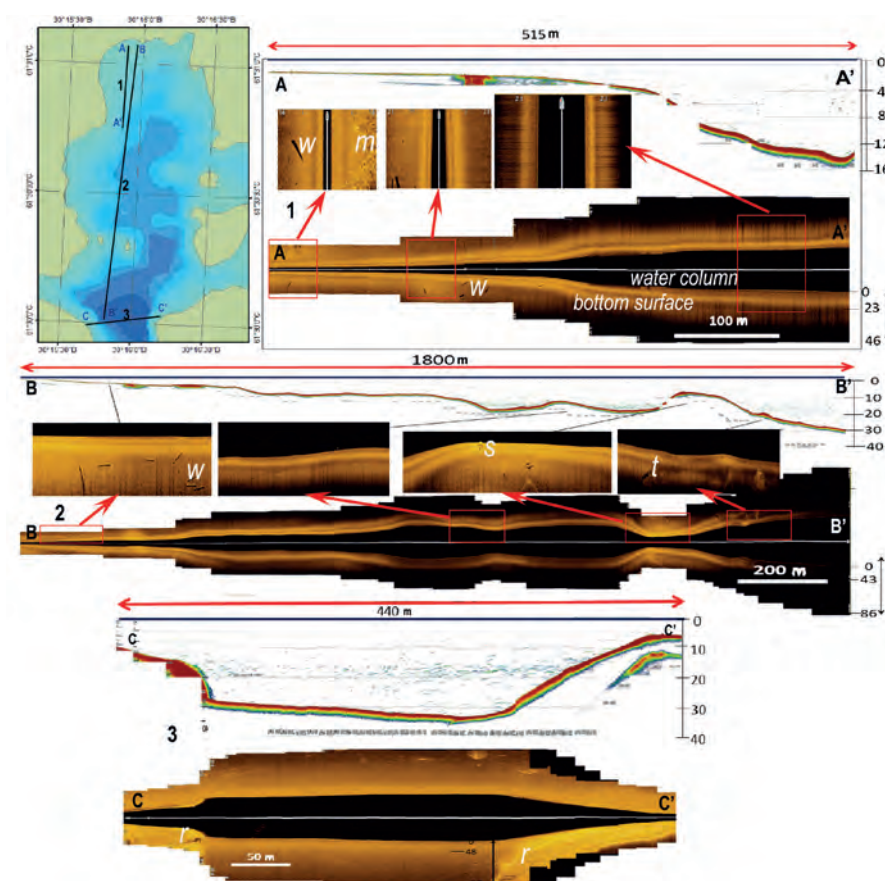


Fig.7. Zonation of the lakebed according to acoustic profiles: from the lower low-frequency beam (1) and from the mosaic of side-scan sonar (2).

Note: w – flooded wood, m – macrophyte thickets, s – isolated stone fragments, t – talus, r – underwater rock outcrops.

The lower part of the basin, with more gentle slopes that flatten out into a plain at depths of 20-30 meters below the 5-metre depth, composed of clayey silt with an aleurite admixture, exhibited a more homogeneous bottom surface and less mosaic variability in conditions. However, due to trout farming activities and differences in the input and accumulation of additional flows of increased organic matter (from settling feed and fish faeces), the substrate beneath the cages and in their immediate vicinity differed significantly from the substrate outside the cages. As a result, two distinct facies were identified: the untransformed substrate of the deep-water part of the bay (Facies 4)

and the anthropogenically transformed substrate with increased sediment accumulation and organic matter content (Facies 5). The biota at depths closer to 20–30 meters is mainly represented by oligochaetes, chironomids, amphipods, and mysids. Beneath the cages, in certain seasons, bacterial biofilm development has been observed, which hinders the formation of the benthic community. Notably, during periods of intense biofilm development, there was either a complete absence of benthic organisms or their presence was extremely sparse. Overall, for the facies of anthropogenically altered substrate, the biota has shown a simplification in community structure and a reduction in species

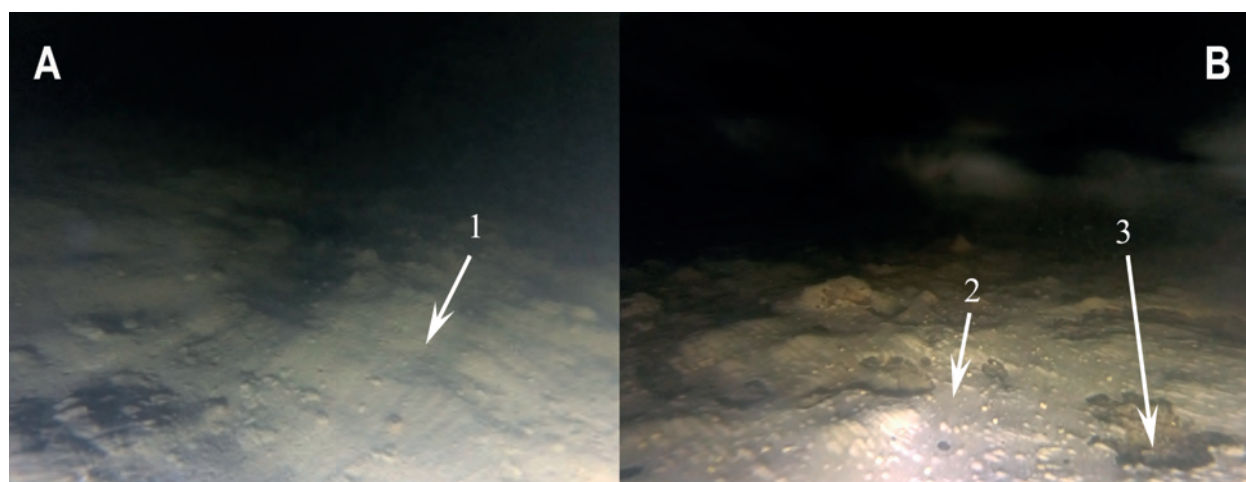


Fig.8. Typical appearance of an aleuropelitic bottom at depths below 5 metres: A - unaltered (1); B - with a thick layer of «organic» fluid mud (3) and bacterial film (2).

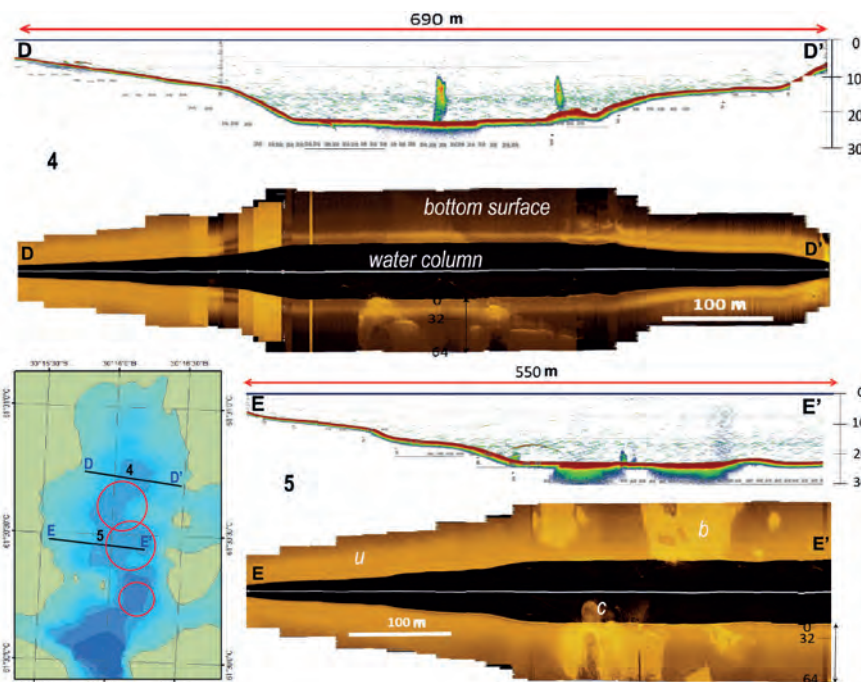


Fig.9. Acoustic profiles from areas near the cages (cage placement zones are marked with a red circle).
Note: u – undisturbed silts, b – silts with bacterial films, c – cage elements in the water column.

diversity. According to our data, the number of meiobenthos species beneath the cages (Facies 5) was more than three times lower compared to the bottom unaffected by the direct influence of the cages (5 and 17 species, respectively). For macrobenthos, the situation was even more critical: while 11 species of macrobenthos belonging to four taxonomic groups (Oligochaeta, Chironomidae, Crustacea, and Ceratopogonidae) were recorded on untransformed substrates at depths of 5–30 m (Facies 4), no macrobenthic organisms were found beneath the cages during the study period.

It is also worth noting a decline in the abundance and biomass of benthic organisms. For meiobenthos, these indicators decreased by 4.4 and 1.6 times, respectively, in the area near the cages compared to facies with undisturbed substrates. When compared with the shallow zone up to the 5-meter isobath, the changes were even more significant: abundance was 37.7 times lower, and biomass was 7.7 times lower.

It has also been noted that the concentration of natural ichthyofauna, according to acoustic survey data, increases specifically near the cages. During daylight hours in July 2024, the highest concentration of fish was observed in the layer at a depth of 12–20 meters. Overall, Facies 4 occupies the largest area—58%, while the anthropogenically altered substrate (Facies 5) covers about 9.5%. And it is likely that the localization and area of the latter may change depending on the position of the cages, their movement, and be related to the intensity of the load and the rate of organic matter dispersion when fresh pollution input ceases after the cages are relocated. The negative impact of pollutants from farming activities affects the entire aquatic ecosystem due to the presence of trophic links between its various components. Similar effects have been confirmed for marine ecosystems (Elvines et al., 2024). The negative impact of pollutants from farming activities affects the entire aquatic ecosystem due to the pres-

ence of trophic links between its various components. Similar effects have been confirmed for marine ecosystems (Elvines et al., 2024). It has been found that the impact on the benthos leads to the accumulation of organic nutrients from uneaten feed and fish waste on the bottom of the water body, where they decompose too slowly for biodegradation and transformation to occur within the ecosystem. This results in a toxic effect on the biota and its suppression. In cage farms located in areas with high water flow, waste accumulation is unlikely. Under such conditions, waste from farming activities disperses beyond the area adjacent to the farm, undergoes aerobic decomposition, and is assimilated by benthic organisms. Conversely, in low-flow areas, waste tends to accumulate (Brooks et al., 2003). The situation in the freshwater area we studied closely resembles the latter scenario.

In addition to the main facies, three other types of landscape units of the same level have been identified, occupying a small area but differing from other facies in terms of surface characteristics, sediment type, or the role of hydrodynamic impact. Acoustic surveying revealed two areas with distinct bottom characteristics (collectively covering no more than 1.8% of the bay's total area), where cages were presumably located in the past (Facies 6—transitional between Facies 4 and 5). This is reflected in the condition of the substrate surface, as evidenced by the increased thickness of the upper substrate layer in acoustic images, changes in the shape of surface objects, and color intensity on side-scan sonar images.

The complexity of the bay's relief has led to the presence of areas with narrow straits, where hydrodynamic activity is higher. In these areas, acoustic surveys have shown an increase in the roughness of the bottom surface, and video footage also indicated increased turbidity near the bottom. Consequently, the bottom of the strait in the southwestern part of Mustalakhti Bay

was classified as a separate landscape facies (Facies 7), occupying a small area (1.6%). At the base of the bed-rock uplift in the western part of the bay, colluvium was identified. The increased spatial complexity due to debris of varying sizes and the infilling of spaces between them with soft sediments creates a complex that differs from other locations. This small area (0.1% of the total area) has also been classified as a separate facies (Facies 8).

In discussing the obtained data, it is important to note the following. Traditionally, various monitoring methods are employed to study the environmental impact of aquaculture facilities, which vary in cost and required expertise: (1) visual surveys by divers, (2) fauna analysis, (3) chemical analysis of bottom sediments, and (4) Sediment Profile Imagery (SPI). The results indicate that all methods are consistent in identifying the general «impact zone» beneath the cages and immediately adjacent to them. However, each method differed in its sensitivity to detecting more subtle impacts at greater distances from the cages (Carroll et al., 2003). In our case, an additional significant method from the landscape approach toolkit was the hydroacoustic survey of the bottom and its surface characteristics using «side» scanning. For spatial assessments, this method, in our view, shows great promise and accuracy. This hypothesis requires verification and further research.

4. Conclusion

The use of a landscape approach, with its range of studies, allowed us to comprehensively combine several methods and utilize remote sensing data, which overall represents a novel approach to studying the impact of fish farming on the condition of freshwater bodies — a method that has been scarcely used previously for freshwater environments.

The data obtained demonstrated that the application of a landscape approach, along with a full suite of modern remote methods, offers a new perspective on the issue of anthropogenic impact on the environment due to aquaculture activities. Research conducted in the impact zone of the trout farm revealed that the farm significantly contributes to changes in the composition of bottom landscapes. In the case of the studied area, the bottom area occupied by anthropogenically altered landscapes can cover a substantial portion of the water body where the cages are located. Considering the structural and material-energy interconnections, the potential transformative influence of this landscape element on the entire bay should be taken into account. This issue requires further investigation.

Acknowledgements

The authors express their sincere gratitude to M.I. Orlova, Director of the St. Petersburg Scientific Center of the Russian Academy of Sciences, and the SPbSC RAS for providing the equipment used in this study (side-scan sonar SOLIX 10), to S.N. Yudin, Chief Geologist of Kiviyarvi LLC, for compiling the geolog-

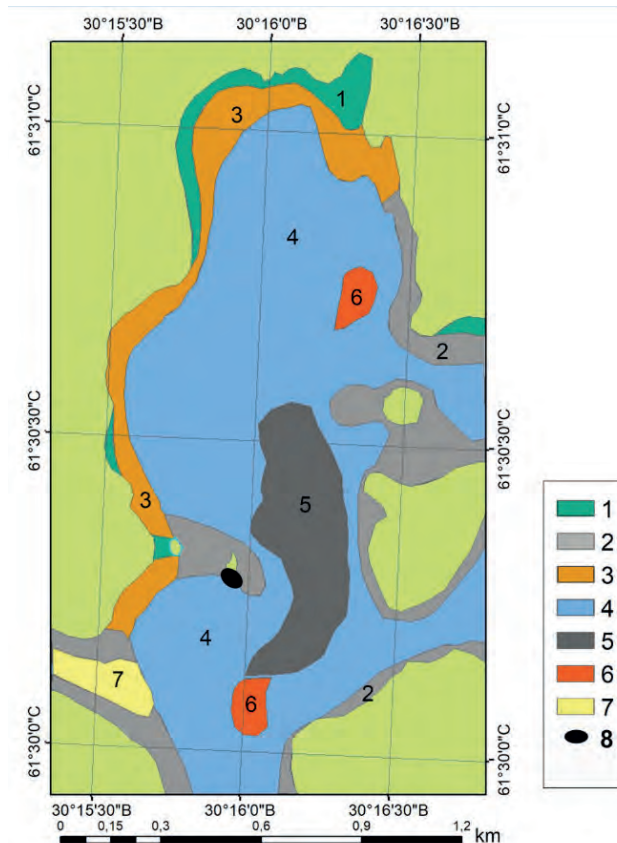


Fig.10. Landscape facies of Mustasaari Bay.

Note:

1. Macrophyte thickets - up to 3 m;
2. Rocky outcrops, exposed at minimum depths, covered by a thin layer of sediments at depths from 0 to 15 m;
3. Coastal areas down to depths of around 5 m with soft silts and frequently occurring tree trunks on the surface;
4. Undisturbed silts from 5 to 30 m;
5. Bottom in the area influenced by fish cages with sections covered by bacterial films; h from 20 to 27 m;
6. Bottom sections with altered surfaces due to factors of uncertain origin (possibly locations of old fish cages) with h at 19-20 and 32-33 m;
7. Disturbed bottom in the strait between the islands at 21-22 m;
8. Colluvium at the base of exposed rocky outcrops at 5-9 and 21-22 m.

ical map of the area, digitising and interpreting geological and geophysical data, and to M.O. Dudakov, Lead Engineer of the Hydrobiology Laboratory of the Institute of Limnology RAS (St. Petersburg Federal Research Center of the RAS), for invaluable assistance in conducting the fieldwork, including help with equipment preparation, sediment sampling, and bottom video recording.

Conflict of interest

The authors declare that they have no conflict of interest.

Compliance with ethical standards

All applicable ethical standards have been adhered to.

Funding

The research was funded by the Russian Science Foundation grant No. 23-24-00202, “Seasonal Dynamics of Geochemical Characteristics of Bottom Sediments and Biological Communities of Natural Water Bodies in the Zone of Influence of Cage Trout Farms”.

References

- Andrés J. 2011. Use of side scan sonar (SSS) in the management of fisheries and aquaculture: Examples of application in Andalusia, Spain. *Instrumentation Viewpoint* 11: 76.
- Brooks K.M., Stierns A.R., Mahnken C.V.W. et al. 2003. Chemical and biological remediation of the benthos near Atlantic salmon farms. *Aquaculture* 219(1): 355-377. DOI: [10.1016/S0044-8486\(02\)00528-8](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00528-8)
- Carroll M.L., Cochrane S., Fieler R. et al. 2003. Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, management practices, and monitoring techniques. *Aquaculture* 226(1): 165-180. DOI: [10.1016/S0044-8486\(03\)00475-7](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00475-7)
- Che Hasan R., Ierodiaconou D., Laurenson L. et al. 2014. Integrating multibeam backscatter angular response, mosaic and bathymetry data for benthic habitat mapping. *PLOS ONE* 9(5): e97339. DOI: [10.1371/journal.pone.0097339](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097339)
- Cochrane G.R., Lafferty K.D. 2002. Use of acoustic classification of side-scan sonar data for mapping benthic habitat in the Northern Channel Islands, California. *Continental Shelf Research* 22(5): 683-690. DOI: [10.1016/S0278-4343\(01\)00089-9](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(01)00089-9)
- Dougall N., Black K. 2001. Determining sediment properties around a marine cage farm using acoustic ground discrimination: RoxAnnTM. *Aquaculture Research* 30(6): 451-458. DOI: [10.1046/j.1365-2109.1999.00351.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2109.1999.00351.x)
- Dudakova D.S., Anokhin V.M., Pozdnyakov Sh.R. et al. 2021. Underwater Landscapes of Mantsinsaari and Lunkulansaari Islands in the Zone of Riphean Uplifts in the Eastern Part of Lake Ladoga. *Izvestiya Rossiiskoi Akademii Nauk. Seriya Geograficheskaya [Proceedings of the Russian Academy of Sciences. Geographical Series]* 85(3): 433-445. DOI: [10.31857/S2587556621030043](https://doi.org/10.31857/S2587556621030043) (In Russian)
- Dudakova D.S., Kapustina L.L., Mitrukova G.G. et al. 2024. The state of planktonic and benthic communities of the skerry region of Lake Ladoga near fish farms. *Trudy VNIRO* 196: 163-178. DOI: [10.36038/2307-3497-2024-196-163-178](https://doi.org/10.36038/2307-3497-2024-196-163-178) (In Russian)
- Elvines D.M., MacLeod C.K., Ross D.J. et al. 2024. Fate and effects of fish farm organic waste in marine systems: Advances in understanding using biochemical approaches with implications for environmental management. *Reviews in aquaculture* 16(36): 66-85. DOI: [10.1111/raq.12821](https://doi.org/10.1111/raq.12821)
- Farabi S.M.V., Golaghaei M., Sharifian M. et al. 2022. Effects of rainbow trout farming on water quality around the sea farms in the south of the Caspian Sea. *Caspian Journal of Environmental Sciences* 20(4): 729-737. DOI: [10.22124/CJES.2022.5725](https://doi.org/10.22124/CJES.2022.5725)
- Fish J.P., Carr H.A. 1990. Sound underwater images. A guide to the generation and interpretation of side-scan sonar data. Orleans: Lower Cape Publishing.
- Foster G., Walker B.K., Riegl B.M. 2009. Interpretation of Single-Beam Acoustic Backscatter Using Lidar-Derived Topographic Complexity and Benthic Habitat Classifications in a Coral Reef Environment. *Journal of Coastal Research* 53(6): 16-26. DOI: [10.2112/SI53-003.1](https://doi.org/10.2112/SI53-003.1)
- Guzeva A., Lapenkov A., Zaripova K. et al. 2024. Heavy Metal Accumulation in Lake Sediments in the Impact Zone of Trout Cage Farm. *Journal of fisheries and environment* 48(1): 136-147. DOI: [10.34044/j.jfe.2024.48.1.12](https://doi.org/10.34044/j.jfe.2024.48.1.12)
- Harris P.T., Baker E.K. 2012. Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat: GEOHAB Atlas of Seafloor Geomorphologic Features and Benthic Habitats – Synthesis and Lessons Learned. In: Harris P.T., Baker E.K. (Eds.), *GEOHAB Atlas of Seafloor Geomorphologic Features and Benthic Habitats*. 1st edition. Cambridge, pp. 871-890. DOI: [10.1016/B978-0-12-814960-7.00060-9](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814960-7.00060-9)
- Instructions for Organising and Conducting Geological Surveys of the Shelf at a Scale of 1:200,000 (GSS-200). 1995. St. Petersburg: VSEGEI. (in Russian)
- Kalantzi I., Karakassis I. 2006. Benthic impacts of fish farming: Meta-analysis of community and geochemical data. *Marine pollution bulletin* 52(5): 484-493. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2005.09.034](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.09.034)
- Kristmundsson J., Patursson O., Potter J. et al. 2023. Fish Monitoring in Aquaculture Using Multibeam Echosounders and Machine Learning. *IEEE Access* 99: 1-1. DOI: [10.1109/ACCESS.2023.3320949](https://doi.org/10.1109/ACCESS.2023.3320949)
- Lapenkov A., Guzeva A., Zaripova K. et al. 2023. The seasonal dynamics of geochemical characteristics of sediments in the impact zone of the fish farm (Lake Ladoga, Russia). *Aquaculture and Fisheries* 8(1): 654-660. DOI: [10.1016/j.aaf.2022.09.003](https://doi.org/10.1016/j.aaf.2022.09.003)
- Methodological Recommendations for the Collection and Processing of Materials in Hydrobiological StudiZoobenthos and es. Its Production. 1983. In: Vinberg G.G., Lavrentyeva G.M. (Ed.). Leningrad: GosNIORKh (State Research Institute of Lake and River Fisheries). (In Russian)
- Milyanchuk N.P., Ilmast N.V., Sterligova O.P. et al. 2019. The fish population of Lake Syamozero near a trout farm. *Trudy Karel'skogo nauchnogo centra Rossijskoj akademii nauk [Proceedings of the Karelian Research Centre of the Russian Academy of Sciences]* 11: 42–49. (In Russian)
- Quintino V. 2003. Benthic biotopes remote sensing using acoustics. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 285-286(4): 339-353. DOI: [10.1016/S0022-0981\(02\)00536-1](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(02)00536-1)
- Ridgway J.L., Madsen J.A., Fischer J.R. et al. 2024. Side-scan sonar as a tool for measuring fish populations: current state of the science and future directions. *Fisheries* 49(10): 449-500. DOI: [10.1002/fsh.11137](https://doi.org/10.1002/fsh.11137)
- Rooney R.C., Podemski C.L. 2009. Effects of an experimental rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) farm on invertebrate community composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66(11): 1949-1964. DOI: [10.1139/F09-130](https://doi.org/10.1139/F09-130)
- Ryzhkov L.P., Dzyubuk I.M., Gorokhov A.V. et al. 2011. The state of the aquatic environment and biota during operation of trout-breeding pond farms. *Water Resources* 38(2): 244-252. DOI: [10.1134/S0097807811020138](https://doi.org/10.1134/S0097807811020138)
- Semenovich N.I. 1966. Bottom sediments of Lake Ladoga. Moscow; Leningrad: Nauka. (In Russian)
- State geological map of the Russian Federation scale 1:1 000 000 sheets R-35-XXIV, P-36-XIX. 2015. Geomorphological scheme. Third generation. Baltic series. VSEGEI Map Factory, Ministry of Natural Resources of the Russian Federation. Edited by Stepanov. (in Russian)
- Subetto D.A., Ignatyeva N.V., Davydova N.N. et al. 2002. Bottom sediments and their role in assessing the evolution of Lake Ladoga. In: Rummyantsev V.A., Drabkova V.G. (Eds.), *Lake Ladoga: Past, Present, and Future*. St. Petersburg, pp. 122–164. (In Russian)
- Villnäs A., Perus J., Bonsdorff E. 2011. Structural and functional shifts in zoobenthos induced by organic enrichment — Implications for community recovery potential. *Journal of Sea Research* 65(1): 8-18. DOI: [10.1016/j.seares.2010.06.004](https://doi.org/10.1016/j.seares.2010.06.004)
- Zaripova K.M., Lapenkov A.E., Guzeva A.V. 2024. Spatio-Temporal Dynamics of Biogenic Element Accumulation

in Bottom Sediments in the Impact Zone of Trout Farming (Lake Ladoga) *Water Resour* 51: 836–843. DOI: [10.1134/S0097807824701094](https://doi.org/10.1134/S0097807824701094)

Zuikova Yu.L., Shilova T.M. 2000. Geologic report, TED, TEO, TES. 27064. Compilation of consolidated aero-geophysical maps for the Ladoga-Onega area on a scale of 1:200,000 in 1995–2000. St. Petersburg: GP PGE. (In Russian)

Изменение облика подводных ландшафтов прибрежной зоны крупного пресноводного водоема под влиянием деятельности форелевого хозяйства на примере зал. Мусталахти Ладожского озера

Дудакова Д.С., Лапенков А.Е., Анохин В.М., Гузева А.В., Зарипова К.М.

Институт озерадения Российской академии наук – обособленное структурное подразделение Федерального государственного бюджетного учреждения науки «Санкт-Петербургский Федеральный исследовательский центр Российской академии наук», ул. Севастьянова, 9, Санкт-Петербург, 196105, Россия

АННОТАЦИЯ. В заливе Мусталахти Ладожского озера, используемом для размещения форелевых садков, проведено исследование структуры донных ландшафтов и трансформации поверхности дна под влиянием рыбоводного хозяйства. В целях получения полевого материала для картирования донных ландшафтов проводились гидроакустические исследования с гидролокатора бокового обзора (ГЛБО) SOLIX 10 SI MEGA CHIRP и фотовидеосъемка с подводного аппарата Limnoscout. Также осуществлялись стандартные седиментологические и биологические исследования дна. Выделение отдельных фациальных элементов проводилось с использованием морфометрических признаков (зоны глубинной дифференциации, уклоны дна в разных частях залива и элементы рельефа), сведений о характере донных отложений (тип донного осадка, состав наилка), по характерному облику поверхности дна и по донным биологическим сообществам (доминирующие группы бентоса, наличие/отсутствие макрофитов). В результате проведенных работ были получены батиметрическая и ландшафтная карты исследуемого залива, выделены характерные особенности отдельных ландшафтных фаций. Всего выделено 8 фаций. Было показано значительное негативное влияние форелевых садков на дно залива. Это подтверждается: 1. значительными изменениями во внешнем облике дна, обнаруживаемые по данным видеосъемки; 2. визуальными изменениями поверхности на акустических изображениях (сонограммах) с ГЛБО; 3. увеличением мощности донных осадков и повышенным накоплением органического вещества, доказанных съемками с эхолота и ранее проведенными нашей группой исследованиями химического состава грунтов в зоне садков. Согласно полученным данным, особенности котловины исследуемого залива, в частности, достаточно крутые борта и значительная площадь пологого участка с относительно большими глубинами (20-35 м), приводят к возникновению условий накопления антропогенно трансформированного осадка на участке, соответствующем площади посадочного пространства, и на удалении от него на первые десятки метров (зона до 100 м в диаметре вокруг каждого садка). **Заключение:** Использование ландшафтного подхода с использованием современных инструментов исследований, в частности акустической и подводной фотовидеосъемки, позволило дать пространственную оценку влияния форелевого хозяйства на состояние исследуемой части пресноводного водоема.

Ключевые слова: донные ландшафты, Ладожское озеро, садковые хозяйства, картирование, гидролокатор бокового обзора (ГЛБО), телеуправляемый необитаемый подводный аппарат ТНПА Limnoscout

Для цитирования: Дудакова Д.С., Лапенков А.Е., Анохин В.М., Гузева А.В., Зарипова К.М. Изменение облика подводных ландшафтов прибрежной зоны крупного пресноводного водоема под влиянием деятельности форелевого хозяйства на примере зал. Мусталахти Ладожского озера // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - С. 1503-1524. DOI: [10.31951/2658-3518-2024-A-6-1503](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2024-A-6-1503)

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: judina-d@yandex.ru (Д.С. Дудакова)

Поступила: 18 сентября 2024; **Принята:** 02 декабря 2024;

Опубликована online: 25 декабря 2024

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



1. Введение

В настоящее время одной из существенных проблем, связанных с негативными изменениями состояния окружающей среды, в частности, со стороны объектов аквакультуры, является загрязнение пресноводных водоемов органическим веществом и микроэлементами, что может вызывать изменение уровня трофии водоемов, отрицательно влиять на биологические сообщества, инициировать перестройки экосистем (Рыжков и др., 2011; Милянчук и др., 2019; Lapenkov et al., 2023; Дудакова и др., 2024; Guzeva et al., 2024; Zaripova et al., 2024). Изученность данного вопроса гораздо выше для морских объектов аквакультуры (Kalantzi and Karakassis, 2006; Rooney and Podemski, 2009; Villnäs et al., 2011; Farabi et al., 2022; Elvines et al., 2024).

Применяемые методы изучения подобного влияния, как правило, опираются на стандартные методы гидрохимических, гидробиологических, седиментологических исследований (Carroll et al., 2003; Lapenkov et al., 2023). Однако в настоящее время для целей картирования донных биотопов, количественной оценки запасов биологических ресурсов и изучения донных ландшафтов, а также выявления антропогенной трансформации дна водных объектов и пространственной оценки происходящих изменений, широко используются методы дистанционного зондирования, дополняющие традиционные (Fish and Carr, 1990; Quintino, 2003; Foster et al., 2009; Cochrane and Lafferty, 2002; Harris and Baker, 2012; Che Hasan et al., 2014). Среди последних одним из наиболее эффективных методов является гидроакустический, основанный на использовании классических однолучевых, а также многолучевых эхолотов и гидролокаторов бокового обзора (ГЛБО). В целом, использование многолучевых эхолотов и ГЛБО в области изучения объектов аквакультуры больше нацелено на наблюдение за рыбой в садках и оценку ее запасов (Kristmundsson et al., 2023; Ridgway et al., 2024). Вопрос его применения для оценки изменения состояния дна под

садками разработан недостаточно (Dougall and Black, 2001; Andrés, 2011).

Цель работы: оценка влияния объектов садковой аквакультуры на состояние подводных ландшафтов в крупном пресноводном водоеме с использованием современных методов дистанционного зондирования.

2. Материалы и методы

2.1. Район исследования

Исследования проводились в заливе Мусталаhti (в шхерах Якимварского залива) Ладожского озера недалеко от г. Лахденпохья (Рис. 1). Площадь залива составляет порядка 2.2 км², он вытянут в субмеридиональном направлении, общая протяженность составляет 2.4 км.

В данном заливе расположены объекты садкового форелевого хозяйства ООО «Акуловка». Согласно спутниковым снимкам, первые садки в бухте появились в 2011 г. В среднем изучаемое хозяйство производит 1000 тонн рыбы в год. Особенностью функционирования форелевых хозяйств является сезонное изменение интенсивности режима кормления, связанное с температурой воды. Зимой при низких температурах объем вносимого корма минимален, с наступлением весны и в течение лета увеличивается, к концу осени постепенно снижается. В августе во время самого активного сезона кормления общее поступление корма в садки составляет 6 – 10 тонн в сутки (Дудакова и др., 2024).

Даты проведения исследований: 01.03.2023, 06.07.2023 и 24-25.07.2024.

2.2. Методы исследования

Ландшафтные исследования дна акватории залива были основаны на эхолотировании, использовании подводной видеосъемки и акустического сканирования дна с применением гидролокатора

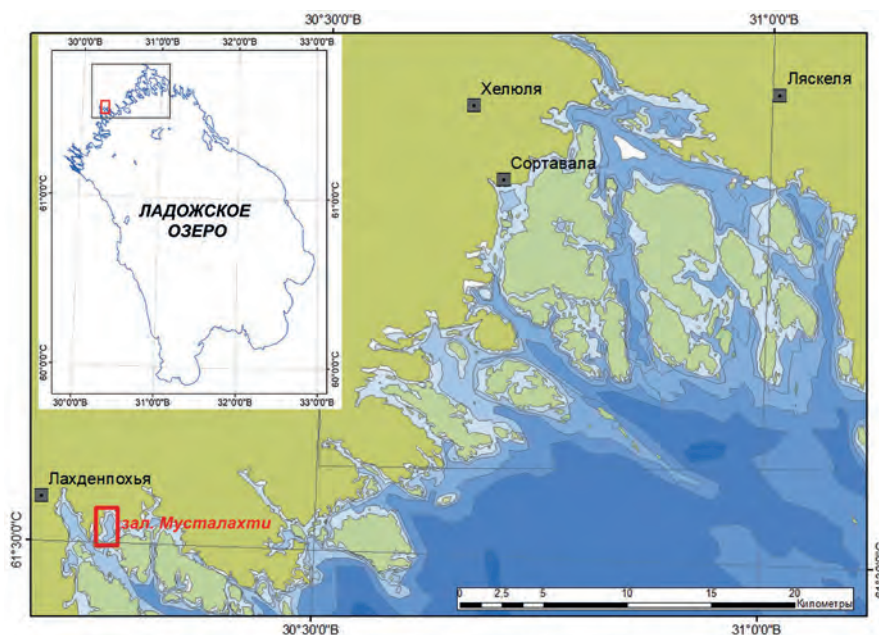


Рис.1. Расположение района проведения исследований (зал. Мусталаhti) в Ладожском озере.

бокового обзора (ГЛБО), а также донном пробоотбора для изучения донных отложений и биоты данного участка акватории.

Для целей выявления структуры подводного рельефа проводилось эхолотирование. Использован эхолот Hummingbird SOLIX 10 SI MEGA CHIRP. При прохождении серии галсов производилась цифровая запись глубин. Создание цифровой батиметрической модели по полученным цифровым данным проводилось с использованием программ Surfer 9 и Arc Map 10.5. Точки замеров глубин с координатной привязкой в системе WGS-84 снимались в таблицы Excel с показаний эхолота. Для извлечения координат нулевых глубин при построении батиметрической карты отрисовывались контуры береговой линии в Google Earth Pro, конвертировались через файл-KMZ в shp-файл и в ArcMAP извлекались в таблицы Excel координаты точек. Для более четкой картины при построении карт добавлены точки на суше с положительными гипсометрическими отметками. Суммарная выборка подвергалась анализу с целью выявления и отбраковки точек замеров эхолота, не согласующихся с общими закономерностями распределения, это единичные точки, которые, по-видимому, связаны с аномальными условиями работы прибора. Цифровая модель рельефа создавалась в виде раstra, применялся метод Natural neighbor. На основе цифровой растровой модели рельефа с помощью инструментов ГИС получены различные морфометрические схемы: угол наклона (Slope), направление (азимут) максимального уклона (Aspect), построены разрезы по профилям дна. Для более наглядной картины схемы создавались в прямоугольной системе координат Пулково, 1942, зона 6, для чего градусные географические координаты точек (x,y WGS-84) пересчитывались в метровые координаты. Трехмерные модели рельефа строились в программе Surfer 9.

Для подводной видеосъемки применялся телеуправляемый необитаемый подводный аппарат Limnoscout, разработанный для условий Ладожского озера (Дудакова и др., 2021). Его применение в исследованиях подводных ландшафтов Ладожского озера основано на проведении видеопрофилирования на участках дна длиной до 1 км с параллельной привязкой к глубинам и проходному треку. Осуществлялось пассивное протягивание подводного аппарата близко к поверхности дна (10-20 см) с использованием физического эффекта парения. Получаемые изображения имели ширину захвата изображения дна в кадрах порядка 50-100 см. Видеосъемка на участках, где расположены компоненты садковых установок, затруднена в связи с большим числом растяжек, тросов и якорных элементов (бетонные блоки) для фиксации садков. Соответственно, подход, используемый при обычных условиях видеопрофилирования при прямых проходах профилей, был модифицирован на видеосъемку на отдельных коротких отрезках на разных частях залива. В зоне садков съемка проводилась непосредственно с них прохождением камеры над дном с управлением с проходных площадок на садках.



Рис.2. Расположение станций отбора проб.

Для площадных съемок дна применялось акустическое сканирование с использованием гидролокатора бокового обзора (Hummingbird SOLIX 10 SI MEGA CHIRP). По данным акустических съемок получены серии сонограмм, на которых отображается изображение типов дна и отдельных объектов на нем. Анализ параллельных полос мозаик сонограмм (акустических профилей) позволяет выделять элементы на разных типах дна с пространственной привязкой и дает возможность проводить границы между отдельными ландшафтными единицами. Сонограммы для построения мозаик получены в режиме с отображением толщи воды, соответственно, это позволяло производить синхронную оценку изменения характера дна со сменой глубин. Использовались также данные об изменении мощности поверхностного слоя донного осадка, получаемые с помощью гидроакустической съемки с нижнего луча эхолота на низкочастотном режиме (455 мГц).

Основными критериями выделения фациальных границ в масштабах исследуемого залива были геоморфологический и седиментационный. Геоморфологические признаки анализировались на основании данных с полученной при батиметрической съемке цифровой модели рельефа дна. Рассчитывались параметры: уклон дна, экспозиция. Тип мягких донных осадков определялся при отборе их с использованием дночерпателя ДАК250. В период 2023-2024 гг. было исследовано 25 станций (Рис. 2). Проводилось визуальное обследование, описание и оценка мощности разных слоев донных осадков, а также типирование их по соот-

ношению фракций разной крупности при визуальной и органолептической оценке (Инструкция по..., 1995). Особое внимание уделялось мощности органического слоя, наблюдаемого в зоне воздействия садков. Данные по биологической части донных ландшафтов основаны на оценке состояния макрозообентоса по данным донного пробоотбора, проведенного 24.07.2024 (Рис. 2: станции с Б24_1 по Б24_21), а также сезонного пробоотбора, проведенного на четырех станциях в 2023 г. (Рис. 2: Станции Коко 3, 4', 5 и 6'). При сборе и обработке бентоса применялись стандартные принятые в гидробиологии методы (Методические рекомендации..., 1983). Отбор проб донных отложений на исследование зообентоса проводился с помощью коробчатого дночерпателя ДАК-250 (модификация Экмана-Берджи площадью захвата 1/40 м²). Для оценки роли отдельных таксонов в донных ландшафтах оценивалась структура сообщества и состав доминантного комплекса. Акустические данные по встречаемости и числу акустических сигналов от рыбы, полученные эхолотом, использовались для оценки распределения ихтиофауны в период проведения исследования. Поскольку активность и плотность ихтиофауны оказывает влияние на характер поверхности дна, эти характеристики также учитывались при оценке состояния донных ландшафтов по биологическим критериям.

При анализе комплекса признаков выделялись отдельные фации в структуре ландшафтов изучаемой части акватории, и, как итог, создана цифровая модель донных ландшафтов залива. С помощью этой модели проведена оценка площадей, занятых под различными фациями, рассчитана доля антропогенно измененной акватории.

3. Результаты и обсуждение

3.1. Особенности котловины залива

По построенной цифровой модели рельефа рассчитаны характеристики залива Мусталахти. Средняя глубина его составляет 12.9 м, максимальная – 36 м. Как можно видеть из полученной батиметрической карты, максимальные глубины смещены к южной открытой части залива (Рис. 3: А). И, несмотря на то, что в целом залив имеет субширотное простираие, имеется ряд осложняющих особенностей рельефа, выраженных в наличии поднятий в перпендикулярном направлении. Это связано с особенностями геологии участка (Рис. 4). В геологическом отношении участок сложен образованиями ихольской и кухминской толщ лахденпохского метаморфического комплекса (Госгеолкарта, 2015). В западной части залива залегает ихальская толща графит-биотовых гнейсов и диопсидовых скарнов, участок ее развития выделяется положительной аномалией Та по данным магниторазведки (Зуйкова и Шилова, 2000), что связано с вкрапленностью пирротина и магнетита. Магнитная восприимчивость пород, входящих в ихальскую толщу заметно выше, чем у пород кухминской толщ. На востоке залива в составе кухминской толщи преобладают мигматизированные гранат-биотитовые гнейсы, контакты метаморфических пород разных толщ тектонизированы. Углеродсодержащие гнейсы обнаруживают медно-полиметаллическую специализацию, что, наряду с фактором загрязнения от объектов рыбоводческих садков, возможно, объясняет наличие аномалий меди, цинка в донных отложениях залива, выявленных при обследовании донных отложений в районе форелевого хозяйства

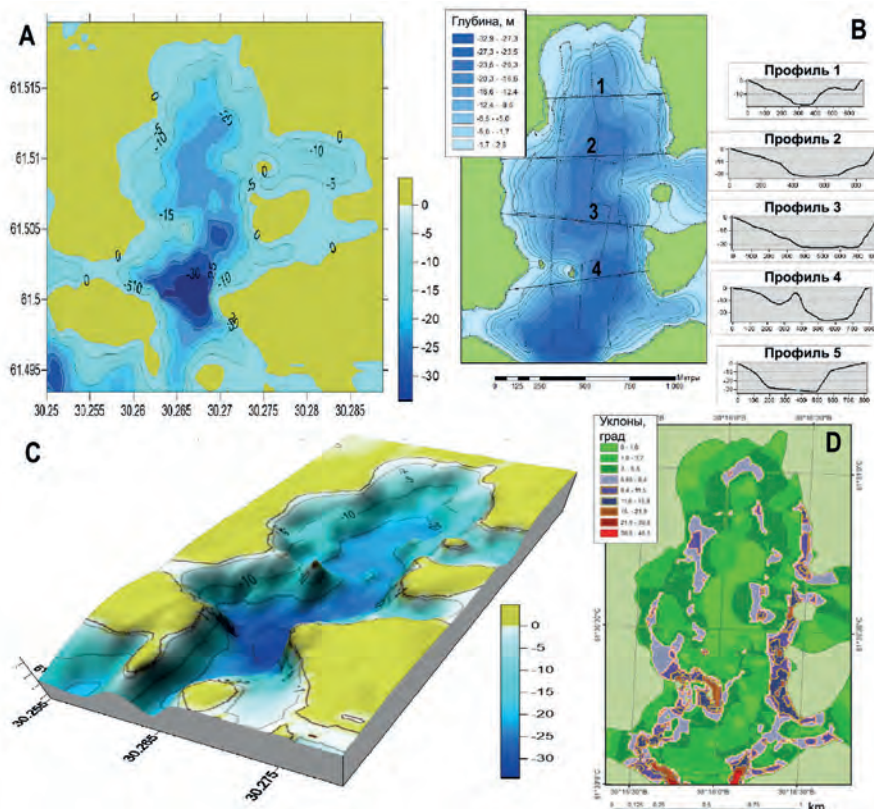


Рис.3. Батиметрическая карта залива Мусталахти, по данным эхолотных промеров: А – двухмерная батиметрическая карта; В – поперечные профили рельефа дна; С- трехмерная модель рельефа дна; D – карта уклонов дна.

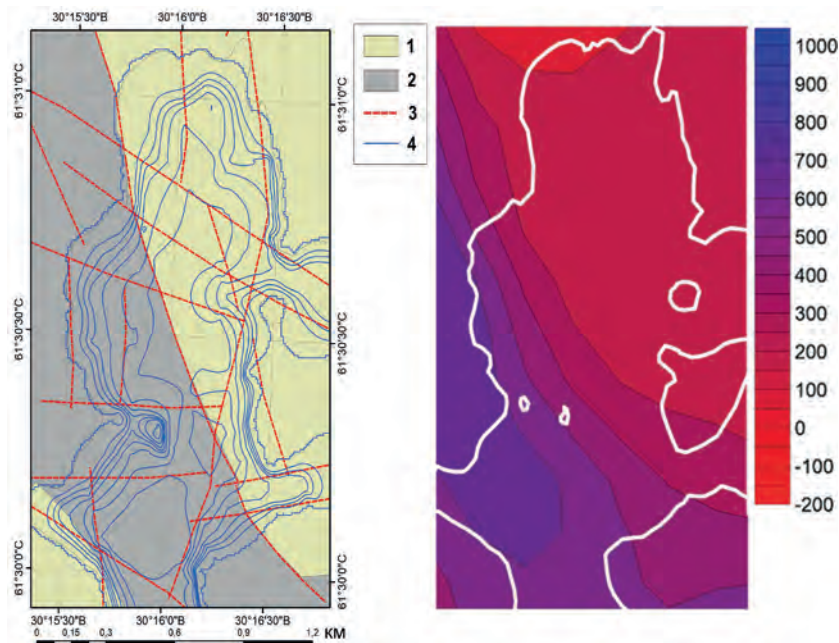


Рис.4. Геологическая схема участка и карта аномального магнитного поля (нТл) (оцифровано по данным: Зуйкова и Шилова, 2000; Госгеолкарта, 2015)

Примечание: 1. – Кухкинская толща – мигматизированные гранат-биотитовые гнейсы; 2 – Ихальская толща – графит-биотитовые гнейсы; 3. – Разломы; 4. – Изобаты.

бухты Мусталахти (Guzeva et al., 2024). Разрывные нарушения определяют мелкую блокировку разных частей залива и подчеркиваются крутыми склонами субмеридиональной и северо-восточной ориентировки (Рис. 4). В целом залив имеет корытообразную котловину с крутыми уклонами по бортам и достаточно выровненным плоским дном по центру (Рис. 3: Б). Западный борт более пологий по сравнению с восточным (Рис. 3: В). Важным элементом является поднятие дна субмеридионального направления в южной части. Это определяет затруднение водообмена с южнее расположенной частью акватории и влияет на распределение донных осадков. Восточный и западный борта котловины залива имеют значительные подъемы дна, препятствующие перемешиванию воды в бухте и перемещению донных осадков. Подводные поднятия препятствуют обмену осадочным материалом между отдельными котловинами, которые таким образом представляют своеобразные конечные седиментационные бассейны для локальных источников загрязнения.

3.2. Донные отложения и подводные ландшафты залива Мусталахти

В заливе Мусталахти выявлено пять разновидностей естественных рыхлых донных отложений: песок мелкозернистый, ил алевритовый, ил глинистый, ил глинистый с примесью алеврита, а также еще один тип, образующийся в результате антропогенной активности – усиленного попадания органического вещества: ил глинистый с примесью алеврита, с мощным слоем наилка, загрязненного органическим веществом (Рис. 5). Коренные породы слагают борта котловины и островные поднятия и проявляются до глубин 15-20 м. Основная площадь дна залива сложена глинистыми илами с примесью

алеврита (алевропелитами), как естественными, так и с увеличенным слоем осадка с высоким содержанием органического вещества.

Большая часть дна в заливе (как и во всем Ладожском озере) покрыта так называемым наилком – поверхностным слоем сильно обводненного осадка текучей консистенции мощностью 2-4 см. Обычно этот наилкок представлен алевритовым осадком с существенной примесью песчаных частиц. Примесь алеврита составляет 10-30%. Обычно содержит до 5 % мелкозернистого песка. Слой наилка находится в зоне аэрации и является зоной наиболее активной жизнедеятельности биоты. В принципе слой наилка можно сопоставить с почвенным слоем суши. В шхерной части Ладожского озера возраст наилка не превышает 10 лет, так как скорость осадконакопления варьирует от 1 до 2 мм в год (Семенович, 1966; Субетто и др., 2002). Под садками рыбного хозяйства и на некотором удалении от них наблюдаются аномально большие мощности наилка (до 18 см), зачастую насыщенного органическим веществом. Под слоем наилка на большей площади залива распространены глинистые илы с примесью алеврита. Обычно это осадок серого цвета с желтым оттенком, мягкий, вязкий, с некоторым уплотнением книзу, часто – с темными примазками органического вещества.

Песчаное дно не характерно для исследуемого участка акватории. В пробах с глубин до 3 м песок мелкозернистый выявлен только на двух станциях в юго-западной и юго-восточной части (Рис.4: Ст. Б24_15 и Б24_17). Данные акустической съемки подтвердили отсутствие обширных участков, сложенных песчаным грунтом. Также практически отсутствовал коллювий в основании скальных обнажений. Перекрытие неразрушенных скальных уступов рыхлыми осадками является характерной чертой всех прибрежных участков вдоль береговой

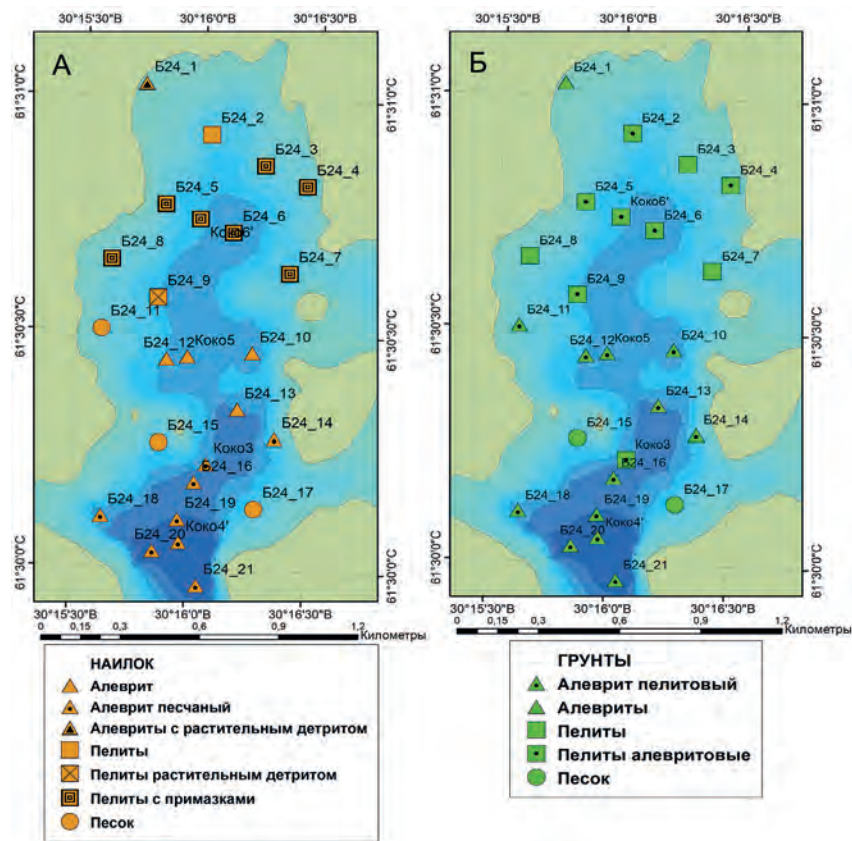


Рис.5. Распределение типов донных осадков по составу наилка (А) и основного осадка под наилком (Б) по акватории залива Мусталахти на исследованных станциях.

линии (Рис. 6). Коллювий отмечен лишь в районе юго-западного поднятия у подножия двух мелких островов.

Акустическая съемка (Рис.7) показала, что на участках с нетрансформированным донным осадком, сложенных в основном глинистыми илами с примесью алевроита, по глубине и наличию на поверхности древесного опада выделялись две зоны: одна - до глубины 5 м с повсеместно отме-

чаемыми затонувшими стволами деревьев (дополнительные элементы биотопов, увеличивающие пространственную сложность и биологическое разнообразие), вторая – ниже этих глубин с выровненным и «пустым» дном (Рис.8А).

Отдельной разновидностью поверхности дна выделялась поверхность с увеличенным слоем органического вещества. На низкочастотных акустических профилях отмечается увеличение мощ-

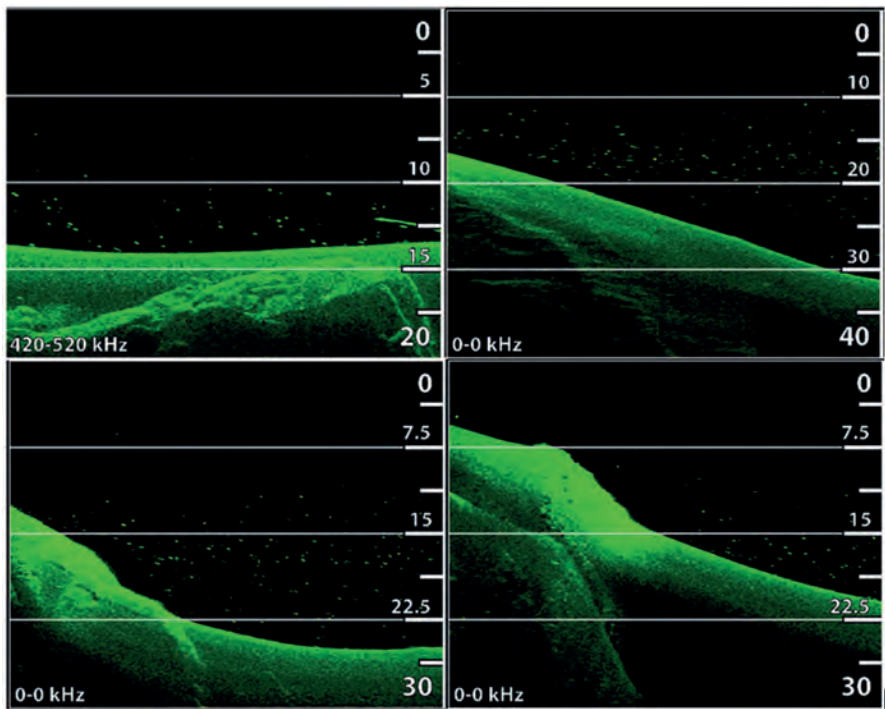


Рис.6. Граница коренных пород и рыхлых отложений по акустическим изображениям с высокочастотного нижнего луча эхолота с функцией ГЛБО.

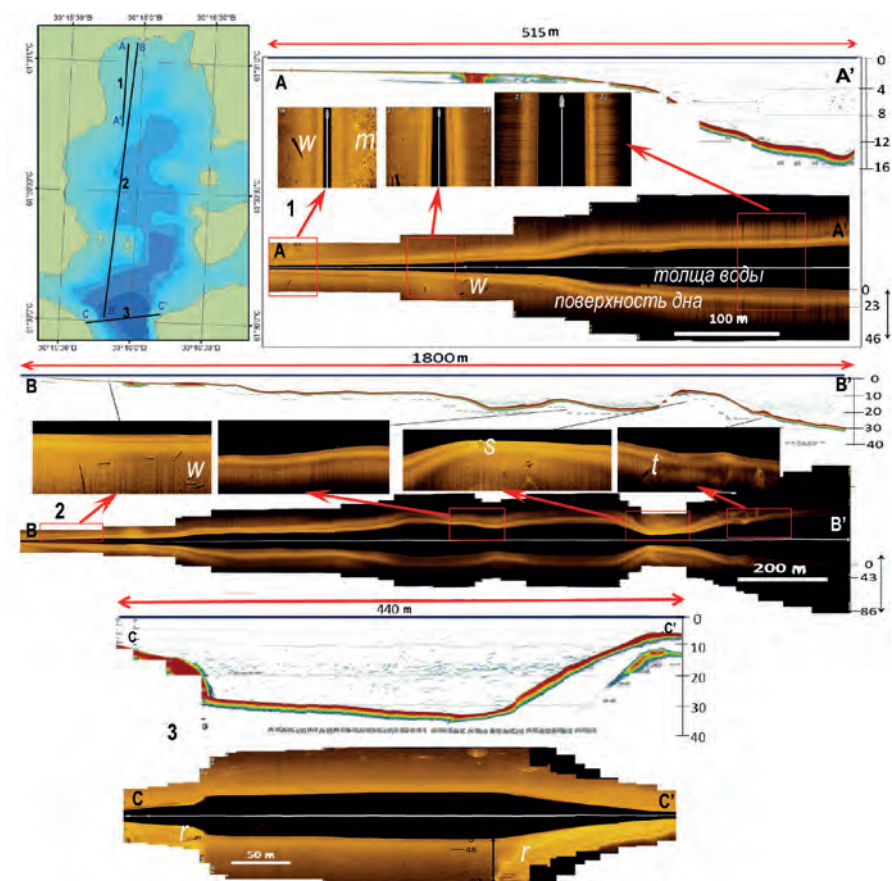


Рис.7. Зональность дна по акустическим профилям: с нижнего низкочастотного луча (1) и по мозаике с гидролокатора бокового обзора (2)

Примечание: w – затопленные деревья (flooded wood), m – заросли макрофитов (macrophytes), s – отдельные каменистые обломки (stones), t – осыпи (talus), r – подводные скальные обнажения (rocks).

ности мягкого грунта за счет повышенного накопления наилка, о чем было сказано выше. Ядрами таких «пятен» было пространство под садками. Акустическая съемка позволила оценить масштаб распределения такого типа грунтов. На сонограммах изображение имело более светлый тон (Рис. 9). Диаметр охвата дна для таких пятен составлял до 100 м от центра садка.

Комплекс проанализированных данных позволил построить ландшафтную карту (Рис. 10). Выделено восемь ландшафтных фаций в пределах исследуемого залива.

Заращение мелководий бухты макрофитами (Фация 1) выражено очень незначительно и отмечено в относительно значимом масштабе лишь в кутовой южной части бухты. Для зарослевых биотопов характерно более интенсивное развитие донной биоты и повышение видового разнообразия по сравнению с незаросшими участками акватории. В целом под данной фацией находится не более 4,5% площади дна залива.

Борта котловины, имеющие наиболее крутые уклоны (в основном в восточной части залива), представляют отдельный элемент ландшафтов изу-

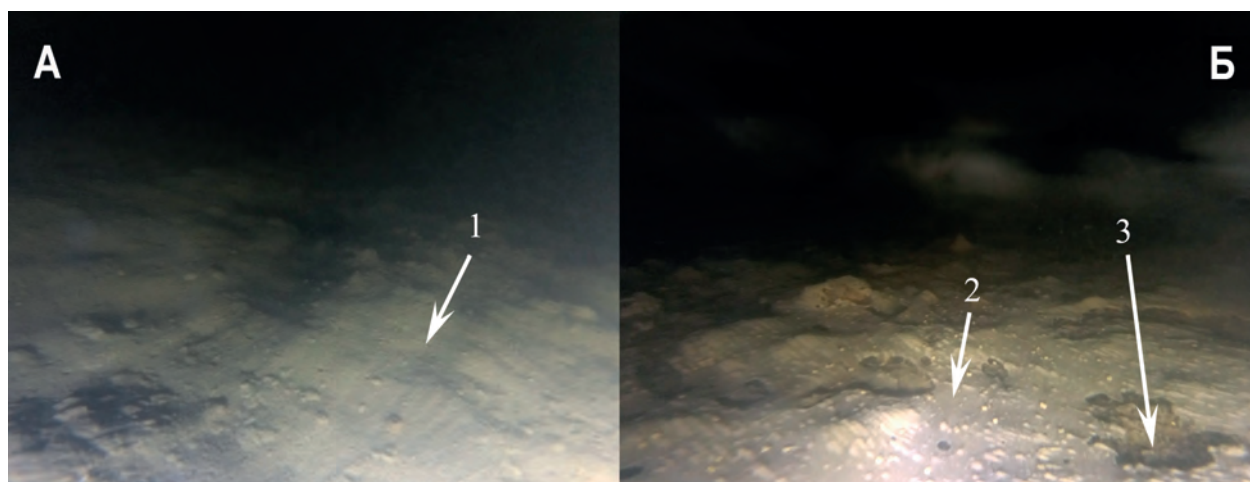


Рис.8. Характерный облик алевропелитового дна на глубинах ниже 5 м: А – нетрансформированный (1); Б – с высокой мощностью «органического» наилка (3) и бактериальной пленкой (2).

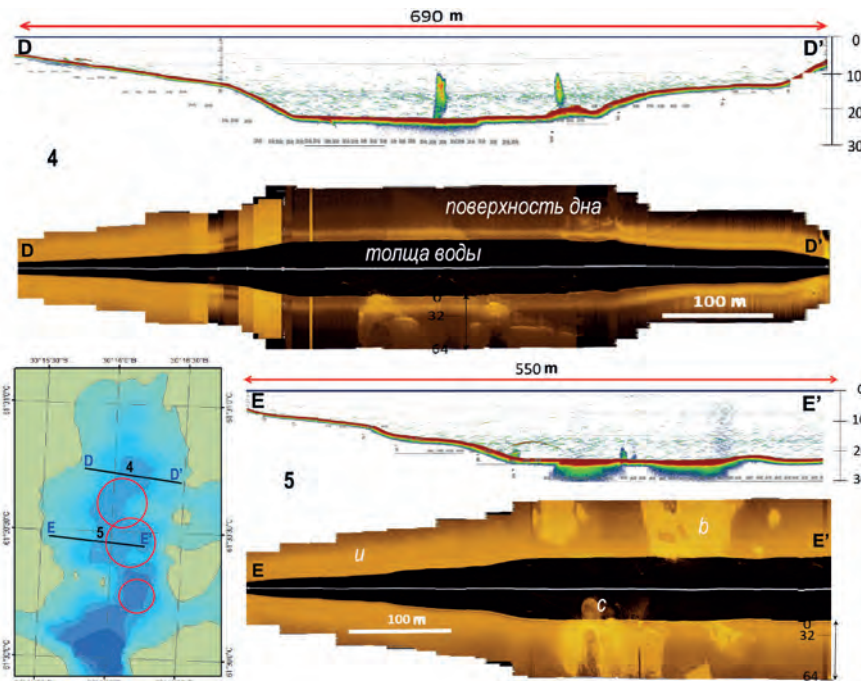


Рис.9. Акустические профили с участков в районе садков (зоны размещения садков показаны красным кругом)

Примечание: u – ненарушенные илы (undisturbed silts), b – илы с бактериальной пленкой (bacterial films), c – элементы садков в толще воды (cages).

чаемого участка акватории (Фация 2). Сложены коренными породами с небольшими перекрытиями мягкими осадками в понижениях. Для данной фации помимо эвритопных групп бентоса, встречающихся на мелководье (олигохеты, хирономиды, водные клещи, изоподы и амфиподы), характерно наличие зооперифитонных групп донных беспозвоночных, в частности губок и мшанок, ассоциированных с твердым субстратом; присутствие гастропод. Расчетная доля Фации 2 – 15% общей площади.

Для мелководья до 5 м глубины в западной более пологой части залива (Фация 3) выявлено дно, сложенное разнотипными грунтами (пески, ил алевритовый, ил глинистый, ил глинистый с примесью алеврита), что увеличивает мозаичность биотопов, формирующихся в пределах данной фации. Пространственная сложность поверхности дна увеличена за счет древесных стволов, затопленных на этих глубинах. Развитие донной биоты характеризуется относительно высокими количественными показателями. В состав доминирующих таксонов входят группы, приуроченные к литоральной зоне (крупные двустворчатые моллюски, ручейники), а также эвритопные таксоны (олигохеты, личинки хирономид). Доля фации 3 составляет порядка 10% от общей площади залива.

Пониженная часть котловины с более пологими уклонами и выполаживающаяся в равнину на глубинах 20-30 м ниже глубин 5 м, сложенная илом глинистым с примесью алеврита, имела более однородное состояние донной поверхности, меньшую мозаичность условий. Однако в связи с деятельностью форелевого хозяйства и различиях в поступлении и накоплении дополнительных потоков повышенного органического вещества (с оседающими кормами и фекалиями рыб) дно под садками и в непосредственной близости от них по сравнению

с дном вне садков имело значительные различия. В итоге было выделено две отдельные фации – нетрансформированного дна глубоководной части залива (Фация 4) и дно, трансформированное антропогенно, с увеличенным осадконакоплением и содержанием органического вещества (Фация 5). Биота на глубинах ближе к 20-30 м представлена, главным образом, олигохетами, хирономидами, амфиподами, мизидами. Под садками в некоторые сезоны года отмечается развитие бактериальной пленки, что служит препятствием для формирования бентосного сообщества. Характерно, что при интенсивном ее развитии отмечалось отсутствие бентосных организмов или их чрезвычайно скудное присутствие. В целом для фации антропогенно измененного дна для биоты отмечено упрощение структуры сообщества и сокращение видового разнообразия. Так, согласно полученным нами данным, число видов мейзообентоса под садками (Фация V) было более чем в 3 раза меньше по сравнению с дном, незатронутым прямым влиянием садков (17 и 5 видов, соответственно). Для макрозообентоса ситуация была еще более критичной: если на нетрансформированных грунтах на глубинах 5-30 м (Фация IV) встречено 11 видов макрозообентоса из четырех таксономических групп (Oligochaeta, Chironomidae, Crustacea и Ceratopogonidae), то под садками в период проведения исследования организмы макрозообентоса отсутствовали.

Также следует отметить, что происходило снижение численности и биомассы бентосных организмов. Так, для мейобентоса отмечено соответствующее снижение этих показателей в 4,4 и в 1,6 раза в районе садков по сравнению с фацией ненарушенных грунтов. А если проводить сравнение с мелководной зоной до 5 метровой изобаты, то эти изменения были еще более существенными: чис-

ленность была ниже в 37,7, биомасса – в 7,7 раза. При этом отмечено, что концентрация представителей естественной ихтиофауны, согласно данным акустической съемки, в заливе повышается именно вблизи садков. В дневное время в июле 2024 г. наибольшее концентрирование рыбы было приурочено к слою на 12-20 м глубине. В целом Фация 4 занимает наибольшую часть площади – 58%, антропогенно измененное дно (Фация 5) – порядка 9,5%. И, вероятно, локализация и площадь последней может изменяться в зависимости от расположения садков, их перемещения, и быть связанной с интенсивностью нагрузки и скоростью рассеивания органического вещества при исчезновении поступления свежего загрязнения при переносе садков в другое место. Отрицательное влияние загрязнителей от фермерских хозяйств сказывается на всей экосистеме водоема в связи с наличием трофических связей между отдельными ее компонентами. Подобные эффекты подтверждены для морских экосистем (Elvines et al., 2024). Для них было выявлено, что воздействие на бентос приводит к тому, что органические питательные вещества, содержащиеся в несъеденных кормах и рыбных отходах, скапливаются на дне водоема и разлагаются недостаточно быстро, чтобы происходило их биоразложение и трансформация внутри экосистемы. Это приводит к появлению токсического эффекта для биоты и ее угнетению. На фермах, расположенных над дном в районах с высокой проточностью, накопление отходов маловероятно. В таких условиях попадающие в водоем отходы деятельности хозяйства рассеиваются за пределами территории, прилегающей к ферме, подвергаются аэробному разложению и усваиваются донными организмами. И, наоборот, в местах слабопроточных, как правило, отходы скапливаются (Brooks et al., 2003). Ситуация на исследованном нами участке пресноводного водоема близка ко второму варианту.

Помимо основных фаций выделено еще три разновидности ландшафтных единиц того же уровня, занимающие незначительную площадь, однако отличающиеся от других фаций по характеру поверхности, типу осадка или роли гидродинамического воздействия. Акустическая съемка выявила два участка с отличающимися характеристиками дна (суммарно занимают не более 1,8% общей площади залива), где, предположительно, ранее были расположены садки (Фация 6 – переходная между Фациями 4 и 5). Последнее отражается на состоянии поверхности дна, что, в частности, доказывается увеличением мощности верхнего слоя дна на акустических изображениях, изменением формы поверхностных объектов и цветовой насыщенности на сонограммах с локатора бокового обзора.

Сложность рельефа залива определила наличие участков с узкими проливами, где гидродинамическая активность выше. На этих участках отмечено повышение неровности поверхности дна на акустических съемках, видеосъемка также указала на повышенную мутность воды у дна. В связи с этим дно пролива в юго-западной части залива Мусталахти было выделено в отдельную ландшафтную фацию (Фация 7), занимающую небольшую площадь (1,6%). В основании коренного поднятия в западной части залива выявлен коллювий. Повышение сложности пространства за счет обломков разной крупности и заполнение пространства между ними мягкими отложениями создает комплекс, отличающийся от других мест. Этот небольшой участок (0,1% от общей площади) выделен также в отдельную фацию (Фация 8).

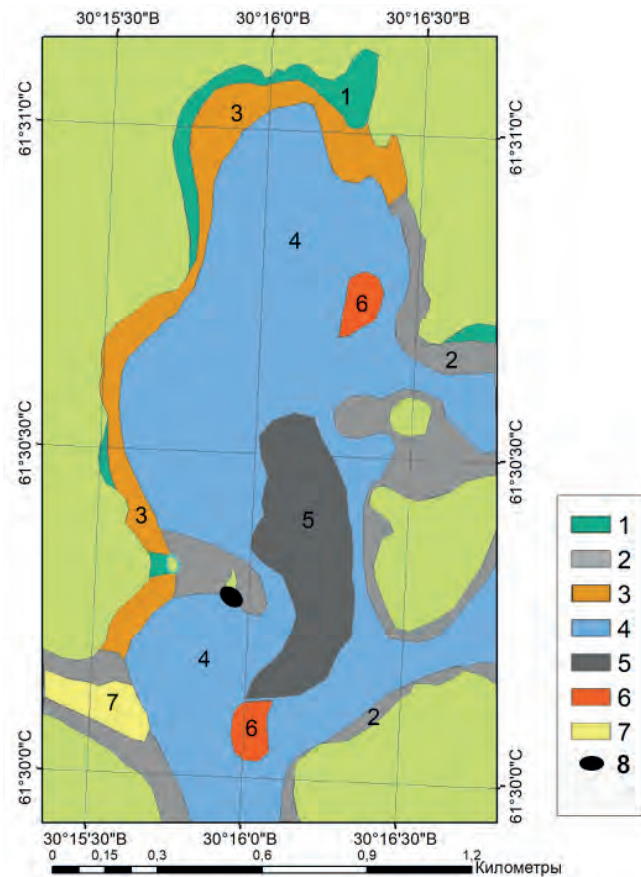


Рис.10. Ландшафтные фации бухты Мустасаари

Примечание:

1. Заросли макрофитов – до 3 м;
2. Скальные выходы, открытые в минимальных глубинах, занесенные тонким слоем наносов на глубине от 0 до 15 м);
3. Прибрежные участки до глубин около 5 м с мягкими илами и часто встречающимися древесными стволами на поверхности;
4. Ненарушенные илы от 5 до 30 м;
5. Дно в зоне влияния садков с участками покрытыми бактериальной пленкой; h от 20 до 27 м;
6. Участки дна с измененной поверхностью от факторов непонятного происхождения (возможно, места, где локализовались старые садки) с h 19-20 и 32-33 м;
7. Взрыхленное дно в проливе между островами на 21-22 м;
8. Коллювий в основании открытых скальных выходов на 5-9 и 21-22 м.

шафтную фацию (Фация 7), занимающую небольшую площадь (1,6%). В основании коренного поднятия в западной части залива выявлен коллювий. Повышение сложности пространства за счет обломков разной крупности и заполнение пространства между ними мягкими отложениями создает комплекс, отличающийся от других мест. Этот небольшой участок (0,1% от общей площади) выделен также в отдельную фацию (Фация 8).

Обсуждая полученные данные, стоит отметить следующее. Классически для исследований влияния объектов аквакультуры используют различные методы мониторинга при выявлении воздействия на окружающую среду, которые различаются по стоимости и требуемым знаниям: (1) визуальные исследования дайверов, (2) анализ фауны, (3)

анализ химического состава донных отложений и (4) фотофиксация профиля донных отложений (Sediment Profile Imagery SPI). Результаты показывают, что все методы согласованы в общей “зоне воздействия” под садками и непосредственно рядом с ними. Однако каждый из методов отличался своей чувствительностью при обнаружении более тонких воздействий на больших расстояниях от садков (Carroll et al., 2003). В нашем случае дополнительным значимым методом из арсенала ландшафтных методов был метод гидроакустической съемки дна и характера его поверхности при «боковом» сканировании. Для пространственных оценок, этот метод, как представляется нами, показывает себя очень перспективным и точным. Это предположение требует верификации и проведения дальнейших работ.

4. Заключение

Использование ландшафтного подхода с его спектром исследований позволило комплексно объединить несколько методов и использовать данные дистанционного зондирования, что в целом представляет собой новый подход к изучению влияния рыбоводных хозяйств на состояние водоема, практически не использовавшийся ранее для пресноводных водоемов.

Полученные данные показали, что применение ландшафтного подхода со всем комплексом современных дистанционных методов, позволяет по-новому взглянуть на проблему антропогенного влияния на окружающую среду деятельности объектов аквакультуры. Исследования, проведенные в зоне воздействия форелевого хозяйства, показали, что последнее вносит свой значительный вклад в изменение состава донных ландшафтов. На примере изученного объекта, площадь дна, занятая антропогенно-измененным ландшафтом, может занимать достаточно обширную долю площади участка водоема, где располагаются садки. С учетом структурных и материально-энергетических взаимосвязей следует учитывать возможность трансформирующего влияния данного элемента ландшафта на весь залив в целом. Поднимаемый вопрос требует дальнейшего изучения.

Благодарности

Авторы выражают искреннюю признательность директору Санкт-Петербургского Научного центра РАН М.И. Орловой и СПбНЦ РАН за предоставленное оборудование, использованного при проведении данных работ (гидролокатор бокового обзора ГЛБО SOLIX 10), ведущему геологу ООО «Кивиярви» С.Н. Юдину за составление геологической схемы участка, оцифровку и интерпретацию геологических и геофизических данных, а также ведущему инженеру Лаб. гидробиологии ИНОЗ РАН–СПбФИЦ РАН М.О. Дудакову за неоценимое содействие в проведении полевого этапа настоящего исследования, в т.ч. помощь в подготовке оборудования, отборе донных отложений и проведении видеосъемки дна.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии у них конфликта интересов.

Соблюдение этических норм

Все применимые этические нормы соблюдены.

Финансирование

Исследование выполнено за счёт средств гранта РНФ 23-24-00202 «Сезонная динамика геохимических характеристик донных отложений и биологических сообществ природных водоемов в зоне влияния садковых форелевых хозяйств».

Список литературы

- Andrés J. 2011. Use of side scan sonar (SSS) in the management of fisheries and aquaculture: Examples of application in Andalusia, Spain. *Instrumentation Viewpoint* 11: 76.
- Brooks K.M., Stierns A.R., Mahnken C.V.W. et al. 2003. Chemical and biological remediation of the benthos near Atlantic salmon farms. *Aquaculture* 219(1): 355-377. DOI: [10.1016/S0044-8486\(02\)00528-8](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(02)00528-8)
- Carroll M.L., Cochran S., Fiebel R. et al. 2003. Organic enrichment of sediments from salmon farming in Norway: environmental factors, management practices, and monitoring techniques. *Aquaculture* 226(1): 165-180. DOI: [10.1016/S0044-8486\(03\)00475-7](https://doi.org/10.1016/S0044-8486(03)00475-7)
- Che Hasan R., Ierodiaconou D., Laurenson L. et al. 2014. Integrating multibeam backscatter angular response, mosaic and bathymetry data for benthic habitat mapping. *PLOS ONE* 9(5): e97339. DOI: [10.1371/journal.pone.0097339](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097339)
- Cochrane G.R., Lafferty K.D. 2002. Use of acoustic classification of side-scan sonar data for mapping benthic habitat in the Northern Channel Islands, California. *Continental Shelf Research* 22(5): 683-690. DOI: [10.1016/S0278-4343\(01\)00089-9](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(01)00089-9)
- Dougall N., Black K. 2001. Determining sediment properties around a marine cage farm using acoustic ground discrimination: RoxAnnTM. *Aquaculture Research* 30(6): 451-458. DOI: [10.1046/j.1365-2109.1999.00351.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2109.1999.00351.x)
- Elvines D.M., MacLeod C.K., Ross D.J. et al. 2024. Fate and effects of fish farm organic waste in marine systems: Advances in understanding using biochemical approaches with implications for environmental management. *Reviews in aquaculture* 16(36): 66-85. DOI: [10.1111/raq.12821](https://doi.org/10.1111/raq.12821)
- Farabi S.M.V., Golaghaei M., Sharifian M. et al. 2022. Effects of rainbow trout farming on water quality around the sea farms in the south of the Caspian Sea. *Caspian Journal of Environmental Sciences* 20(4): 729-737. DOI: [10.22124/CJES.2022.5725](https://doi.org/10.22124/CJES.2022.5725)
- Fish J.P., Carr H.A. 1990. Sound underwater images. A guide to the generation and interpretation of side-scan sonar data. Orleans: Lower Cape Publishing.
- Foster G., Walker B.K., Riegl B.M. 2009. Interpretation of Single-Beam Acoustic Backscatter Using Lidar-Derived Topographic Complexity and Benthic Habitat Classifications in a Coral Reef Environment. *Journal of Coastal Research* 53(6): 16-26. DOI: [10.2112/SI53-003.1](https://doi.org/10.2112/SI53-003.1)
- Guzeva A., Lapenkov A., Zaripova K. et al. 2024. Heavy Metal Accumulation in Lake Sediments in the Impact Zone of Trout Cage Farm. *Journal of fisheries and environment* 48(1): 136-147. DOI: [10.34044/j.jfe.2024.48.1.12](https://doi.org/10.34044/j.jfe.2024.48.1.12)

- Harris P.T., Baker E.K. 2012. Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat: GEOHAB Atlas of Seafloor Geomorphologic Features and Benthic Habitats – Synthesis and Lessons Learned. In: Harris P.T., Baker E.K. (Eds.), GEOHAB Atlas of Seafloor Geomorphologic Features and Benthic Habitats. 1st edition. Cambridge, pp. 871-890. DOI: [10.1016/B978-0-12-814960-7.00060-9](https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814960-7.00060-9)
- Kalantzi I., Karakassis I. 2006. Benthic impacts of fish farming: Meta-analysis of community and geochemical data. *Marine pollution bulletin* 52(5): 484-493. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2005.09.034](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.09.034)
- Kristmundsson J., Patursson O., Potter J. et al. 2023. Fish Monitoring in Aquaculture Using Multibeam Echosounders and Machine Learning. *IEEE Access* 99: 1-1. DOI: [10.1109/ACCESS.2023.3320949](https://doi.org/10.1109/ACCESS.2023.3320949)
- Lapenkov A., Guzeva A., Zaripova K. et al. 2023. The seasonal dynamics of geochemical characteristics of sediments in the impact zone of the fish farm (Lake Ladoga, Russia). *Aquaculture and Fisheries* 8(1): 654-660. DOI: [10.1016/j.aaf.2022.09.003](https://doi.org/10.1016/j.aaf.2022.09.003)
- Quintino V. 2003. Benthic biotopes remote sensing using acoustics. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 285-286(4): 339-353. DOI: [10.1016/S0022-0981\(02\)00536-1](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(02)00536-1)
- Ridgway J.L., Madsen J.A., Fischer J.R. et al. 2024. Side-scan sonar as a tool for measuring fish populations: current state of the science and future directions. *Fisheries* 49(10): 449-500. DOI: [10.1002/fsh.11137](https://doi.org/10.1002/fsh.11137)
- Rooney R.C., Podemski C.L. 2009. Effects of an experimental rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) farm on invertebrate community composition. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 66(11): 1949-1964. DOI: [10.1139/F09-130](https://doi.org/10.1139/F09-130)
- Villnäs A., Perus J., Bonsdorff E. 2011. Structural and functional shifts in zoobenthos induced by organic enrichment — Implications for community recovery potential. *Journal of Sea Research* 65(1): 8-18. DOI: [10.1016/j.seares.2010.06.004](https://doi.org/10.1016/j.seares.2010.06.004)
- Zaripova K.M., Lapenkov A.E., Guzeva A.V. 2024. Spatio-Temporal Dynamics of Biogenic Element Accumulation in Bottom Sediments in the Impact Zone of Trout Farming (Lake Ladoga) *Water Resour* 51: 836–843. DOI: [10.1134/S0097807824701094](https://doi.org/10.1134/S0097807824701094)
- Госгеолкарта-200. Листы Р-35-XXIV, Р-36-ХГеоморфологическая схема IX.. Третье поколение Балтийская серия ие.. 2015. СПб: Картфабрика ВСЕГЕИ.
- Дудакова Д.С., Анохин В.М., Поздняков Ш.Р. и др. 2021. Подводные ландшафты островов Мантсинсаари и Лункулансаари в зоне рифейских поднятий в восточной части Ладожского озера. *Известия Российской академии наук. Серия географическая* 85(3): 433-445. DOI: [10.31857/S2587556621030043](https://doi.org/10.31857/S2587556621030043)
- Дудакова Д.С., Капустина Л.Л., Митрукова Г.Г. и др. 2024. Состояние планктонных и бентосных сообществ шхерного района Ладожского озера вблизи садковых рыбоводных хозяйств. *Труды ВНИРО* 196: 163-178. DOI: [10.36038/2307-3497-2024-196-163-178](https://doi.org/10.36038/2307-3497-2024-196-163-178)
- Зуйкова Ю.Л., Шилова Т.М. 2000. Геологический отчет, ТЭД, ТЭО, ТЭС. 27064. Составление сводных аэро-геофизических карт на Ладожско-Онежскую площадь в масштабе 1:200000 в 1995-2000 годах. СПб: ГП ПГЭ.
- Инструкция по организации и проведению геологической съемки шельфа масштаба 1:200000 (ГСШ-200). 1995. Утв. Роскомнедра 17.06.94. Москва; Санкт-Петербург: ВСЕГЕИ.
- Методические рекомендации по сбору и обработке материалов при гидробиологических исследованиях. 1983. Зообентос и его продукция. Ленинград: ГосНИОРХ.
- Милянчук Н.П., Ильмаст Н.В., Стерлигова О.П. и др. 2019. Рыбное население Сямозера в районе форелевого хозяйства. *Труды Карельского научного центра РАН* 11: 42–49.
- Рыжков Л.П., Дзюбук И.М., Горохов А.В. и др. 2011. Состояние водной среды и биоты при функционировании садковых форелевых хозяйств. *Водные ресурсы* 38(2): 244-252. DOI: [10.1134/S0097807811020138](https://doi.org/10.1134/S0097807811020138)
- Семенович Н.И. 1966. Донные отложения Ладожского озера. Москва; Ленинград: Наука.
- Субетто Д.А., Игнатьева Н.В., Давыдова Н.Н. и др. 2002. Донные отложения и их роль в оценке эволюции Ладожского озера. В: Румянцев В.А., Дробкова В.Г. (ред.), *Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее*. Санкт-Петербург, С. 122-164.

Peculiarities of the chemical composition of the snow cover in the northern basin of Lake Baikal



Chebunina N.S., Lutskin E.S., Sakirko M.V., Netsvetaeva O.G.

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

ABSTRACT. This article presents the 2023 data on the snow cover in the northern basin of Lake Baikal. We estimated the spatial distribution of the main chemical elements in the snow cover. The high relative concentration of nitrates and hydrogen ions was a characteristic of the ionic composition of snowmelt water in comparison with the industrial areas of the Baikal region. We calculated the accumulation of major ions and biogenic elements in the snow cover. A comparative analysis of the obtained experimental data with regional background values and results of the similar previous studies revealed a trend towards a decrease in mineralization and an increase in the acidity of snow melt waters over the past 11 years. Low values of the total amount of ions and pH in the snow cover of some areas of the northern basin of Lake Baikal allowed us to classify them as a background for the entire Baikal region.

Keywords: snow cover, chemical composition, pH, major ions, biogenic elements, northern basin of Lake Baikal

For citation: Chebunina N.S., Lutskin E.S., Sakirko M.V., Netsvetaeva O.G. Peculiarities of the chemical composition of the snow cover in the northern basin of Lake Baikal // *Limnology and Freshwater Biology*. 2024. - № 6. - P. 1525-1545. DOI: [10.31951/2658-3518-2024-A-6-1525](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2024-A-6-1525)

1. Introduction

The use of snow cover as a study object for the ecological and geochemical characterization of areas with different anthropogenic pressures has recently become increasingly relevant (Wang et al., 2018; Thapa et al., 2020; Szumińska et al., 2021; Shen et al., 2023). Such a trend is due to the simplicity and accessibility of the snow cover sampling process, its high sorption capacity to accumulate pollutants from the air through dry and wet deposition, and the possibility of assessing air pollution level over several winter months. Melted snow can affect the state of soil, changing its acidity, and contribute to eutrophication of water bodies. The study of the chemical composition of precipitation in the Baikal region is of particular importance because this area allocates the unique Lake Baikal, a source of clean drinking water of global importance.

In the early 1950s, K.K. Votintsev (1954) conducted the first studies on the chemical composition of precipitation in the Baikal region. Since 1962, the Irkutsk Hydrometeorological Service has carried out monitoring at five stations. Between the 1970 and 1980s, studies focused on changes in the chemical composition of precipitation caused by an increase in overall air pollution from various industrial facili-

ties (Votintsev and Khodzher, 1981; Khodzher, 1983; Valikova et al., 1985). Since the early 1990s, much attention has been paid to the precipitation acidity due to the launch of new enterprises in the region (Obolkin and Khodzher, 1990; Ermakova, 1998; Urbanavichene et al., 1998).

In recent decades, snow in the Southern Baikal region has been extensively studied. The isotopic and elemental composition of the snow was determined in the Irkutsk city, the Listvyanka settlement, and on the shore of Lake Baikal (Chizhova et al., 2015; Chebykin et al., 2018; Onishchuk et al., 2023). The pollution level of snow at Lake Baikal with petroleum products (Belozertseva et al., 2018; Yanchuk, 2018), polycyclic aromatic hydrocarbons (Marinaite, 2005; Afonina, 2024), and polychlorinated biphenyls (Mamontov et al., 2006; Nikonova and Gorshkov, 2007) was assessed. The macrocomponent composition of snowmelt water was determined in the southern basin of Lake Baikal (Sorokovikova et al., 2004; Tomberg et al., 2016; Vorobjeva et al., 2016; Paradina et al., 2016) and on the southwest coast of the lake (Yanchuk, 2020). The influence of large industrial centers in the south of the Irkutsk Region and the Republic of Buryatia on the snow pollution in the Baikal region was analyzed (Obolkin et al., 2016; Molozhnikova et al., 2022). As shown by

*Corresponding author.

E-mail address: nchebun@lin.irk.ru (N.S. Chebunina)

Received: November 25, 2024; **Accepted:** December 20, 2024;
Available online: December 25, 2024

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



previous studies, the atmosphere of the Southern Baikal region is experiencing a tangible anthropogenic pressure. For instance, in 2022, air emissions from thermal power plants of the Irkutsk Region amounted to 270.4 thousand tons (State Report..., 2023).

The assessment of the degree of anthropogenic impact on the unique natural environment of Lake Baikal requires the study of the chemical composition of snow not only in areas with developed industry but also in non-industrial background area, the ecosystem of which is particularly sensitive to any negative impact. Precipitation in the Baikal Nature Reserve located on the southeast coast of Lake Baikal was studied in sufficient detail (Ermakova, 1998; Urbanavichene et al., 1998; Netsvetaeva et al., 2004; Molozhnikova et al., 2023a). The geochemical characteristics of the snow in the Northern Baikal region, which experiences less impact of human economic activity than the Southern Baikal region, were studied to a lesser extent (Khodzher, 1987; Belozertseva et al., 2018; Netsvetaeva et al., 2020; Belozertseva et al., 2023).

The Northern Baikal region is situated in the territory of the Irkutsk Region and the Republic of Buryatia. The climate in the Northern Baikal region is sharply continental. Based on the Nizhneangarsk weather station data, the average annual precipitation is ~353 mm. The highest amount of precipitation for the study period of 2022-2023 was recorded in January (35 mm). February was the least snowy month (6 mm). Northwesternly wind direction prevailed (Chronicle..., 2022; Weather..., 2022). The Severobaikalsk town and the Nizhneangarsk settlement are the largest populated areas, with a population of ~23 and 15 thousand people, respectively (All-Russian Census..., 2020). The main stationary sources of air pollution in Severobaikalsk include thermal power and industrial enterprises, automobile and rail transport, etc. In 2023, total emissions of pollutants from the stationary sources in Severobaikalsk amounted to 3.9 thousand tons (State Report..., 2024).

This study aimed to investigate the peculiarities of the chemical composition of the snow in the northern basin of Lake Baikal and to assess the accumulation level of major ions and biogenic elements in snow during the modern period.

2. Materials and methods

Snow surveys were carried out to assess the ecological state of the air in the northern basin of Lake Baikal and the number of pollutants entering the underlying surface in the cold season of 2022-2023 (from November to March) during the maximum snowfall accumulation in the Baikal region. Stable snow cover in this area formed in mid-November, 2022. Snow surveys were carried out from 8 to 12 March 2023. Sampling in the northern basin of Lake Baikal was carried out in the basin of the tributaries on the north and northwest coasts of Lake Baikal at the following sites (stations): the Upper Angara (stations 23 and 24), Kichera (station 21), Kholodnaya (station 22), and Tyta (station 14) rivers, Severobaikalsk (station 13), from the lake ice near the Kichera gap (stations 19 and 20), taiga zone along the 25N-152 Magistralny-Okunaiskiy and 25K-258 Ust-Kut-Severobaikalsk highways (stations 1-11) (hereinafter referred to as the Zhigalovo-Severobaikalsk highway). To exclude the influence of road dust and vehicle exhaust gases, sampling was carried out at a distance of 100-200 m from the roads. Moreover, on 20-28 February 2023, snow was sampled in other areas of the Baikal region, with no large industrial enterprises: on the southwest coast of Lake Baikal, in the Listvyanka settlement (stations 26 and 27), the southeast coast of the lake, in the basin of the Snezhnaya, Pereyomnaya, Khara-Murin, Solzan and Utulik rivers (stations 36-41), and in the forest along the 25N-209 Irkutsk - Listvyanka highway (stations 28-35) (Fig. 1).

To compare the obtained materials, data on the chemical composition of snow sampled in 2012, 2015, and 2020 at the same stations of the northern basin of

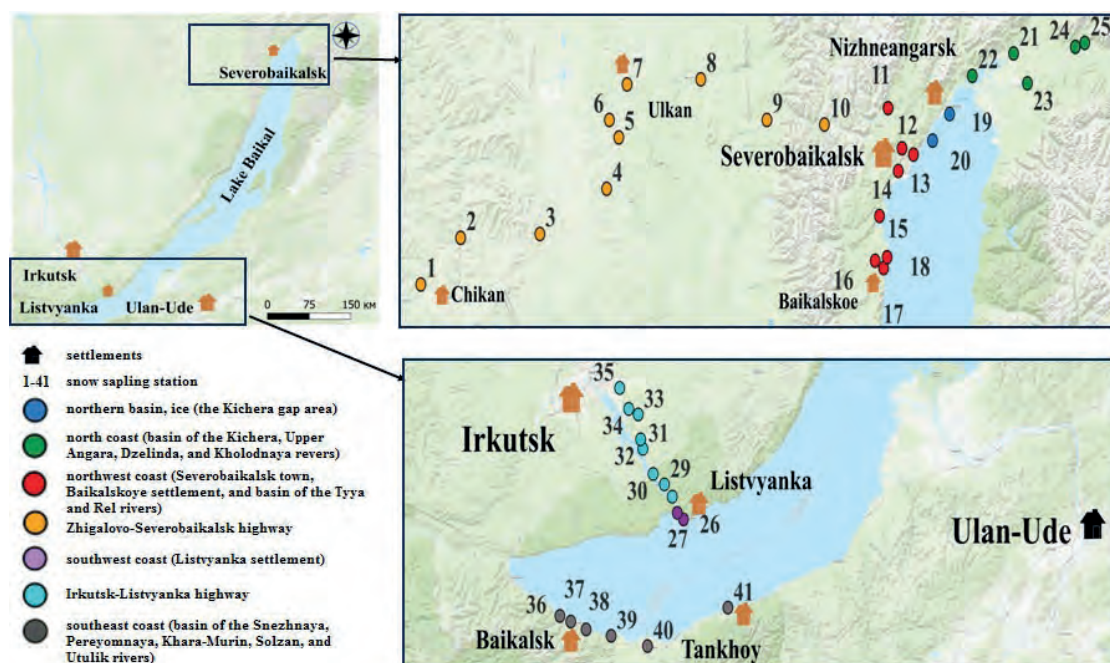


Fig.1. Map of snow sampling in the Baikal region in 2023.

Lake Baikal, as well as the 2022 data on the snow survey in industrial centers of the Baikal region (Irkutsk, Shelekhov, Angarsk, and Ulan-Ude cities), were used (Molozhnikova et al., 2023b). Table 1 shows the data on the number of samples and snow depth.

Overall, 66 snow cover samples (Table 1) were collected in the study area in 2023, and ~100 samples were collected in the northern basin of Lake Baikal between 2012 and 2020. Snow cores were sampled to the full snow depth, excluding the capture of soil particles, using a graduated plastic pipe with a diameter of 11 cm. On the lake ice, where the snow depth was small, samples were taken from a certain area with a plastic scoop. Stored snow cover moisture was determined as the ratio of melted sample volume to the area, from which the snow cover was sampled (Vasilenko et al., 1985). The chemical composition of snow melt water was determined through generally accepted hydrochemical methods (Khodzher et al., 2016; Analytical..., 2017) in the accredited Hydrochemistry and Atmosphere Chemistry Laboratory and Collective Instrumental Center at Limnological Institute SB RAS (Irkutsk). The concentrations of metal cations were determined by atomic absorption spectroscopy (contrAA 800 atomic absorption spectrometer, Germany), anions—by ion chromatography (Dionex ICS-3000 ion chromatograph, USA), biogenic elements—by photocolorimetric method (KFK-3-01-“ZOMZ” photoelectric photometer, Russia; SPEKS SSP-705M, Russia), and pH—by potentiometric method (“Expert-pH” pH meter, Russia).

3. Results and discussion

3.1. pH value in the snowmelt water from the northern basin of Lake Baikal

Snow melts on the coast of the northern basin of Lake Baikal in the winter of 2022-2023 had a slightly acidic reaction. The pH value ranged from 4.6 to 6.1, averaging 5.3 (Fig. 2). We recorded the minimum values on the coast of the Kichera River (station 21), and the maximum—on the coast of the Tyya River near Severobaikalsk (station 14). In this town, pH reached 7.2, which was likely due to the impact of emissions from thermal power plant and local boiler houses (alkaline components of ash from burnt fuel).

In the interannual dynamics, pH value in the snow melt water gradually decreased over the study years (Fig. 2). At the same time, from 2012 to 2023, the equivalent concentration ratios of major ions that determine precipitation acidity ($[\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] / [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-]$) reduced from 1.5 to 0.9. This ratio is less than 1, which indicates incomplete acidity neutralization of strong acid anions in snow melt water. This resulted from a more significant increase in the calcium concentrations (by a factor of 4.6) compared to the concentrations of nitrates and sulfates (by a factor of 1.6. to 3.6) over the study period. The average concentration ratio of major neutralizing cations ($K = [\text{NH}_4^+] + [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+]$) to the anion concentration ($A = [\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-] + [\text{Cl}^-]$), K/A , is 1, which, along with low mineralization, indicates

Table 1. Study area and the number of snow sampling sites in the Baikal region in 2023.

Study area	Number of samples	Snow depth, cm
Northern basin of Lake Baikal, ice	6	15-35 (26)
North coast	5	65-94 (79)
Northwest coast	9	18-48 (32)
Zhigalovo-Severobaikalsk highway	12	33-147 (64)
Southwest coast (Listvyanka settlement)	11	1-52 (35)
Irkutsk-Listvyanka highway	8	30-60 (47)
Southeast coast	15	47-83 (65)

Note: average values are given in brackets.

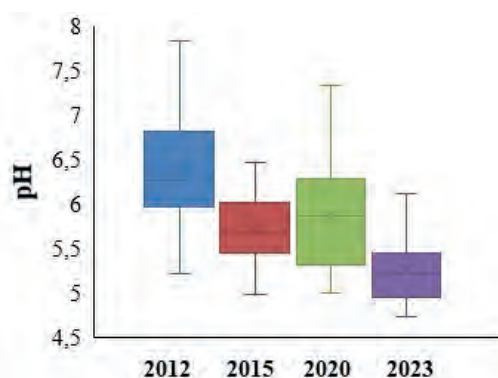


Fig. 2. pH value in the snow melt water in the northern basin of Lake Baikal in March 2012, 2015, 2020, and 2023.

that at present the system is still in a state of equilibrium, i.e. there is no current snow cover acidification on the coast of the northern basin of Lake Baikal (Komov and Lazareva, 1994; Vasilevich et al., 2011) (Table 2). Although noteworthy is that from 2012 to 2023, there was a trend of a gradual decrease in this ratio from 1.6 to 1.0

The average pH value for the four-year observation period was 5.9, which is typical of unpolluted atmospheric precipitation. The obtained pH values are comparable with corresponding average values of precipitation in 2023 at ten background Russian stations included in the World Meteorological Organization (WMO) Global Atmosphere Watch Programme, for which this parameter ranges from 5.5. to 6.5 (Perschina et al., 2024). The average pH value in the snow cover on the coast of the northern basin of Lake Baikal (5.3) in 2023 was comparable with those in the southwest and southeast coasts of the lake that are not directly affected to emissions from large industrial enterprises (5.0-5.3). However, it was higher than pH values characteristic of the snow cover in the Arctic areas (4.97) and the background area of Lake Baikal—the Baikal-Lena Nature Reserve (4.96) (Netsvetaeva et al., 2020; Shevtsova et al., 2022). In the taiga zone, near Zhigalovo-Severobaikalsk highway, the average pH value was higher and ranged from 4.9 to 7.3.

Table 2. Ratios of equivalent concentrations of major ions in the snow melt water from the northern basin of Lake Baikal in 2023.

Ratio	The coast of the Lake Baikal northern basin	Zhigalovo-Severobaikalsk highway
$[\text{SO}_4^{2-}]/[\text{NO}_3^-]$	0.8	0.8
$[\text{NH}_4^+] + [\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Na}^+] + [\text{K}^+]/[\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-] + [\text{Cl}^-]$	1.0	2.8
$[\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}]/[\text{SO}_4^{2-}] + [\text{NO}_3^-]$	0.9	3.0

3.2. Major ions in the snow meltwater from the northern basin of Lake Baikal

The distribution of major ions in the snow cover on the coast of the northern basin of Lake Baikal was as follows: $\text{Ca}^{2+} > \text{NO}_3^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{H}^+ > \text{Mg}^{2+} > \text{HCO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{NH}_4^+$ (Fig. 3).

The chemical composition of the snow cover on the coast of the northern basin of Lake Baikal and in the industrial centers of the Baikal region differed significantly in the relative concentrations of major cations and anions. Calcium (30 eq%) and hydrogen (12 eq%) predominated in the cation composition of the snow-melt water from the coast of the northern basin of Lake Baikal, while nitrates (19 eq%)—in the anion composition. The ratio of equivalent concentrations, $[\text{SO}_4^{2-}]/[\text{NO}_3^-] = 0.8$ (Table 2) also evidences the leading role of nitrates among anions. Nitrates also dominated over sulfates on the southeast coast of Lake Baikal where the relative concentration of nitrates was 20 eq%, with the $[\text{SO}_4^{2-}]/[\text{NO}_3^-]$ ratio of 0.7. This anion distribution is typical of unpolluted background areas because of the long-range transport of nitrogen oxides (Obolkin et al., 2016; Sicard et al., 2023). In 2022, in the snow cover

of the industrial cities in the Baikal region, sulfates, fluorides, and bicarbonates prevailed among anions, and calcium, magnesium, and sodium—among cations (Fig. 3). Such a ratio of major ions is usually characteristic of snow cover in large industrial centers where the impact of fuel and energy complex and industrial enterprises is significant (Novorotskaya, 2018; Gladun et al., 2024). For instance, in the Ulan-Ude city, the relative sulfate concentrations reached 18-23 eq%, while the nitrate concentrations did not exceed 5-9 eq%.

The snow cover on the coast of the northern basin of Lake Baikal was highly correlated ($r = 0.7-1.0$) between the following pairs of ions: $\text{SO}_4^{2-}\text{-Ca}^{2+}$, $\text{HCO}_3^-\text{-Mg}^{2+}$, $\text{HCO}_3^-\text{-Ca}^{2+}$, $\text{SO}_4^{2-}\text{-Mg}^{2+}$, and $\text{HCO}_3^-\text{-NH}_4^+$. This indicates their common sources mainly of terrigenous origin (Fig. 4).

Figure 5a shows a schematic map of the distribution of major ions in the snow cover of the northern basin of Lake Baikal in 2023 based on the Q GIS software package. The size of each cartodiagram corresponds to a certain value of the total amount of ions calculated for each snow cover sampling station. These cartodiagrams allow simultaneous display of the concentrations of all ions and identification of the most

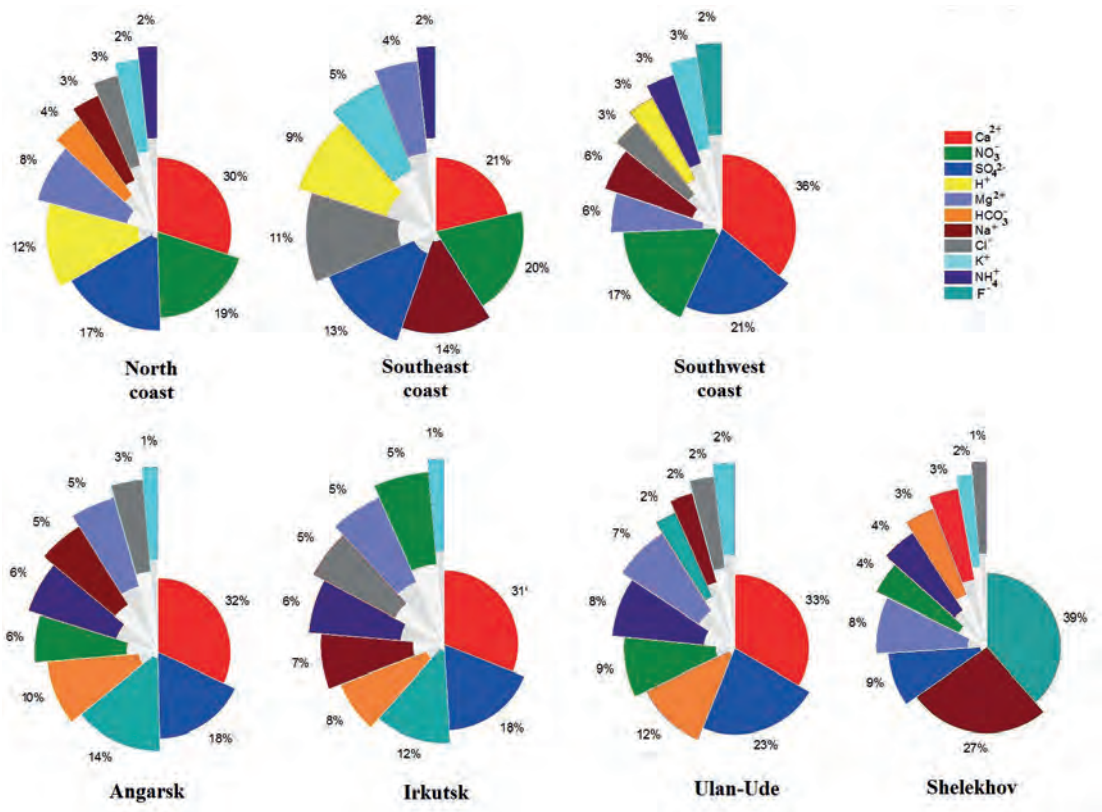


Fig.3. Average relative ionic concentration (eq%) in the snow of the Baikal region in 2022-2023.

polluted areas. To compare the results, we constructed a similar schematic map of the spatial distribution of major ions for the Southern Baikal region (Fig. 5b).

On the coast of the northern basin, the total amount of ions (Σ_i) ranged from 1.2 to 6.9 mg/L and averaged 2.7 mg/L. These values were comparable with the minimum values recorded on the southeast coast of the lake, in the basin of the Snezhnaya and Khara-Murin rivers (stations 37 and 38, respectively) (Fig. 5a, b), and with regional background values in the Baikal-Lena Nature Reserve (3 mg/L) (Netsvetaeva et al., 2020). This value was 8 to 20 times lower than in the large industrial centers of the Southern Baikal region (Molozhnikova et al., 2023b).

As shown in Fig. 5a, the snow cover at station 13 (Severobaikalsk) had the highest total ionic concentration (up to 31 mg/L) due to the impact of anthropogenic sources of air pollution in the town. We recorded the minimum values in the samples taken from the ice of Lake Baikal near the Kichera gap, 1.2 mg/L (station 20), and in the basin of the Kichera, Upper Angara, and Dzelinda rivers, up to 2.6 mg/L (stations 21, 23, 24, and 25, respectively). Notably, pH values at these stations were small (5.2 on average). Relative remoteness of these areas from anthropogenic pollution sources explains low pH and Σ_i values in the snow cover. In the snow cover of the taiga zone near the Zhigalovo-Severobaikalsk highway, the total amount of ions varied widely, from 1.1. to 17.1 mg/L (4.1. mg/L on aver-

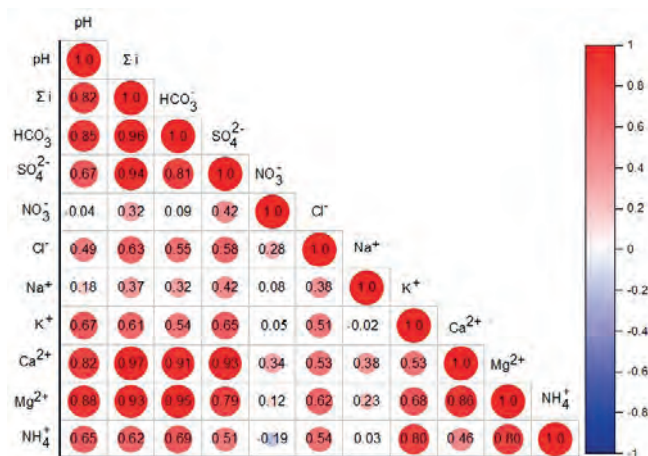


Fig.4. Pearson correlation coefficients between the ionic concentrations in the snow cover on the coast of the northern basin of Lake Baikal in 2023.

age). We recorded the maximum Σ_i 105 km away from the Zhigalovo settlement (station 2), which was due to high air dustiness at this sampling site. Low Σ_i values were observed on the border of the Irkutsk Region and the Republic of Buryatia where the snow cover depth was maximum (station 10). Compared to the previous snow survey data, Σ_i on the coast of the northern basin of Lake Baikal showed a two- to fivefold decrease (Fig. 6). Based on the concentrations of major ions and pH

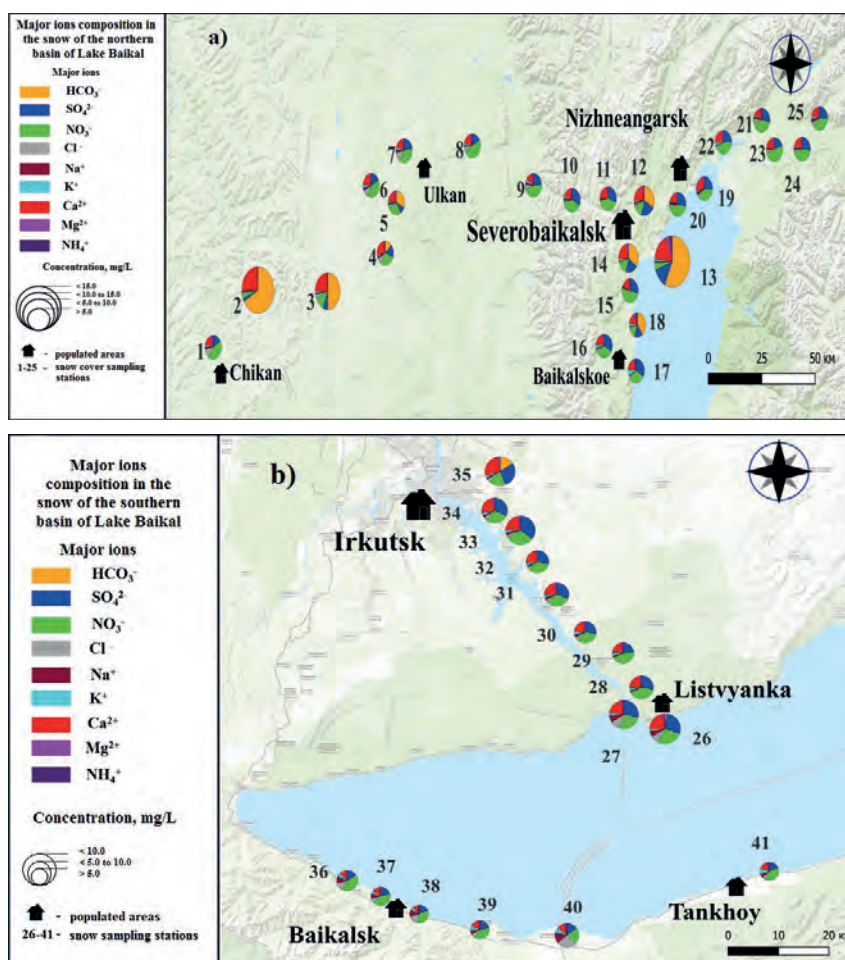


Fig.5. Schematic map of the distribution of major ions in the snow cover of the Baikal region in 2023 (a-northern basin of Lake Baikal; b-southern basin of Lake Baikal).

values, we classified stations 10, 20, 21, 23, 24, and 25 as a background for the northern basin of Lake Baikal and the entire Baikal region.

Table 3 shows the average concentrations of major ions in the snow cover on the coast of the northern basin for the four-year observation period (2012, 2015, 2020, and 2023). The concentrations of most ions varied significantly depending on the type of terrain and proximity to industrial zones and transportation routes.

The average concentration of major ions in the snow cover of the northern basin of Lake Baikal in 2023 was 2 to 23 times lower than in 2012 (Table 3). A similar trend can be traced in other regions of Russia. For example, between 2019 and 2023, the average concentrations of major air pollutants and the emissions from stationary sources and motor vehicles mainly decreased in the Russian cities. Total sulfur dioxide emissions from stationary and mobile sources reduced by 11%, and nitrogen oxide emissions—by 2% (Yearbook of the state..., 2024).

3.3. Biogenic elements in the snowmelt water from the northern basin of Lake Baikal

Mineral and total nitrogen. The average concentration of mineral nitrogen in the snow cover of the northern basin of Lake Baikal was 0.22 mg/L, ranging from 0.13 to 0.28 mg/L. The total nitrogen concentration at different sites of the study area was from 1.8 to 2.2 times higher. We recorded the maximum concentration of mineral and total nitrogen in the vicinity of Severobaikalsk (station 12). The bulk of nitrogen outside the zone of anthropogenic impact had mineral forms (56-60%). In areas with elevated anthropogenic pressure (vicinities of Severobaikalsk, the coast at the estuary of the Tyva River, the Baikalskoye settlement, at the 105th km of the northern highway), in 2023, up to 77% of nitrogen was organic. Calculation of the ratio of different forms of nitrogen in the snowmelt water indicated the predominance of nitrate nitrogen over ammonia nitrogen.

Table 3. Average concentrations of major ions (mg/L) in the snow cover of the northern basin of Lake Baikal in 2012, 2015, 2020, and 2023.

Study area	Period	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺
Northern basin of Lake Baikal, ice	2012	3.6	2.33	1.64	0.17	0.21	0.08	1.80	0.28	0.05
	2015	0.8	0.57	0.69	0.09	0.08	0.03	0.53	0.09	0.01
	2020	3.5	1.31	1.75	0.11	0.36	0.12	1.34	0.35	0.05
	2023	0	0.47	0.80	0.03	0.05	0.03	0.32	0.05	0.03
	μ	2.0	1.17	1.22	0.10	0.18	0.07	1.00	0.19	0.04
	Σ	1.8	0.86	0.55	0.06	0.14	0.04	0.69	0.15	0.02
	CV, %	94	73	45	58	81	67	69	75	55
North coast	2012	0.4	0.64	1.06	0.21	0.1	0.11	0.49	0.07	0.11
	2015	0.1	0.67	0.78	0.08	0.06	0.05	0.33	0.06	0.11
	2020	0.3	0.53	1.03	0.07	0.03	0.12	0.70	0.08	0.05
	2023	0	0.54	0.91	0.10	0.05	0.06	0.40	0.06	0.01
	μ	0.2	0.60	0.95	0.12	0.06	0.09	0.48	0.07	0.07
	Σ	0.2	0.07	0.13	0.06	0.03	0.04	0.16	0.01	0.05
	CV, %	91	12	14	56	49	41	33	14	70
Northwest coast	2012	11	4.42	1.55	0.16	0.14	0.24	4.51	0.49	0.29
	2015	3.4	1.79	0.88	0.17	0.10	0.56	1.03	0.23	0.34
	2020	1.7	1.41	1.18	0.10	0.06	0.37	1.19	0.22	0.26
	2023	1.1	0.96	0.84	0.09	0.05	0.14	0.79	0.13	0.07
	μ	4.3	2.15	1.11	0.13	0.09	0.33	1.88	0.27	0.24
	Σ	4.6	1.55	0.33	0.04	0.04	0.18	1.76	0.16	0.12
	CV, %	106	72	30	31	47	55	94	58	49
Zhigalovo-Severobaikalsk highway	2012	1.4	0.47	1.00	0.09	0.07	0.10	0.59	0.09	0.09
	2015	1.9	0.59	0.72	0.16	0.08	0.13	0.76	0.10	0.12
	2020	2.6	0.65	0.84	0.10	0.06	0.10	1.10	0.13	0.03
	2023	1.8	0.44	0.83	0.19	0.07	0.07	1.01	0.07	0.02
	μ	1.9	0.54	0.85	0.14	0.07	0.10	0.87	0.10	0.07
	Σ	0.5	0.10	0.12	0.05	0.01	0.02	0.23	0.03	0.05
	CV, %	26	18	14	36	12	24	27	26	74

Note: μ – average value; Σ – standard deviation; CV – coefficient of variation, %.

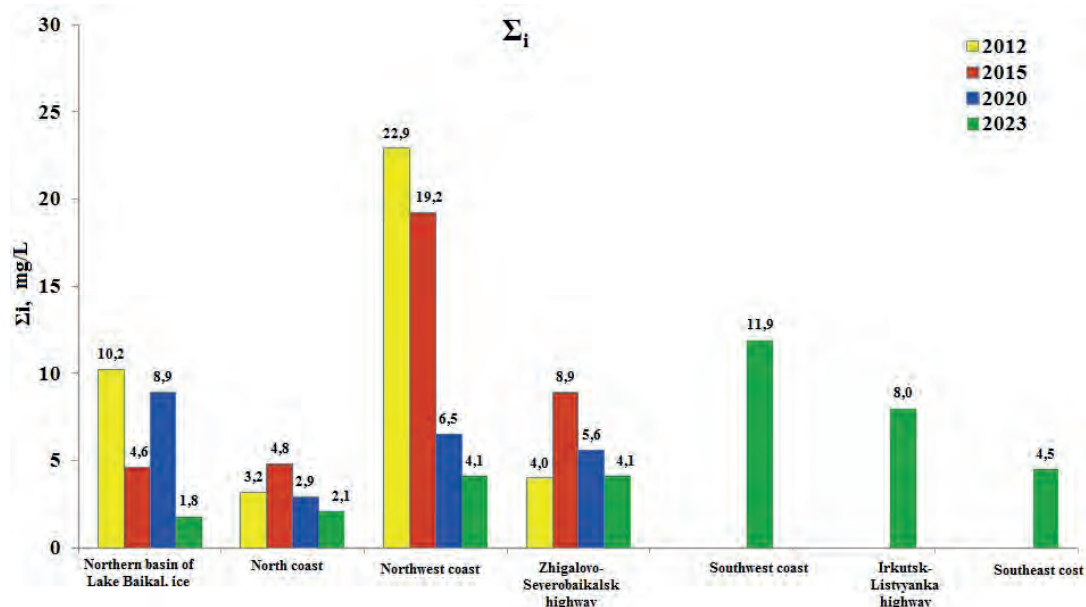


Fig.6. Average amounts of ions (mg/L) in the snow cover of the Baikal region over the four-year observation period.

Unlike other ions, the concentrations of nitrate nitrogen were evenly distributed in the snow cover of the northern basin of Lake Baikal. The concentration of this element in 2023 averaged 0.19 mg/L, which was two to five times lower than similar values in other areas of the Baikal region. Insignificant variation in the concentrations of nitrate nitrogen (26% on average) in comparison with other ions evidences the predominance of transboundary and regional background components over the influence of local air pollution sources (Table 3). In clean areas, the proportion of nitrate nitrogen was 96-97% of its total concentration and decreased to 77% in the vicinities of Severobaikalsk. In Severobaikalsk itself, ammonia nitrogen dominated (up to 70%), indicating its anthropogenic origin.

Mineral and total phosphorus. The concentration of mineral phosphorus in the snow cover of the northern basin ranged from 0.3 to 33 µg/L, and the total phosphorus concentration—from 3 to 61 µg/L. We observed the maximums of average values of these elements (14 and 33 µg/L, respectively) on the northwest coast, near the Severobaikalsk town and the Baikalskoye settlement. Noteworthy is that obtained values were rather high at this site, which was likely due to the increased natural background, the presence of phosphorus compounds in the soil (Belozertseva et al., 2023), and anthropogenic pollution.

3.4. Pollutant accumulation in the snow cover of the northern basin of Lake Baikal

We determined pollutants entering the underlying surface in the northern basin of Lake Baikal based on the results of chemical analysis of samples of the snow cover that formed during the winter (November to February-March) (Table 4). The accumulation of chemical elements in the snow cover depends on the stored snow moisture and the concentrations of the elements to be determined.

The total accumulation of ions characterizes the overall pollution of the snow cover. In the northern basin of Lake Baikal, this value over four years of observations ranged on average from 230 to 440 mg/m². In 2023, we determined the highest Σ_i accumulation in the taiga zone of the Zhigalovo-Severobaikalsk highway owing to the large volume of the stored snow moisture in some areas of this route (up to 135 mm). The minimum accumulation in 2023 was recorded on the lake ice where stored moisture was ~50 mm. Moreover, the period of accumulation of the studied elements in the snow cover on the lake ice was two times lower than on the coast. To correctly compare the accumulation values on the ice and on the coast, we doubled the calculated data on the accumulation in the water area of the lake (Table 4). The comparison revealed that the Σ_i accumulation in the snow cover of the northern basin of Lake Baikal was two times lower than in the southern basin and two to six times lower than in the industrial canters of the Southern Baikal region (Table 4).

The **calcium** (the main alkaline element) accumulation in the snow cover of the northern basin for the study period ranged on average from 40 to 70 mg/m². In 2023, this value was 1.3 and 2.3 times lower than that on the southeast and southwest coasts of Lake Baikal, respectively. Compared to the industrial centers in the Baikal region (except for the Shelekhov city), this value was two to six times lower.

The most significant for non-industrial “clean” areas is the accumulation of acidic elements such as **sulfate sulfur** (S(SO₄²⁻), **mineral nitrogen** (ΣN_{mineral} = N(NO₃⁻) + N(NH₄⁺), and **hydrogen ions** (H⁺). The total accumulation of mineral nitrogen in the northern basin of Lake Baikal during the study years was 16-27 mg/m². In 2023, we recorded the highest values on the ice of the Umbrella River (station 8) and near the Kunerma settlement (station 9) where the stored moisture was maximum (190-215 mm). The minimum values of the nitrogen accumulation (less than 10 mg/m²) were observed on the west coast and on the ice of

Table 4. Accumulation of chemical elements (mg/m²) and stored moisture (mm) in the snow cover of the Baikal region in 2022-2023.

Study area	HCO ₃ ⁻	S(SO ₄ ²⁻)	N _{mineral}	Ca ²⁺	H ⁺	P _{mineral}	Σ _i	Stored moisture, mm
Northern basin of Lake Baikal, ice	0	<u>12-20</u> 14	<u>12-22</u> 18	<u>22-38</u> 30	<u>0.6-1.4</u> 1.0	<u>0.02-0.2</u> 0.1	<u>124-214</u> 164	<u>32-55</u> 47
North coast	0	<u>10-27</u> 19	<u>11-28</u> 22	<u>22-54</u> 42	<u>0.3-2.0</u> 0.9	<u>0.04-0.8</u> 0.3	<u>117-291</u> 225	<u>72-150</u> 106
Northwest coast	<u>0-108</u> 45	<u>8-25</u> 14	<u>7-14</u> 11	<u>14-70</u> 35	<u>0.03-1.0</u> 0.3	<u>0.2-1.6</u> 0.7	<u>76-335</u> 180	<u>29-59</u> 44
Zhigalovo-Severobaikalsk highway	<u>0-1522</u> 192	<u>7-24</u> 14	<u>8-41</u> 20	<u>16-563</u> 101	<u>0.01-2.8</u> 0.7	<u>0.06-1.6</u> 0.7	<u>92-2288</u> 460	<u>46-215</u> 108
Southern basin of Lake Baikal	<u>0-170</u> 6	<u>1-120</u> 50	<u>10-105</u> 50	<u>3-285</u> 115	<u>0-4.2</u> 0.9	<u>0-1.3</u> 0.2	<u>280-1270</u> 610	<u>1-190</u> 100
Shelekhov*	<u>33-350</u> 92	<u>20-160</u> 60	<u>20-235</u> 50	<u>1-190</u> 40	<u>0-0.04</u> 0.02	<u>0.03-1.6</u> 0.2	<u>260-2130</u> 820	<u>20-50</u> 35
Irkutsk*	<u>5-1055</u> 130	<u>15-135</u> 66	<u>8-66</u> 36	<u>25-420</u> 150	<u>0-0.38</u> 0.04	<u>0.02-3.6</u> 0.4	<u>175-2035</u> 680	<u>20-62</u> 33
Angarsk*	<u>7-8100</u> 630	<u>17-850</u> 105	<u>20-60</u> 32	<u>35-3135</u> 320	<u>0-0.07</u> 0.02	<u>0-1.8</u> 0.2	<u>190-14900</u> 1460	<u>12-45</u> 27
Ulan-Ude*	<u>0-320</u> 120	<u>25-340</u> 60	<u>15-70</u> 35	<u>40-190</u> 110	<u>0-0.09</u> 0.02	<u>0.2-2.6</u> 0.7	<u>200-2280</u> 540	<u>11-36</u> 20

Note: *- the 2022 data.

Lake Baikal where the stored moisture was seven times lower. Compared to the southern basin of Lake Baikal, the mineral nitrogen accumulation was three times lower.

The accumulation of **sulfate sulfur** in the snow cover of the northern basin of Lake Baikal in the study years ranged from 14 to 25 mg/m², with the minimum values recorded in 2023. Analysis of the obtained data indicated that the average accumulation of sulfur in the snow cover of the northern basin of Lake Baikal was three to seven times lower than on the south coast of the lake and in the industrial cities of the Baikal region, respectively.

As shown in Table 3, the H⁺ accumulation in the snow cover of the northern basin of Lake Baikal was on average 1.2. times lower than in the southern basin. This is associated with both a lower stored snow moisture in the north of the lake and higher pH values in the snowmelt water.

The P_{mineral} accumulation in the snow cover of some areas on the northwest coast of Lake Baikal and in the taiga zone along the northern highway was rather high. It was comparable to the similar value in the Ulan-Ude city and was two to four times higher than in the industrial centers of the Southern Baikal region.

4. Conclusion

Currently, the snow cover in the northern basin of Lake Baikal shows low mineralization and dominance of nitrates in the anion composition. In the inter-annual dynamics, the total amount of ions and pH in the snowmelt water gradually decreased over the study years. Nitrate nitrogen was the predominant form of mineral nitrogen in the snowmelt water. The bulk of

chemical elements had lower concentrations than on the southwest coast of the lake and were comparable to regional background values. The concentrations of mineral phosphorus in the snow cover of some areas of the northern basin of Lake Baikal were rather high due to the increased natural background and anthropogenic pollution.

The accumulation of the total amount of ions, calcium, sulfate sulfur, and mineral nitrogen in the snow cover of the northern basin of Lake Baikal was two-three times lower than in the southern basin and two to seven times lower than in the industrial centers of the Southern Baikal region. The accumulation of mineral phosphorus in some areas of the northern basin was comparable to the corresponding value in the Ulan-Ude city and two to four times higher than in the industrial centers of the Southern Baikal region.

Based on the concentrations of major ions and pH values, we identified areas that can be considered background for the northern basin of Lake Baikal and the entire Baikal region. The relative remoteness of these areas from large sources of anthropogenic pollution explains the low concentration of the total amount of ions and pH value.

Acknowledgements

This study was carried out within the framework of the LIN SB RAS State Project No. 0279-2021-0014 “Study of the role of precipitation for aquatic and terrestrial ecosystems of the Lake Baikal basin, identification of air pollution sources”.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

- Afonina T.E. 2024. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the snow cover of the Baikal region and the Baikal Lake basin. *Vestnik Voronezhskogo gosudarstvennogo universiteta*, Seriya: Geografiya. Geoekologiya [Proceedings of Voronezh State University. Series: Geography. Geoecology] 2: 114-119. DOI: [10.17308/geo/1609-0683/2024/2/114-119](https://doi.org/10.17308/geo/1609-0683/2024/2/114-119) (in Russian)
- All-Russian population census. 2020. Volume 1. Population size and distribution, federal state statistics service (Rosstat). URL: https://rosstat.gov.ru/vpn_popul (accessed on 02 October 2024). (in Russian)
- Analytical, kinetic and calculation methods in hydrochemical practice. 2017. In: Lazovik P.A., Yefremenko N.A. (Eds.). St. Petersburg: Nestor-Istoriya. (in Russian)
- Belozertseva I.A., Vorobeveva I.B., Vlasova N.V. et al. 2018. Ecological status of the coast of Lake Baikal and its influence on the lake pollution. *Uspekhi sovremennogo estestvoznaniya* [Advances in current natural sciences] 11: 85-95. DOI: [10.17513/use.36910](https://doi.org/10.17513/use.36910) (in Russian)
- Belozertseva I.A., Vorobjeva I.B., Vlasova N.V. 2023. Pollution of snow and soils of the northwest coast of the Baikal Lake. *Vestnik Voronezhskogo gosudarstvennogo universiteta*. Seriya: Geografiya. Geoekologiya [Proceedings of Voronezh State University. Series: Geography. Geoecology] 1: 76-92. DOI: [10.17308/geo/1609-0683/2023/1/76-92](https://doi.org/10.17308/geo/1609-0683/2023/1/76-92) (in Russian)
- Chebykin E.P., Dambinov YU.A., Khakhuraev O.A. et al. 2018. Sources of chemical elements in the snow cover in the shore zone of the settlement of Listvyanka (Lake Baikal). *Geografiya i prirodnye resursy* [Geography and Natural Resources] 3: 74-85. DOI: [10.21782/GIPR0206-1619-2018-3/74-85](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2018-3/74-85) (in Russian)
- Chizhova J.N., Vasilchuk J.Y., Yoshikawa K. et al. 2015. Isotope composition of snow cover in the Lake Baikal area. *Led i sneg* [Ice and Snow] 55(3): 55-66. DOI: [10.15356/2076-6734-2015-3-55-66](https://doi.org/10.15356/2076-6734-2015-3-55-66) (in Russian)
- Ermakova O.D. 1998. Dependence of functioning of individual components of ecosystems of the Baikal Reserve on acidity of atmospheric deposition. In: Problems of environmental monitoring. Proceedings of the 10th Baikal Workshop, pp. 106-118. (in Russian)
- Gladun I.V., Shelganova A.A., Mayorova L.P. 2024. Technogenic pollution of snow cover in the Khabarovsk Territory in the period from 2015 to 2022. *The Eurasian Scientific Journal* 16(3): 94NZVN324. Available at: URL: <https://esj.today/PDF/94NZVN324.pdf> (in Russian)
- Khodzher T.V., Domyshcheva 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. (Ed.), *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)
- Khodzher T.V. 1983. Chemical composition of precipitation. *Ecology of the southern basin of Lake Baikal*. pp. 44-50. (in Russian)
- Khodzher T.V. 1987. Input of substances from the atmosphere in the Baikal region and their role in the chemical balance of Lake Baikal. Dissertation for the degree of candidate of geographical sciences, Leningrad, Russia. (in Russian)
- Komov V.T., Lazareva V.I. 1994. Causes and consequences of anthropogenic acidification of surface waters in the northern region on the example of a comparative limnological study of lake ecosystems in the Darwin Reserve. *Trudy Instituta Biologii Vnutrennikh Vod RAN* [Proceedings of the Institute of Biology of Inland Waters of the Russian Academy of Sciences] 70: 3-30. (in Russian)
- Mamontov A.A., Tarasova E.N., Mamontova E.A. 2006. Persistent organic pollutants of the Baikal region (polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides). *Trudy gosudarstvennogo prirodnogo zapovednika «Bajkalo-Lenskij»* [Proceedings of the Baikal-Lena State Nature Reserve] 4: 15-24. (in Russian)
- Marinaite I.I. 2005. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment of the Baikal region. Dissertation for the degree of candidate of chemical sciences, Institute of Geography SB RAS, Russia. (in Russian)
- Molozhnikova E.V., Golobokova L.P., Marinaite I.I. et al. 2023. Chemical compound of atmospheric deposition in the Baikal State Biospherical Nature Reserve (the eastern coast of Southern Baikal). *Russian Meteorology and Hydrology* 48: 291-299. DOI: [10.3103/S1068373923040015](https://doi.org/10.3103/S1068373923040015)
- Molozhnikova Y.V., Shikhovtsev M.Y., 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(8171): 1-17. DOI: [10.3390/app13148171](https://doi.org/10.3390/app13148171)
- Molozhnikova Y.V., Shikhovtsev M.Yu., Marinaite I.I. et al. 2022. Spatial distribution of anthropogenic tracers in the snow cover of the Southern Baikal region. *Proceedings of SPIE* 12341: 1-7. DOI: [10.1117/12.2644206](https://doi.org/10.1117/12.2644206)
- Netsvetaeva O.G., Khodzher T.V., Golobokova L.P. et al. 2004. Chemical composition of snow in the Baikal region nature reserves. *Geografiya i prirodnye resursy* [Geography and Natural Resources] 1: 66-72. (in Russian)
- Netsvetaeva O.G., Onishchuk N.A., Marinaite I.I. et al. 2020. Chemical composition of snow cover in specially protected, non-industrial, and industrial areas of the Baikal region. *Proc. SPIE* 11560, 26th International Symposium on Atmospheric and Ocean Optics, Atmospheric Physics 115603N. DOI: [10.1117/12.2575035](https://doi.org/10.1117/12.2575035)
- Nikonova A.A., Gorshkov A.G. 2007. Modern levels of the accumulation of polychlorinated diphenyls in the objects of the Baikal Natural Territory. *Chemistry for Sustainable Development* 15(3): 359-365.
- Novorotskaya A.G. 2018. On the results of chemical monitoring of snow cover of Khabarovsk. *Advances in current natural sciences* 12 (2): 374-379. DOI: [10.17513/use.37023](https://doi.org/10.17513/use.37023) (in Russian)
- 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.
- Obolkin V.A., Khodzher T.V. 1990. Annual atmospheric input of sulfates and mineral nitrogen in the Lake Baikal region. *Russian Meteorology and Hydrology* 7: 71-76. (in Russian)
- Onishchuk N.A., Netsvetaeva O.G., Molozhnikova E.V. 2023. Interannual dynamics of the chemical composition of snow cover in the Baikal region. *Russian Meteorology and Hydrology* 48: 309-315. DOI: [10.3103/S1068373923040039](https://doi.org/10.3103/S1068373923040039)
- Paradina L.F., Khakhuraev O.A., Vodneva E.N. et al. 2016. Snow in assessing the ecological state of the southern basin of Lake Baikal before and after the closure of the Baikal Pulp and Paper Mill. *Analytics of Siberia and the Far East: X All-Russian scientific conference with international participation*. Barnaul. Altai State University. (in Russian)
- Pershina N.A., Pavlova M.T., Efimova O.N. et al. 2024. Ionic composition of atmospheric precipitation at Russian stations included in the WMO Global Atmosphere Watch system. Review of the state and pollution of the environment in the Russian Federation for 2023. Moscow, pp. 47-54. (in Russian)
- Shen J., Song Y., Cheng C. et al. 2023. Spectroscopic and compositional profiles of dissolved organic matters in urban snow from 2019 to 2021: Focusing on pollution features iden-

tification. *Water Research* 229 (119408): 1-9. DOI: [10.1016/j.watres.2022.119408](https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119408)

Shevtsova O.V., Dobrotina E.D., Goncharova A.B. et al. 2022. Chemical characteristics of snow cover in the high-latitude Russian Arctic (Baranov Cape, Bolshevik Island, Severnaya Zemlya). *Led i sneg [Ice and Snow]* 62(4): 564-578. DOI: [10.31857/S2076673422040152](https://doi.org/10.31857/S2076673422040152) (in Russian)

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)

Sorokovikova L.M., Netsvetaeva O.G., Tomberg I.V. et al. 2004. Effect of atmospheric precipitation on the chemical composition of river waters in the South Baikal. *Atmospheric and Oceanic Optics* 17(5-6): 373-377.

State report "On the state and protection of the environment of the Irkutsk Region in 2022". 2023. Ministry of Natural Resources and Ecology of the Irkutsk Region. Irkutsk. (in Russian)

State report "On the state and protection of the environment of the Republic of Buryatia in 2023". 2024. Ministry of Natural Resources and Environment of the Republic of Buryatia. Ulan-Ude. (in Russian)

Szumińska D., Potapowicz J., Szopińska M. et al. 2021. Sources and composition of chemical pollution in Maritime Antarctica (King George Island). Part 2: Organic and inorganic chemicals in snow cover at the Warszawa Ice field. *Science of the Total Environment* 796 (149054): 1-13. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2021.149054](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149054)

Thapa P., Xu J., Neupane B. et al. 2020. Chemical composition of inorganic and organic species in snow/ice in the glaciers of western China. *Science of the Total Environment* 135351: 1-9. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2019.135351](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135351)

Tomberg I.V., Sorokovikova L.M., Netsvetaeva O.G. et al. 2016. Chemical composition and trends of oxidation of snow waters and waters of South Baikal tributaries. *Optika atmosfery i okeana [Atmospheric and Oceanic Optics]* 29(6): 516-520. DOI: [10.15372/AOO20160612](https://doi.org/10.15372/AOO20160612) (in Russian)

Urbanavichene I.N., Urbanavichus G.P., Khodzher T.V. 1998. Monitoring of precipitation pollution in the Baikal Biosphere Reserve. *Problems of environmental monitoring. Proceedings of the 10th Baikal Workshop*. Baikalsk. Institute of Environmental Toxicology. pp. 181-187. (in Russian)

Valikova V.I., Matveyev A.A., Chebanenko B.B. 1985. Input of some substances with atmospheric precipitation in the Lake Baikal region. Improving regional monitoring of the state of Lake Baikal. Leningrad: Gidrometeoizdat. pp. 58-66. (in Russian)

Vasilenko V.N., Nazarov I.M., Fridman Sh.D. 1985. Monitoring of snow cover pollution. Leningrad: Gidrometeoizdat. (in Russian)

Vasilevich M.I., Beznosikod V.A., Kondratenok B.M. 2011. Chemical composition of snow cover in the taiga zone of the Komi Republic. *Water Resources* 38: 530-542. DOI: [10.1134/S0097807811040130](https://doi.org/10.1134/S0097807811040130)

Vorobjeva I.B., Vlasova N.V., Gagarinova O.V. 2016. Current state of the Listvyanka settlement environment according to the sties of vegetation, surface water and snow cover. *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))

Votintsev K.K., Khodzher T.V. 1981. Chemical composition of precipitation near Lake Baikal. *Geografiya i prirodnye resursy [Geography and Natural Resources]* 4: 100-105. (in Russian)

Votintsev K.K. 1954. Chemical composition of atmospheric precipitation waters in the Baikal region. *Doklady Akademii Nauk [Reports of the Academy of Sciences]* 95 (5): 979-981. (in Russian)

Wang Y., Bian J., Zhao Y. et al. 2018. Assessment of future climate change impacts on nonpoint source pollution in snowmelt period for a cold area using SWAT. *Scientific reports* 8: 2402. DOI: [10.1038/s41598-018-20818-y](https://doi.org/10.1038/s41598-018-20818-y)

Weather and climate. 2022. Weather chronicle in Nizhneangarsk. Monthly and annual precipitation amounts in Nizhneangarsk. URL: http://www.pogodaiklimat.ru/history/30433_2.htm (accessed on 25 September 2024)

Weather in the town of Severobaikalsk. 2022. URL: <https://weatherarchive.ru/Temperature/Severobaikalsk/November-2022> (accessed on 22 September 2024)

Yanchuk M.S. 2018. Study of oil products waste distribution and estimation of Lake Baikal's snow cover pollution with it. *Geodesy and cartography* 79(8): 60-64. DOI: [10.22389/0016-7126-2018-938-8-60-64](https://doi.org/10.22389/0016-7126-2018-938-8-60-64)

Yanchuk M.S. 2020. Chemical composition and current state of snow cover and ice on the south-west coast of Lake Baikal (on the example of the Goloustnensky Settlement). *Vestnik Irkutskogo gosudarstvennogo universiteta. Seriya: Nauki o zemle [The Bulletin of Irkutsk State University. Series Earth Sciences]* 32: 128-139. DOI: [10.26516/2073-3402.2020.32.128](https://doi.org/10.26516/2073-3402.2020.32.128) (in Russian)

Yearbook of the state of air pollution in cities of Russia for 2023. 2024. St. Petersburg. Federal State Budgetary Institution "GGO" (in Russian)

Особенности химического состава снежного покрова в районе Северного Байкала

Оригинальная статья

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Чебунина Н.С.^{ID}, Луцкий Е.С.^{ID}, Сакирко М.В.^{ID}, Нецветова О.Г.^{ID}

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

АННОТАЦИЯ. Представлены результаты исследования химического состава снежного покрова в районе Северного Байкала в 2023 г. Оценено пространственное распределение основных химических компонентов в снежном покрове. Особенностью ионного состава снеговых вод в сравнении с промышленными районами является высокое относительное содержание нитратов и ионов водорода. Рассчитано накопление главных ионов и биогенных компонентов в снежном покрове. Проведен сравнительный анализ полученных экспериментальных данных с региональными фоновыми значениями и результатами аналогичных исследований в прошлые годы. Отмечена тенденция к снижению минерализации и увеличению кислотности снеговых вод за последние 11 лет. Низкие значения суммы ионов и величины pH в снежном покрове в отдельных районах Северного Байкала позволяют отнести их к фоновым территориям для всего Байкальского региона.

Ключевые слова: снежный покров, химический состав, pH, главные ионы, биогенные компоненты, Северный Байкал

Для цитирования: Чебунина Н.С., Луцкий Е.С., Сакирко М.В., Нецветова О.Г. Особенности химического состава снежного покрова в районе Северного Байкала // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - С. 1525-1545. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-6-1525

1. Введение

Использование снежного покрова в качестве объекта исследования для эколого-геохимической характеристики территорий с различной антропогенной нагрузкой в последнее время приобретает все большую актуальность (Wang et al., 2018; Thapa et al., 2020; Szumińska et al., 2021; Shen et al., 2023). Подобная тенденция обусловлена простотой и доступностью процесса пробоотбора снежного покрова, его высокой сорбционной способностью к накоплению загрязняющих веществ, поступающих из атмосферы в результате сухого и влажного выпадения, а также возможностью оценки уровня загрязнения атмосферного воздуха в течение нескольких месяцев зимнего периода. Как известно, талые снеговые воды могут оказывать влияние на состояние почвенного покрова, вызывая изменение его кислотности, а также способствовать эвтрофикации водных объектов. Для Байкальского региона исследование химического состава атмосферных выпадений имеет особую значимость, поскольку на этой территории расположено уникальное озеро Байкал,

являющееся источником чистой питьевой воды мирового значения.

Первые работы по оценке химического состава атмосферных осадков Байкальского региона проведены в начале 1950-х гг. Вотинцевым К.К. (1954). С 1962 г. мониторинговые исследования велись на пяти станциях Иркутским управлением гидрометслужбы. В 1970-1980 гг. исследования касались изменений в химическом составе осадков в связи с увеличением общего загрязнения атмосферы от различных промышленных объектов (Вотинцев и Ходжер, 1981; Ходжер, 1983; Валикова и др., 1985). С начала 1990-х гг. в связи с запуском новых предприятий в регионе большое внимание уделялось кислотности атмосферных осадков (Оболкин и Ходжер, 1990; Ермакова, 1998; Урбанавичене и др., 1998).

За последние десятилетия в большей степени исследован снежный покров на территории Южного Прибайкалья. Определен изотопный и элементный состав снежного покрова в Иркутске, Листвянке, на побережье оз. Байкал (Чижова и др., 2015; Чебыкин и др., 2018; Онищук и др., 2023). Проведена оценка

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: nchebun@lin.irk.ru (N.S. Chebunina)

Поступила: 25 ноября 2024; Принята: 20 декабря 2024;
Опубликована online: 25 декабря 2024

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



уровня загрязнения снежного покрова озера Байкал нефтепродуктами (Белозерцева и др., 2018; Янчук, 2018), полициклическими ароматическими углеводородами (Маринайте, 2005; Афонина, 2024), полихлорированными бифенилами (Мамонтов и др., 2006; Никонова и Горшков, 2007). Определен макрокомпонентный состав снеговых вод в районе Южного Байкала (Сороковикова и др., 2004; Томберг и др., 2016; Воробьева и др., 2016; Парадина и др., 2016), на юго-западном побережье озера Байкал (Янчук, 2020). Исследовано влияние крупных промышленных центров юга Иркутской области и Республики Бурятия на загрязнение снежного покрова Прибайкалья (Obolkin et al., 2016; Molozhnikova et al., 2022). Атмосфера Южного Прибайкалья, как следует из ранее проведенных исследований, испытывает ощутимую антропогенную нагрузку. Так, выбросы в атмосферу от предприятий теплоэнергетики в Иркутской области в 2022 г. составили 270,4 тыс. т (Гос. Доклад..., 2023).

Для оценки степени техногенного воздействия на уникальную природную среду озера Байкал необходимо исследование химического состава снежного покрова не только в районах с развитой промышленностью, но и в непромышленных фоновых районах, экосистема которых особо чувствительна к любому негативному воздействию. Довольно подробно изучены атмосферные выпадения на территории Байкальского государственного природного заповедника, расположенного на юго-восточном побережье озера Байкал (Ермакова, 1998; Урбанавичене и др., 1998; Нецветаева и др., 2004; Моложникова и др., 2023). Геохимические характеристики снежного покрова в районе Северного Прибайкалья, испытывающего не столь значительное в сравнении с Южным Прибайкальем влияние хозяйственной деятельности человека, изучены в меньшей степени (Ходжер, 1987; Белозерцева и др., 2018; Netsvetaeva et al., 2020; Белозерцева и др., 2023).

Северное Прибайкалье расположено на территории Иркутской области и Республики Бурятия. Климат Северного Прибайкалья резко континентальный. По данным метеостанции Нижнеангарск, средняя годовая сумма осадков составляет около 353 мм. Наибольшее количество осадков за исследуемый зимний период 2022-2023 гг. выпало в январе (35 мм). Февраль являлся самым малоснежным месяцем (6 мм). Преобладающее направление ветра - северо-западное (Летопись..., 2022; Погода..., 2022). Наиболее крупными населенными пунктами в районе исследования являются г. Северобайкальск и пос. Нижнеангарск с населением около 23 и 15 тыс. человек соответственно (Всероссийская перепись..., 2020). К основным стационарным источникам загрязнения атмосферного воздуха г. Северобайкальск относятся предприятия теплоэнергетики и промышленности, автомобильный и железнодорожный транспорт и др. Суммарные выбросы загрязняющих веществ от стационарных источников г. Северобайкальска в 2023 г. составили 3,9 тыс. т. (Гос. доклад..., 2024).

Настоящая работа посвящена исследованию особенностей химического состава снежного покрова на Северном Байкале и оценке уровней накопления основных ионов и биогенных компонентов в снежном покрове в современный период.

2. Материалы и методы

Для оценки экологического состояния атмосферы в районе Северного Байкала и количества загрязняющих веществ, поступающих на подстилающую поверхность за холодный период 2022-2023 гг. (ноябрь-март), в период максимального снегонакопления в Байкальском регионе, проведены снегомерные съемки Устойчивый снежный покров на этой территории сформировался в середине ноября 2022 г. Снегомерные съемки выполнены нами 8-12 марта 2023 г. Отбор проб в районе Северного Байкала осуществлялся в бассейне притоков северного и северо-западного побережий Байкала на площадках (станциях) - (рр. Верхняя Ангара (станции 23, 24), Кичера (станция 21), Холодная (станция 22), Тья (станция 14)), в г. Северобайкальске (станция 13), со льда озера в районе Кичерской прорвы (станция 19, 20), в таежной зоне вдоль автотрасс «25Н-152 Магистральный – Окунайский», 25К-258 «Усть-Кут – Северобайкальск» (станции 1-11) (далее автодорога Жигалово-Северобайкальск). Для исключения влияния дорожной пыли и выхлопных газов автотранспорта отбор произведен на расстоянии 100–200 м от автодорог. Кроме того, 20-28 февраля 2023 г. снег отобран в других районах Байкальского региона, где отсутствуют крупные промышленные предприятия - на юго-западном побережье озера Байкал в пос. Листвянка (станции 26, 27), на юго-восточном побережье озера (в бассейне рек Снежная, Переменная, Хара-Мурун, Солзан, Утулик – станции 36-41)) и в лесном массиве вдоль трассы «25Н-209 Иркутск – Листвянка» (станции 28-35) (Рис. 1).

Для сравнения полученных материалов использовались данные по химическому составу снежного покрова, отобранного в 2012, 2015, 2020 гг. в районе Северного Байкала на тех же станциях, а также данные снегосъемок 2022 г. в промышленных центрах Байкальского региона (гг. Иркутск, Шелехов, Ангарск, Улан-Удэ) (Molozhnikova et al., 2023). Данные по количеству отобранных проб и высоте снежного покрова представлены в Таблице 1.

Всего на исследуемой территории в 2023 г. отобрано 66 проб снежного покрова (Таблица 1), за период с 2012 по 2020 гг. на Северном Байкале - около 100 проб. Отбор кернов снежного покрова проведен на полную глубину его залегания, исключая захват частиц грунта с использованием градуированной пластиковой трубы диаметром 11 см. На льду озера, где высота снежного покрова невысока, пробы отбирались с определенной площади с помощью пластикового совка. Влагозапас в снежном покрове определялся как отношение объема растопленной пробы к площади, с которой отбирался снег (Василенко и др., 1985). Определение химического состава снеговой воды выполнялось с

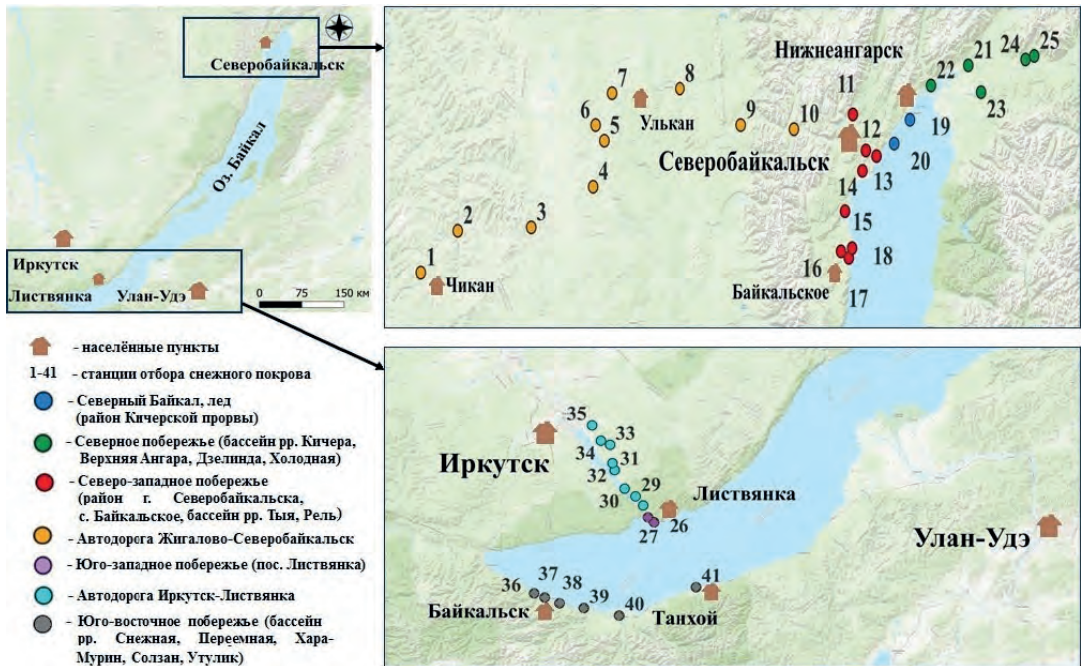


Рис.1. Карта отбора проб снежного покрова в Байкальском регионе в 2023 г.

использованием общепринятых гидрохимических методик (Khodzher et al., 2016; Аналитические..., 2017) в аккредитованной лаборатории гидрохимии и химии атмосферы и Центра коллективного пользования Лимнологического института Сибирского отделения Российской академии наук (г. Иркутск). Концентрации катионов металлов определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии (спектрометр атомно-абсорбционный contrAA 800, Германия), анионов – ионной хроматографией (ионный хроматограф ICS – 3000, Dionex, США), биогенных элементов – фотокolorиметрическим методом (фотометр фотоэлектрический КФК-3-01-«ЗОМЗ», Россия; СПЕКС ССП-705М, Россия), рН – потенциометрическим методом (рН-метр «Эксперт-рН», Россия).

3. Результаты и их обсуждение
3.1. Величина рН в снеговой воде в районе Северного Байкала

Расплавы снежного покрова на побережье Северного Байкала в зимний период 2022/23 г. имели слабокислую реакцию среды. Величина рН изменялась в диапазоне 4,7-6,1, составляя в среднем 5,3 ед. рН (Рис. 2). Минимальные значения зафиксированы на побережье р. Кичера (станция 21), максимальные - на побережье р. Тья вблизи г. Северобайкальск (станция 14). В самом городе величина рН достигала значений 7,2 ед. рН, что, вероятно, обусловлено воздействием выбросов ТЭЦ и местных котельных (щелочных компонентов золы сгоревшего топлива).

В межгодовой динамике отмечено постепенное уменьшение величины рН в снеговых водах за годы исследования (Рис. 2). При этом величина отношения эквивалентных концентраций основных ионов, определяющих кислотность осадков

Таблица 1. Район исследования и количество точек отбора снежного покрова в Байкальском регионе в 2023 г.

Район исследования	Количество проб	Высота снежного покрова, см
Северный Байкал, лед	6	15-35 (26)
Северное побережье	5	65-94 (79)
Северо-западное побережье	9	18-48 (32)
Автодорога Жигалово-Северобайкальск	12	33-147 (64)
Юго-западное побережье (пос. Листвянка)	11	1-52 (35)
Автодорога Иркутск – Листвянка	8	30-60 (47)
Юго-восточное побережье	15	47-83 (65)

Примечание: в скобках - среднее значение.

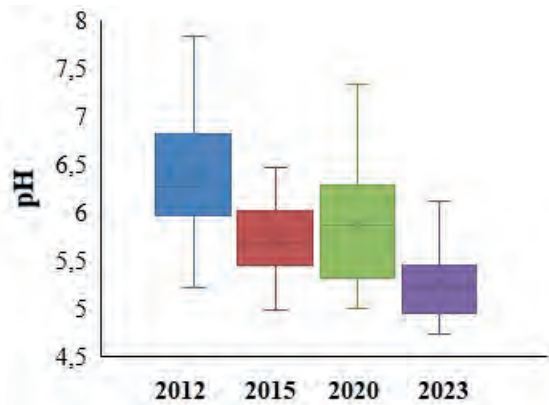


Рис.2. Величина рН в снеговой воде в районе Северного Байкала в марте 2012, 2015, 2020, 2023 гг.

$[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]/[SO_4^{2-}] + [NO_3^-]$, с 2012 г. по 2023 г. снизилась с 1,5 до 0,9. Значение данного отношения меньше 1, что свидетельствует о неполной нейтрализации кислотности анионов сильных кислот в снеговой воде. Это произошло вследствие более значительного уменьшения концентраций кальция (в 4,6 раза) по сравнению с содержанием нитратов и сульфатов (в 1,6-3,6 раза) за рассматриваемый период. Среднее же отношение содержания главных нейтрализующих катионов ($K = [NH_4^+] + [Ca^{2+}] + [Mg^{2+}] + [Na^+] + [K^+]$) к содержанию анионов ($A = [SO_4^{2-}] + [NO_3^-] + [Cl^-]$) K/A равно 1, что наряду с низкой минерализацией свидетельствует о том, что в настоящий период система еще находится в состоянии равновесия, т.е. закисление снежного покрова на побережье Северного Байкала в настоящее время не происходит (Комов и Лазарева, 1994; Василевич и др., 2011) (Таблица 2). Хотя следует отметить, что с 2012 г. по 2023 г. наметился тренд постепенного снижения данного отношения с 1,6 до 1,0.

Среднее значение величины pH за рассматриваемый 4-х летний период наблюдений составило 5,9, что характерно для незагрязненных атмосферных осадков. Полученные величины pH сопоставимы с соответствующими средними значениями для осадков на 10 фоновых российских станциях, входящих в систему Глобальной службы атмосферы Всемирной метеорологической организации (ВМО) за 2023 г., для которых этот показатель находился в пределах 5,5-6,5 (Першина и др., 2024). Средняя величина pH в снежном покрове на побережье Северного Байкала (5,3) в 2023 г. сравнима с таковыми на юго-западном и юго-восточном побережьях озера, не подверженных непосредственному воздействию выбросов крупных промышленных предприятий (5,0-5,3). Однако она выше величин pH, характерных для снежного покрова арктических районов (4,97) и фонового района оз. Байкал - Байкало-Ленского заповедника (4,96) (Netsvetaeva et al., 2020; Шевцова и др., 2022). В таежной зоне в районе автодороги Жигалово-Северобайкальск среднее значение pH было выше (5,8) и изменялось в пределах 4,9-7,3.

3.2. Главные ионы в снеговой воде Северного Байкала

Распределение главных ионов в снежном покрове на побережье Северного Байкала выглядит следующим образом: $Ca^{2+} > NO_3^- > SO_4^{2-} > H^+ > Mg^{2+} > HCO_3^- > Cl^- > Na^+ > K^+ > NH_4^+$ (Рис. 3).

Химический состав снежного покрова в районе побережья Северного Байкала и в промышленных центрах Байкальского региона существенно различается по относительному содержанию основных катионов и анионов. В катионном составе снеговой воды побережья Северного Байкала преобладают ионы кальция (30%-экв.) и водорода (12%-экв.), в анионном составе - нитраты (19%-экв.) и сульфаты (17%-экв.). О ведущей роли нитратов среди анионов свидетельствует и отношение эквивалентных концентраций $[SO_4^{2-}]/[NO_3^-] = 0,8$ (Таблица 2). Доминирование нитратов над сульфатами отмечено также на юго-восточном побережье Байкала, где относительное содержание нитратов составило 20%-экв., при этом отношение $[SO_4^{2-}]/[NO_3^-]$ составило 0,7. Такое распределение анионов характерно для незагрязненных фоновых районов и объясняется дальним переносом оксидов азота (Obolkin et al., 2016; Sicard et al., 2023). В снежном покрове промышленных городов Прибайкалья в 2022 г. преобладали сульфаты, фториды, гидрокарбонаты среди анионов и кальций, магний, натрий среди катионов (Рис. 3). Подобное соотношение основных ионов, как правило, характерно для снежного покрова крупных промышленных центров, где существенно влияние предприятий топливно-энергетического комплекса и промышленности (Новороцкая, 2018; Гладун и др., 2024). Так, в г. Улан-Удэ относительное содержание сульфатов достигало 18-23%-экв., в то время как содержание нитратов не превышало 5-9%-экв.

Для снежного покрова побережья Северного Байкала отмечена высокая степень корреляции ($r=0,7-1,0$) между следующими парами ионов: $SO_4^{2-}-Ca^{2+}$, $HCO_3^- -Mg^{2+}$, $HCO_3^- -Ca^{2+}$, $SO_4^{2-}-Mg^{2+}$, $HCO_3^- -NH_4^+$, что указывает на общие источники их поступления, преимущественно терригенного происхождения (Рис. 4).

На Рис. 5а представлена схематическая карта распределения главных ионов в снежном покрове Северного Байкала в 2023 г., созданная на базе пакета Q GIS. Размер каждой отдельной картодиаграммы соответствует определённой величине суммы ионов, рассчитанной для каждой станции отбора проб снежного покрова. Данные картодиаграммы позволяют одновременно отображать содержание всех ионов, а также выявить наиболее загрязненные районы. Для сравнения полученных результатов аналогичная карта-схема пространственного распределения главных ионов построена для Южного Прибайкалья (Рис. 5б).

Таблица 2. Соотношения эквивалентных концентраций главных ионов в снеговой воде Северного Байкала в 2023 г.

Показатель	Побережье Северного Байкала	Автодорога Жигалово- Северобайкальск
$[SO_4^{2-}]/[NO_3^-]$	0,8	0,8
$[NH_4^+] + [Ca^{2+}] + [Mg^{2+}] + [Na^+] + [K^+]/[SO_4^{2-}] + [NO_3^-] + [Cl^-]$	1,0	2,8
$[Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]/[SO_4^{2-}] + [NO_3^-]$	0,9	3,0

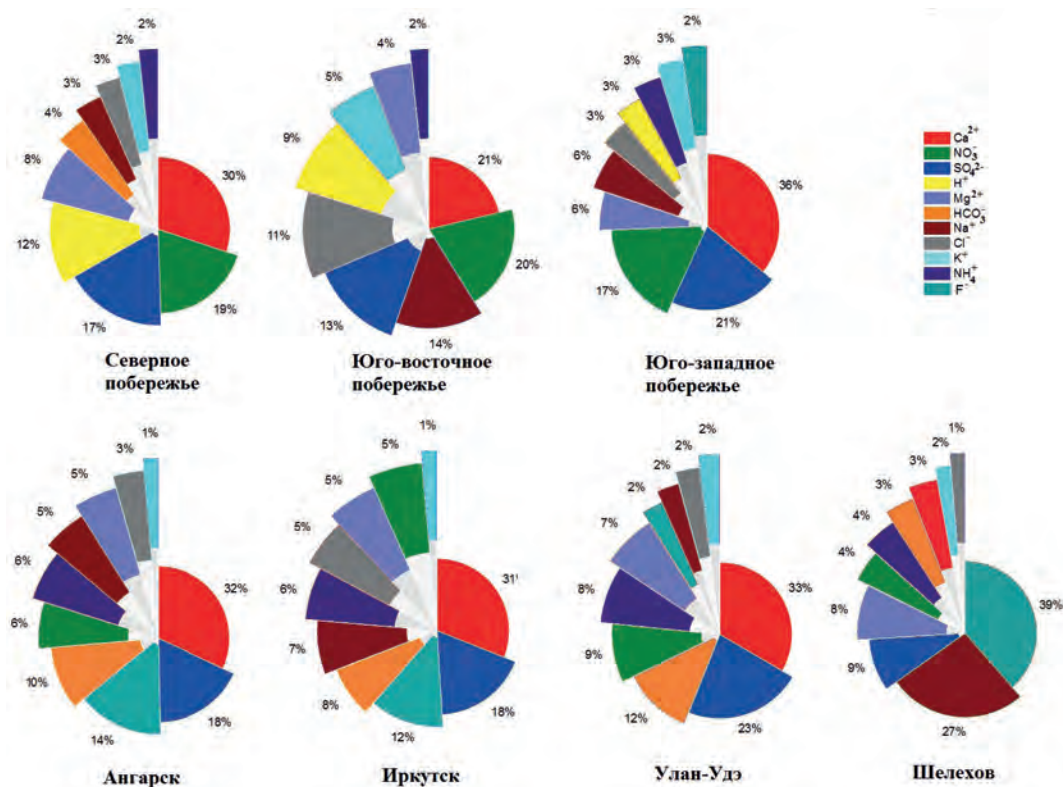


Рис.3. Среднее относительное содержание ионов (%-экв) в снежном покрове Байкальского региона в 2022-2023 гг.

В районе побережья Северного Байкала суммарное содержание ионов (Σ_i) в снеговой воде изменялось в пределах 1,2-6,9 мг/л и в среднем составило 2,7 мг/л. Эти значения сопоставимы с минимальными величинами на юго-восточном побережье озера – в бассейне рек Снежная и Харамурин (станции 37 и 38 соответственно) (Рис 5а, б), а также с региональными фоновыми значениями на территории Байкало-Ленского заповедника (3 мг/л) (Netsvetaeva et al., 2020). В сравнении с крупными промышленными центрами Южного Прибайкалья этот показатель в 8-20 раз ниже (Molozhnikova et al., 2023).

Как видно из Рис. 5а, наибольшее суммарное содержание ионов зарегистрировано в снежном покрове на станции 13 (г. Северобайкальск) – до 31 мг/л, что обусловлено влиянием антропогенных источников загрязнения воздуха в городе. Минимальные значения фиксировались в пробах, отобранных со льда Байкала в районе Кичерской прорвы – 1,2 мг/л (станция 20), а также в бассейне рек Кичера, Верхняя Ангара и Дзелинда – до 2,6 мг/л (станции 21, 23, 24 и 25 соответственно). Следует отметить, что величины pH на этих станциях также были невысоки (в среднем 5,2 ед. pH). Низкие значения pH и Σ_i в снежном покрове обусловлены относительной удаленностью данных территорий от источников антропогенного загрязнения. В снежном покрове таежной зоны в районе автотрассы Жигалово-Северобайкальск сумма ионов изменялась в широких пределах, от 1,1 до 17,1 мг/л (среднее - 4,1 мг/л). Максимум Σ_i отмечен в 105 км от р.п. Жигалово (станция 2) и обусловлен повышенной запыленностью воздуха в данной точке отбора. Низкие значения Σ_i регистрирова-

лись на границе Иркутской области и Республики Бурятия, где высота снежного покрова была максимальной (станция 10). В сравнении с данными снегомерных съемок, проведенных ранее, Σ_i в районе побережья Северного Байкала снизилась в 2-5 раз (Рис. 6). Станции 10, 20, 21, 23, 24 и 25 по содержанию главных ионов и величине pH нами выделены как фоновые для Северного Байкала и всего Байкальского региона в целом.

В Таблице 3 представлено среднее содержание основных ионов в снежном покрове побережья Северного Байкала за 4-летний период наблюдений (2012, 2015, 2020, 2023 гг.). Концентрации большинства ионов существенно варьировали в зависимости от типа местности и близости к промышленным зонам и транспортным магистралям.

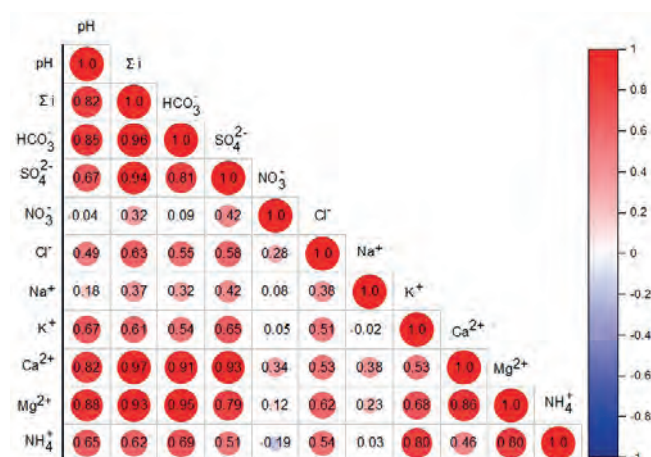


Рис.4. Коэффициенты корреляции Пирсона между содержанием ионов в снежном покрове на побережье Северного Байкала в 2023 г.

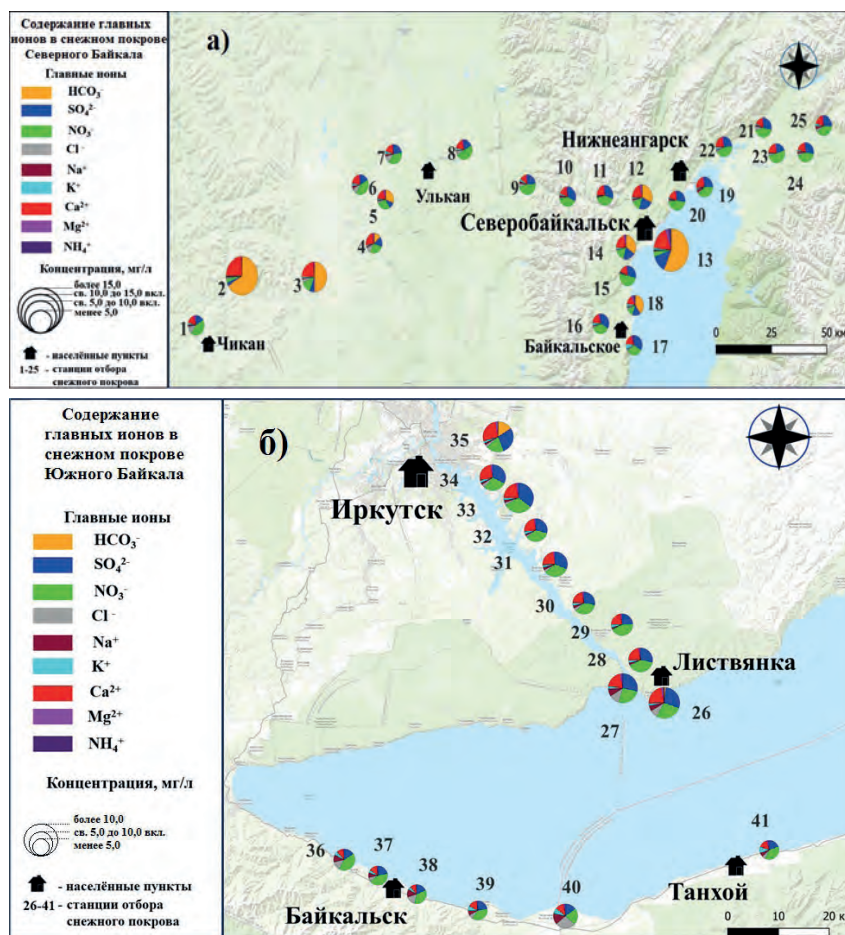


Рис.5. Схематическая карта распределения содержания главных ионов в снежном покрове Байкальского региона в 2023 г. (а - Северный Байкал; б - Южный Байкал).

Среднее содержание главных ионов в снежном покрове на Северном Байкале в 2023 г. снизилось в сравнении с 2012 г. от 2 до 13 раз (Таблица 3). Подобная тенденция прослеживается и в других районах России. Так, за период 2019–2023 гг. в городах России в основном произошло уменьшение средних значений концентраций основных загрязняющих веществ в воздухе и количества выбросов от стационарных источников и автотранспорта. Суммарные выбросы диоксида серы от стационарных и передвижных источников снизились на 11 %; оксидов азота – на 2% (Ежегодник состояния..., 2024).

3.3. Биогенные компоненты в снеговой воде Северного Байкала

Минеральный и общий азот. Среднее содержание минерального азота в снежном покрове на Северном Байкале составило 0,22 мг/л, изменяясь от 0,13 до 0,28 мг/л. Содержание общего азота в разных районах исследуемой территории было выше от 1,8 до 2,2 раз. Максимальное содержание $N_{\text{мин}}$ и $N_{\text{общ}}$ зафиксировано в окрестностях Северобайкальска (станция 12). Вне зоны антропогенного влияния большая часть азота представлена его минеральными формами (56-60%). В районах с повышенной антропогенной нагрузкой (окрестности г. Северобайкальска, побережье в устье р. Тья,

с. Байкальское, 105 км северной трассы) в 2023 г. до 77% азота находилось в органической форме. Расчет соотношения разных форм минерального азота в снеговой воде показал преобладание нитратного азота над аммонийным азотом.

В отличие от других ионов концентрации нитратного азота распределены в снежном покрове в районе Северного Байкала равномерно. В среднем содержание данного компонента в 2023 г. составило 0,19 мг/л, что в 2-5 раз ниже аналогичных значений в других районах Байкальского региона. Незначительная вариация концентраций нитратного азота (в среднем 26%) в сравнении с другими ионами свидетельствует о преобладании трансграничной и региональной фоновой составляющих над влиянием локальных источников (Таблица 3). В чистых районах доля нитратного азота составляет 96-97 % от его общего содержания, в окрестностях г. Северобайкальска снижается до 77 %. В самом Северобайкальске отмечено доминирование аммонийного азота (до 70%). Это свидетельствует об его антропогенном происхождении.

Минеральный и общий фосфор. Содержание минерального фосфора в снежном покрове Северного Байкала варьировало в пределах 0,3-33 мкг/л, общего фосфора - 3-61 мкг/л. Максимумы средних значений данных компонентов (14 и 33 мкг/л соответственно) наблюдались на северо-западном побережье в районе г. Северобайкальска и

Таблица 3. Среднее содержание основных ионов (в мг/л) в снежном покрове в районе Северного Байкала в 2012, 2015, 2020, 2023 гг.

Район исследования	Период	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	Cl ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺
Северный Байкал, лед	2012	3,6	2,33	1,64	0,17	0,21	0,08	1,80	0,28	0,05
	2015	0,8	0,57	0,69	0,09	0,08	0,03	0,53	0,09	0,01
	2020	3,5	1,31	1,75	0,11	0,36	0,12	1,34	0,35	0,05
	2023	0	0,47	0,80	0,03	0,05	0,03	0,32	0,05	0,03
	μ	2,0	1,17	1,22	0,10	0,18	0,07	1,00	0,19	0,04
	Σ	1,8	0,86	0,55	0,06	0,14	0,04	0,69	0,15	0,02
	CV, %	94	73	45	58	81	67	69	75	55
Северное побережье	2012	0,4	0,64	1,06	0,21	0,1	0,11	0,49	0,07	0,11
	2015	0,1	0,67	0,78	0,08	0,06	0,05	0,33	0,06	0,11
	2020	0,3	0,53	1,03	0,07	0,03	0,12	0,70	0,08	0,05
	2023	0	0,54	0,91	0,10	0,05	0,06	0,40	0,06	0,01
	μ	0,2	0,60	0,95	0,12	0,06	0,09	0,48	0,07	0,07
	Σ	0,2	0,07	0,13	0,06	0,03	0,04	0,16	0,01	0,05
	CV, %	91	12	14	56	49	41	33	14	70
Северо-западное побережье	2012	11	4,42	1,55	0,16	0,14	0,24	4,51	0,49	0,29
	2015	3,4	1,79	0,88	0,17	0,10	0,56	1,03	0,23	0,34
	2020	1,7	1,41	1,18	0,10	0,06	0,37	1,19	0,22	0,26
	2023	1,1	0,96	0,84	0,09	0,05	0,14	0,79	0,13	0,07
	μ	4,3	2,15	1,11	0,13	0,09	0,33	1,88	0,27	0,24
	Σ	4,6	1,55	0,33	0,04	0,04	0,18	1,76	0,16	0,12
	CV, %	106	72	30	31	47	55	94	58	49
Автодорога Жигалово-Северобайкальск	2012	1,4	0,47	1,00	0,09	0,07	0,10	0,59	0,09	0,09
	2015	1,9	0,59	0,72	0,16	0,08	0,13	0,76	0,10	0,12
	2020	2,6	0,65	0,84	0,10	0,06	0,10	1,10	0,13	0,03
	2023	1,8	0,44	0,83	0,19	0,07	0,07	1,01	0,07	0,02
	μ	1,9	0,54	0,85	0,14	0,07	0,10	0,87	0,10	0,07
	Σ	0,5	0,10	0,12	0,05	0,01	0,02	0,23	0,03	0,05
	CV, %	26	18	14	36	12	24	27	26	74

Примечание: μ - среднее значение; Σ - стандартное отклонение; CV - коэффициент вариации, %.

с. Байкальское. Важно отметить, что полученные величины на данном участке довольно высокие, что вероятно, обусловлено повышенным природным фоном, наличием соединений фосфора в почве (Белозерцева и др., 2023), а также антропогенным загрязнением.

3.4. Накопление загрязняющих веществ в снежном покрове Северного Байкала

Поступление загрязняющих веществ на подстилающую поверхность в районе Северного Байкала определялось по результатам химического анализа проб снежного покрова, сформированного за зимний период (с ноября по февраль-март) (Таблица 4). Как известно, величина накопления химических компонентов в снежном покрове зависит от влагозапаса в снеге и концентраций определяемых компонентов.

Суммарное накопление ионов служит характеристикой общего загрязнения снежного покрова. На Северном Байкале эта величина за 4 года наблюдения изменялась в среднем в пределах 230-440 мг/м². В 2023 г. наибольшие величины аккумуляции Σ_и определены в таежной зоне автотрассы Жигалово-Северобайкальск, что обусловлено большим влагозапасом в снеге на отдельных участках этого маршрута (до 135 мм). Минимум накопления в 2023 г. зарегистрирован на льду озера, где влагозапас был около 50 мм. Кроме того, период накопления исследуемых компонентов в снежном покрове на льду озера был в два раза меньше, чем на побережье. Для корректного сравнения величин накопления на льду и побережье рассчитанные данные по аккумуляции на акватории озера были увеличены вдвое (Таблица 4). Сравнение показало, что аккумуляция Σ_и в снежном покрове Северного Байкала в 2 раза ниже, чем на Южном Байкале и в 2-6 раз ниже, чем

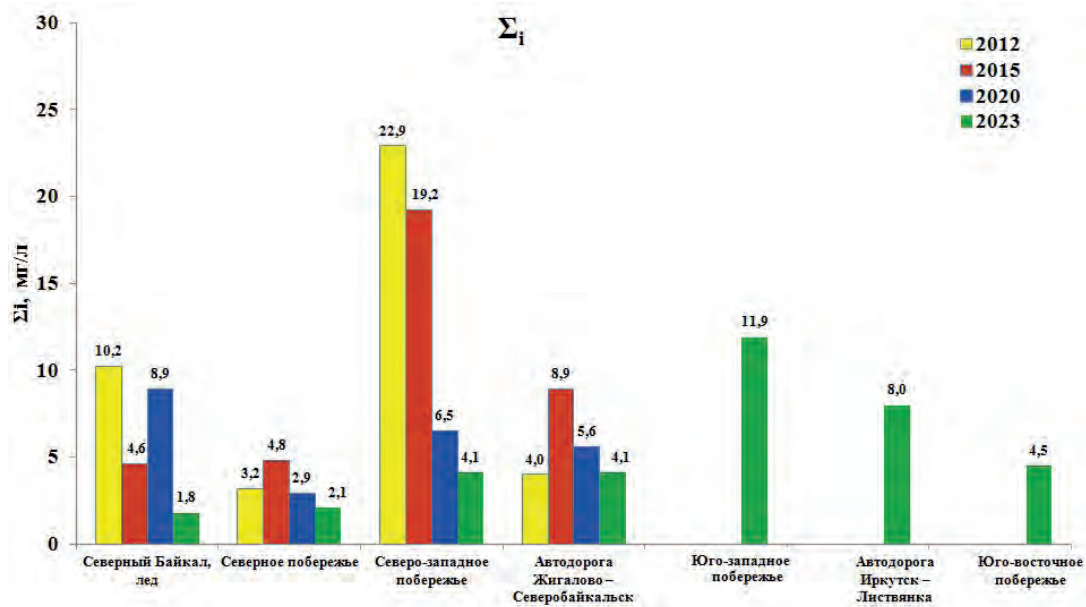


Рис.6. Средние суммы ионов (в мг/л) в снежном покрове Байкальского региона за 4-х летний период наблюдений.

в промышленных центрах Южного Прибайкалья (Таблица 4).

Накопление **кальция** (основного щелочного компонента) в снежном покрове Северного Байкала за исследуемый период изменялось в среднем от 40 до 70 мг/м². В 2023 г. это значение было в 1,3 и 2,3 раза соответственно ниже, чем на юго-восточном и юго-западном побережьях Байкала. В сравнении с промышленными центрами Байкальского региона (за исключением г. Шелехов) эта величина ниже в 2-6 раз.

Наиболее значимо для непромышленных «чистых» районов накопление кислотных компонентов в снежном покрове – **сульфатной серы** ($S(SO_4^{2-})$), **минерального азота** ($\Sigma N_{\text{мин}} = N(NO_3^-) + N(NH_4^+)$)

и **ионов водорода** (H^+). Сумма накопления минерального азота на Северном Байкале за годы исследований составила 16-27 мг/м². В 2023 г. наиболее высокие значения зафиксированы на льду р. Умбелла (станция 8) и в районе пос. Кунерма (станция 9), где влагозапас был максимальным (190-215 мм). Минимальные значения аккумуляции азота (меньше 10 мг/м²) определены на северо-западном побережье и на льду оз. Байкал, где влагозапас в 7 раз меньше. В сравнении с Южным Байкалом аккумуляция $N_{\text{мин}}$ в 3 раза ниже.

Величина накопления **сульфатной серы** в снежном покрове на Северном Байкале в исследуемые годы находилась в пределах 14–25 мг/м², минимальные значения зафиксированы в 2023 г. Анализ

Таблица 4. Накопление химических компонентов (мг/м²) и влагозапас (мм) в снежном покрове Байкальского региона, 2022-2023 гг.

Район исследования	HCO_3^-	$S(SO_4^{2-})$	$N_{\text{мин}}$	Ca^{2+}	H^+	$P_{\text{мин}}$	Σ_i	Влагозапас, мм
Северный Байкал, лед	0	12-20 14	12-22 18	22-38 30	0.6-1.4 1.0	0.02-0.2 0.1	124-214 164	32-55 47
Северное побережье	0	10-27 19	11-28 22	22-54 42	0.3-2.0 0.9	0.04-0.8 0.3	117-291 225	72-150 106
Северо-западное побережье	0-108 45	8-25 14	7-14 11	14-70 35	0.03-1.0 0.3	0.2-1.6 0.7	76-335 180	29-59 44
Автодорога Жигалово-Северобайкальск	0-1522 192	7-24 14	8-41 20	16-563 101	0.01-2.8 0.7	0.06-1.6 0.7	92-2288 460	46-215 108
Южный Байкал	0-170 6	1-120 50	10-105 50	3-285 115	0-4.2 0.9	0-1.3 0.2	280-1270 610	1-190 100
Шелехов*	33-350 92	20-160 60	20-235 50	1-190 40	0-0.04 0.02	0.03-1.6 0.2	260-2130 820	20-50 35
Иркутск*	5-1055 130	15-135 66	8-66 36	25-420 150	0-0.38 0.04	0.02-3.6 0.4	175-2035 680	20-62 33
Ангарск*	7-8100 630	17-850 105	20-60 32	35-3135 320	0-0.07 0.02	0-1.8 0.2	190-14900 1460	12-45 27
Улан-Удэ*	0-320 120	25-340 60	15-70 35	40-190 110	0-0.09 0.02	0.2-2.6 0.7	200-2280 540	11-36 20

Примечание: *- данные за 2022 г.

полученных данных показал, что в снежном покрове Северного Байкала в среднем накапливается от 3 до 7 раз меньше серы, чем на южном побережье озера и в промышленных городах Байкальского региона соответственно.

Как следует из Таблицы 3, накопление H^+ в снежном покрове Северного Байкала в среднем в 1,2 раза меньше, чем на Южном Байкале. Это связано как с меньшим влагозапасом в снеге на севере озера, так и более высокими величинами pH в снеговой воде.

Накопление $P_{мин}$ в снежном покрове отдельных районов на северо-западном побережье озера Байкал и в таежной зоне вдоль северной автотрассы довольно высоко: сопоставимо с аналогичной величиной в г. Улан-Удэ и в 2-4 раза выше, чем в промышленных центрах Южного Прибайкалья.

4. Заключение

В настоящий период снежный покров Северного Байкала характеризуются низкой минерализацией, доминированием нитратов в анионном составе. В межгодовой динамике отмечено постепенное уменьшение суммы ионов и величины pH в снеговых водах за годы исследования. Нитратный азот являлся преобладающей формой минерального азота в снеговой воде. Концентрации большинства компонентов химического состава ниже, чем на юго-западном побережье озера, сопоставимы с региональными фоновыми значениями. В снежном покрове отдельных районов Северного Байкала содержание минерального фосфора довольно высоко вследствие повышенного природного фона и антропогенного загрязнения.

Аккумуляция суммы ионов, кальция, сульфатной серы и минерального азота в снежном покрове Северного Байкала в 2-3 раза ниже, чем на Южном Байкале и в 2-7 раз ниже, чем в промышленных центрах Южного Прибайкалья. Накопление минерального фосфора в отдельных районах Северного Байкала сопоставимо с соответствующей величиной в г. Улан-Удэ и в 2-4 раза выше, чем в промышленных центрах Южного Прибайкалья.

Выявлены территории, которые по содержанию главных ионов и величине pH в снежном покрове могут являться фоновыми для Северного Байкала и всего Байкальского региона. Низкое содержание суммы ионов и величины pH обусловлены относительной удаленностью данных территорий от крупных источников антропогенного загрязнения.

Благодарности

Работа выполнена в рамках государственного задания ЛИН СО РАН по теме 0279-2021-0014 «Исследование роли атмосферных выпадений на водные и наземные экосистемы бассейна озера Байкал, идентификация источников загрязнения атмосферы».

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. (Ed.), 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)
- Molozhnikova Y.V., Shikhovtsev M.Yu., Marinaite I.I. et al. 2022. Spatial distribution of anthropogenic tracers in the snow cover of the Southern Baikal region. Proceedings of SPIE 12341: 1-7. DOI: [10.1117/12.2644206](https://doi.org/10.1117/12.2644206)
- Molozhnikova Y.V., Shikhovtsev M.Y., 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(8171): 1-17. DOI: [10.3390/app13148171](https://doi.org/10.3390/app13148171)
- Netsvetaeva O.G., Onishchuk N.A., Marinaite I.I. et al. 2020. Chemical composition of snow cover in specially protected, non-industrial, and industrial areas of the Baikal region. Proc. SPIE 11560, 26th International Symposium on Atmospheric and Ocean Optics, Atmospheric Physics 115603N. DOI: [10.1117/12.2575035](https://doi.org/10.1117/12.2575035)
- 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.
- Shen J., Song Y., Cheng C. et al. 2023. Spectroscopic and compositional profiles of dissolved organic matters in urban snow from 2019 to 2021: Focusing on pollution features identification. Water Research 229 (119408): 1-9. DOI: [10.1016/j.watres.2022.119408](https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119408)
- 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)
- Szumińska D., Potapowicz J., Szopińska M. et al. 2021. Sources and composition of chemical pollution in Maritime Antarctica (King George Island). Part 2: Organic and inorganic chemicals in snow cover at the Warszawa Ice field. Science of the Total Environment 796 (149054): 1-13. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2021.149054](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149054)
- Thapa P., Xu J., Neupane B. et al. 2020. Chemical composition of inorganic and organic species in snow/ice in the glaciers of western China. Science of the Total Environment 135351: 1-9. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2019.135351](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135351)
- Wang Y., Bian J., Zhao Y. et al. 2018. Assessment of future climate change impacts on nonpoint source pollution in snowmelt period for a cold area using SWAT. Scientific reports 8: 2402. DOI: [10.1038/s41598-018-20818-y](https://doi.org/10.1038/s41598-018-20818-y)
- Аналитические, кинетические и расчетные методы в гидрохимической практике. 2017. В: Лазовик П.А., Ефременко Н.А. (Ред.). Санкт-Петербург: Нестор-История.
- Афоница Т.Е. 2024. Полициклические ароматические углеводороды в снежном покрове Прибайкалья и бассейна озера Байкал. Вестник Воронежского государственного университета, Серия: География. Геоэкология 2: 114-119. DOI: [10.17308/geo/1609-0683/2024/2/114-119](https://doi.org/10.17308/geo/1609-0683/2024/2/114-119)
- Белозерцева И.А., Воробьева И.Б., Власова Н.В. и др. 2018. Экологическое состояние побережья озера Байкал и его влияние на загрязнение озера. Успехи современного естествознания 11: 85-95.

- Белозерцева И.А., Воробьева И.Б., Власова Н.В. 2023. Загрязнение снега и почв северо-западного побережья озера Байкал. Вестник Воронежского государственного университета. Серия: География. Геоэкология 1: 76-92. DOI: [10.17308/geo/16090683/2023/1/76-92](https://doi.org/10.17308/geo/16090683/2023/1/76-92)
- Валикова В.И., Матвеев А.А., Чебаненко Б.Б. 1985. Поступление некоторых веществ с атмосферными осадками в регионе озера Байкал. Совершенствование регионального мониторинга состояния озера Байкал. Ленинград, С. 58-66.
- Василевич М.И., Безносиков В.А., Кондратенко Б.М. 2011. Химический состав снежного покрова на территории таежной зоны Республики Коми. Водные ресурсы 38 (4): 494-506.
- Василенко В.Н., Назаров И.М., Фридман Ш.Д. 1985. Мониторинг загрязнения снежного покрова. Ленинград: Гидрометеиздат.
- 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))
- Вотинцев К.К. 1954. Химический состав вод атмосферных осадков Прибайкалья. Доклады Академии наук 95 (5): 979-981.
- Вотинцев К.К., Ходжер Т.В. 1981. Химический состав атмосферных осадков в районе озера Байкал. География и природные ресурсы 4: 100-105.
- Всероссийская перепись населения 2020 года. Том 1. 2020. Численность и размещения населения, Федеральная служба государственной статистики (Росстат). URL: https://rosstat.gov.ru/vpn_popul (02 Октября 2024).
- Гладун И.В., Шелганова А.А., Майорова Л.П. 2024. Техногенное загрязнение снежного покрова на территории Хабаровского края в период с 2015 по 2022 г. Вестник евразийской науки 16(3): 1-14. URL: <https://esj.today/PDF/94NZVN324.pdf>
- Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2022 году». 2023. Министерство природных ресурсов и экологии Иркутской области. Иркутск.
- Государственный доклад «О состоянии и охране окружающей среды Республики Бурятия в 2023 году». 2024. Министерство природных ресурсов и экологии Республики Бурятия. Улан-Удэ.
- Ежегодник состояния загрязнения атмосферы в городах на территории России за 2023 г. 2024. Санкт-Петербург. ФГБУ «ГТО».
- Ермакова О.Д. 1998. Зависимость функционирования отдельных компонентов экосистем Байкальского заповедника от кислотности атмосферных выпадений. В: Проблемы экологического мониторинга. Материалы X Байкальской школы-семинара, С. 106-118.
- Комов В.Т., Лазарева В.И. 1994. Причины и последствия антропогенного закисления поверхностных вод северного региона на примере сравнительно-лимнологического исследования экосистем озер Дарвинского заповедника. Труды Института биологии внутренних вод РАН 70: 3-30.
- Мамонтов А.А., Тарасова Е.Н., Мамонтова Е.А. 2006. Стойкие органические вещества Прибайкалья (полихлорированные бифенилы и хлорорганические пестициды). Труды государственного природного заповедника «Байкало-Ленский» 4: 15-24.
- Маринайте И.И. 2005. Полициклические ароматические углеводороды в окружающей среде Прибайкалья. Диссертация на соискание ученой степени кандидата химических наук, Институт географии СО РАН, Россия.
- Моложникова Е.В., Голобокова Л.П., Маринайте И.И. и др. 2023. Химический состав атмосферных выпадений на территории Байкальского государственного природного заповедника (восточное побережье Южного Байкала). Метеорология и гидрология 4: 10-21. DOI: [10.52002/0130-2906-2023-4-10-21](https://doi.org/10.52002/0130-2906-2023-4-10-21)
- Нецветаева О.Г., Ходжер Т.В., Голобокова Л.П. и др. 2004. Химический состав снежного покрова в заповедниках Прибайкалья. География и природные ресурсы 1: 66-72.
- Никонова А.А., Горшков А.Г. 2007. Современные уровни накопления полихлорированных бифенилов в объектах Байкальской природной территории. Химия в интересах устойчивого развития 15(3): 363-369.
- Новороцкая А.Г. 2018. О результатах химического мониторинга снежного покрова Хабаровска. Успехи современного естествознания 12(2): 374-379. DOI: [10.17513/use.37023](https://doi.org/10.17513/use.37023)
- 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.
- Онищук Н.А., Нецветаева О.Г., Моложникова Е.В. 2023. Межгодовая динамика химического состава снежного покрова в Прибайкалье. Метеорология и гидрология 4: 33-42. DOI: [10.52002/0130-2906-2023-4-33-42](https://doi.org/10.52002/0130-2906-2023-4-33-42)
- Парадина Л.Ф., Хахураев О.А., Воднева Е.Н. и др. 2016. Снежный покров в оценке экологического состояния Южного Байкала до и после закрытия Байкальского целлюлозно-бумажного комбината. В: Аналитика Сибири и Дальнего Востока: X Всероссийская научная конференция с международным участием. Барнаул, С. 133.
- Першина Н.А., Павлова М.Т., Ефимова О.Н. и др. 2024. Ионный состав атмосферных осадков на российских станциях, входящих в систему Глобальной Службы Атмосферы ВМО. Обзор состояния и загрязнения окружающей среды в Российский Федерации за 2023 год. Москва. Росгидромет. С. 47-54.
- Погода в городе Северобайкальск. 2022. URL: <https://weatherarchive.ru/Temperature/Severobaikalsk/November-2022> (22 сентября 2024)
- Погода и климат. Летопись погоды в Нижнеангарске. Месячные и годовые суммы выпавших осадков в Нижнеангарске. 2022. URL: http://www.pogodaiklimat.ru/history/30433_2.htm (25 сентября 2024)
- Сорокикова Л.М., Нецветаева О.Г., Томберг И.В. и др. 2004. Влияние атмосферных осадков на химический состав речных вод Южного Байкала. Оптика атмосферы и океана 17 (5-6): 423-427.
- Томберг И.В., Сорокикова Л.М., Нецветаева О.Г. и др. 2016. Химический состав и тенденции 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)
- Урбанавичене И.Н., Урбанавичюс Г.П., Ходжер Т.В. 1998. Мониторинг загрязнения атмосферных осадков в Байкальском биосферном заповеднике. Проблемы экологического мониторинга. В: Материалы. X Байкальской школы-семинара. Байкальск. Ин-т экологической токсикологии. С. 181-187.
- Ходжер Т.В. 1983. Химический состав атмосферных осадков. Экология Южного Байкала. С. 44-50.
- Ходжер Т.В. 1987. Поступление веществ из атмосферы в районе Прибайкалья и их роль в химическом балансе оз. Байкал. Диссертация на соискание ученой степени кандидата географических наук, Ленинград, Россия.
- Чебыкин Е.П., Дамбинов Ю.А., Хахураев О.А. и др. 2018. Источники поступления химических элементов в снежный покров береговой зоны поселка Листвянка

(Озеро Байкал). География и природные ресурсы 3: 74-85. DOI: [10.21782/GIPR0206-1619-2018-3\(74-85\)](https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2018-3(74-85))

Чижова Ю.Н., Васильчук Д.Ю., Йошикава К. и др. 2015. Изотопный состав снежного покрова Байкальского региона. Лед и снег 55(3): 55-66. DOI: [10.15356/2076-6734-2015-3-55-66](https://doi.org/10.15356/2076-6734-2015-3-55-66)

Шевцова О.В., Добротина Е.Д., Гончарова А.Б. и др. 2022. Химические характеристики снежного покрова в высокоширотной Арктике (мыс Баранова, остров Большевик, архипелаг Северная Земля). Лёд и Снег 62 (4): 564-578. DOI: [10.31857/S2076673422040152](https://doi.org/10.31857/S2076673422040152)

Янчук М.С. 2018. Исследование распределения и оценка загрязнения снежного покрова озера Байкал нефтепродуктами. Геодезия и картография 8: 60-64. DOI: [10.22389/0016-7126-2018-938-8-60-64](https://doi.org/10.22389/0016-7126-2018-938-8-60-64)

Янчук М.С. 2020. Оценка состояния снега и льда на юго-западном побережье озера Байкал (на примере Голоустненского поселения и примыкающей акватории озера) по данным химического анализа талой воды. Известия Иркутского государственного университета. Серия Науки о Земле 32: 128–139. DOI: [10.26516/2073-3402.2020.32.128](https://doi.org/10.26516/2073-3402.2020.32.128)

Investigation of applicability of different approaches to calculation of geostrophic currents on the example of under-ice eddies forming ice rings on Lake Baikal

Aslamov I.A.^{1*}, Zhdanov A.A.¹, Granin N.G.¹, Blinov V.V.¹, Zyryanov D.V.², Gnatovsky R.Yu.¹

¹ Limnological Institute Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Batorskaya Str., 3, Irkutsk, 664033, Russia

² Water Problems Institute, Russian Academy of Sciences, Gubkina Str., 3, Moscow, 119333, Russia

ABSTRACT. This study examines the spatial distribution of horizontal currents within under-ice anticyclonic eddies that lead to the formation of ring structures on the spring ice of Lake Baikal. Horizontal geostrophic current fields were calculated using the dynamic method, with a focus on comparing various approaches to determining water density, including a package specifically adapted for Baikal conditions, TEOS-10. Measured water temperature and conductivity data from the 2009 ring structure area served as the primary dataset, while reference data comprised velocity and direction profiles from a similar 2020 eddy, measured for the first time. Comparisons revealed that outdated methods, such as the Krotova method or the Chen-Millero equation, result in significant discrepancies from actual measurements, whereas the adapted TEOS-10 package shows the best agreement. Overall, the dynamic approach proved effective and can be successfully applied to study current fields in Lake Baikal. The research also identified and described several characteristic features of current structures within the examined under-ice circulations for the first time.

Keywords: Ice rings, geostrophic currents, anticyclonic eddy, equations of state of water, Lake Baikal

For citation: Aslamov I.A., Zhdanov A.A., Granin N.G., Blinov V.V., Zyryanov D.V., Gnatovsky R.Yu. Investigation of applicability of different approaches to calculation of geostrophic currents on the example of under-ice eddies forming ice rings on Lake Baikal // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - P. 1546-1562. DOI: [10.31951/2658-3518-2024-A-6-1546](https://doi.org/10.31951/2658-3518-2024-A-6-1546)

1. Introduction

Lake Baikal is the world's largest freshwater lake and is renowned for its exceptional water purity and unique properties, which are shaped by its formation conditions and the life processes of its flora and fauna. The ecosystem of the lake is largely depended on the dynamics of its water masses. Water movement and turbulent exchange affect energy distribution, thermal regime, the transport of nutrients and pollutants, the spatial distribution of phytoplankton and zooplankton, and oxygenation of the deep waters. Therefore, understanding these hydrodynamic processes is essential for studying the functioning of Baikal's ecosystem.

Extensive data on Baikal's currents were collected during the 1960s and 1970s using direct measurements at buoy stations with various types of current meters. However, these measurements had significant limitations, such as high start-up thresholds that prevented measurements of velocities below 2 cm/s. The findings

from these observations were summarized in studies by V.M. Sokolnikov, A.A. Ainbund, V.I. Verbolov, and others (Sokolnikov, 1960; Ainbund, 1973; Currents in Baikal, 1977). More recent studies (Granin et al., 1991; Granin et al., 1999; Zhdanov et al., 2001) revealed insights into current intensification zones, deep water renewal processes, and the generation of under-ice currents. These studies required substantial material investments, including costly equipment as well as installation and removal work at the buoy stations. While feasible during the Soviet era, such large-scale projects became financially unavailable in the early 1990s, resulting in a decline in similar research activities at the Limnological Institute over the past three decades. The first modern current meter was only acquired by the institute in the late 2010s.

Given the lack of advanced instrumentation, alternative approaches were employed for current measurements, such as the deployment of free-floating drifters (Zhdanov et al., 2014). Direct measurements of

*Corresponding author.

E-mail address: ilya.aslamov@bk.ru (I.A. Aslamov)

Received: November 17, 2024; **Accepted:** December 17, 2024;

Available online: December 25, 2024

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



relatively low velocities in Lake Baikal from a research vessel during the summer also presented challenges, requiring precise correction for vessel movement and its exact orientation in space. Since drift of the vessel typically exceeds current velocities by a factor of ten or more, even minor errors in determining the position or velocity of the ship can significantly distort the measured currents. As a result, currents in Lake Baikal have been studied mainly in recent years during winter from the ice cover (Aslamov et al., 2017; Zhdanov et al., 2017; Kirillin et al., 2020).

The need for spatial data on currents in Lake Baikal, without the use of expensive electromagnetic or Doppler current meters, has grown significantly. A viable alternative is the calculation of geostrophic currents using the balance between horizontal pressure gradients and Coriolis force resulting from the rotation of the Earth. For Lake Baikal, the first work on geostrophic currents were conducted by V. A. Krotova (1970) in the late 1960s and early 1970s. The study calculated current velocities for the upper layer utilizing water temperature data from deep thermometers and applying a dynamic method to estimate currents. However, this approach saw limited application thereafter, with a notable exception being the work of Shimaraev and Troitskaya (2005).

The advantage of the geostrophic methodology lies in its capacity to calculate current directions and velocities solely from the spatial distribution of water density. Accurate water density calculations, in turn, require measurements of key parameters influencing density: temperature, salinity (for fresh water – mineralization) and pressure, and calculate the desired density from the equation of state of water. Modern oceanographic CTD probes (such as SBE-25 and similar instruments) can measure hydrophysical parameters with high accuracy. The question remains in finding the relationship between the electrical conductivity measured by the probe and the water mineralization, which depends on the chemical composition of a particular body of water, and in selecting the equation of water state itself, suitable for describing the waters of the lake under study.

In the late 1970s and early 1980s, Chen and Millero published a series of studies on seawater density (Chen and Millero, 1978). Their findings were summarized in the first International Equation of State of Seawater (EOS-80) in 1980. Based on EOS-80, a set of algorithms developed by Fofonoff and Millard in 1983 allowed for the calculation of various fundamental thermodynamic properties of seawater, such as sound speed, thermal expansion, compressibility, and dynamic viscosity. However, both EOS-80 and the UNESCO-1983 equations used practical salinity, which limited their accuracy for non-standard conditions and prevented their application to fresh water bodies.

It was not until 1986 that Chen and Millero (1986) adapted the seawater equation of state for freshwater. Unfortunately, the use of this equation for low mineralized waters and deep depths in Lake Baikal resulted in large disagreements between theoretical data and in-situ measurements. To adapt the equation to Baikal's

conditions, the staff at the Laboratory of Hydrology and Hydrophysics at LIN SB RAS with Swiss colleagues from EAWAG conducted special experiments to determine the relationship between electrical conductivity, pressure, and temperature in Lake Baikal (Hohman et al., 1997; Blinov et al., 2006). These experiments helped to minimize the disagreement between theory and observation. Additionally, limnologists working on other reservoirs had raised questions about the suitability of the Chen-Millero equation in certain situations as early as the 1980s.

In order to address the numerous discrepancies in the Chen-Millero equation and to achieve broader data coverage for the global ocean, SCOR (Scientific Committee on Oceanic Research) and IAPSO (International Association for the Physical Sciences of the Oceans) established the Working Group (WG 127) in 2005 on Thermodynamics and Equation of State of Seawater. The results of the international project TEOS-10 (IOC, SCOR and IAPSO, 2010) were published five years later in 2010, comprising a set of programs for calculating the thermodynamic properties of water. The new standard marked a qualitative leap forward based on fundamental physics: a complete inter-consistency of all thermodynamic parameters of water was ensured by using the free energy equation, the basis of which is the Gibbs potential (Wagner and Prub, 2002; Feistel, 2003; Feistel, 2008). In addition, the different aggregate states: water, ice and humid air are described as a single thermodynamic system in TEOS-10. These advancements, along with the transition from practical salinity to absolute salinity, ensured the applicability of the new standard to low-salinity water bodies.

When trying to apply TEOS-10 for calculate the geostrophic currents of Lake Baikal, it became clear that, as in the case of the Chen-Millero equation, there are discrepancies in the density calculation, and the TEOS-10 model also requires regional adaptation. The study is therefore aimed comparing different methods of geostrophic currents calculations (with different density calculation algorithms) for Lake Baikal and to correlate the calculation results with the available experimental data.

2. Materials and methods

Initial data

To compare different methods of calculating geostrophic currents, winter data on the distribution of hydrophysical characteristics measured under snow-covered ice can be considered the most perspective. At this time, the influence of external destabilizing factors is minimal: there is no tangential wind stress and, consequently, no drift currents and wave activity. The ice cover thermally insulates the water masses from air temperature fluctuations. Consequently, data from a two CTD transects performed on April 7, 2009, across the ice ring structure detected in Southern Baikal (Granin et al., 2015; 2018), were selected as the primary dataset (Fig. 1A). Since the laboratory did not have current meters as of 2009, detailed data obtained on a similar ring structure that appeared in the same

area in 2020 were used as reference currents to verify the calculations.

Measurements in 2020 were conducted on April 4-5, prior to the appearance of the ring structure on April 16. Without a visual reference, an expanded station grid was performed along the same transects as in 2009, as a result they have passed almost tangentially to the ring (Fig. 1B).

In 2009, measurements were taken using an SBE-19plus CTD probe, providing profiles of temperature (accuracy $\pm 0.002^\circ\text{C}$) and water conductivity ($\pm 0.0003\text{ S/m}$). These data were used to calculate the total concentration of major water ions (hereafter referred to as mineralization) following the method proposed by R. Hohman et al. (1997) and adapted for Baikal conditions by Blinov et al. (2006). Data for the upper 100-meter water layer were averaged over 5-meter intervals, as shown in Fig. 2.

In 2020, measurements of current velocities were made with the JFE INFINITY-EM AEM-USB electromagnetic meter (JFE) with a velocity resolution of 0.02 cm/s and a direction resolution of 0.01° . Since the JFE is not equipped with a pressure sensor, a special suspension system with a stabilizing wing was constructed to prevent the current meter from rotating around its axis and equipped with a temperature and pressure meter RBRDuo²T.D to record the depth of current measurements.

Calculation methods

To calculate geostrophic currents, we used a dynamic method, which determines the gradient of dynamic height between stations along a transect, as detailed by Fomin (1964). This method has been successfully used in lake studies during the under-ice period, as shown in the works of Rizk et al. (2014) and Palshin et al. (2017). It involves determining the gradient of dynamic height between two vertical stations. The component of current velocity normal to the direction of transect is calculated using the balance between the horizontal pressure gradient and Coriolis force:

$$fu_z = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial P_z}{\partial y}, \quad (1)$$

where: f – Coriolis parameter, u_z – current velocity component at depth z , P_z – pressure at depth z , ρ_0 – average water density, dy – horizontal distance between stations. The pressure for each station was found by vertically integrating the expression:

$$P_z = \int_{z_0}^z \rho g dz, \quad (2)$$

where: ρ – water density, g – acceleration of free fall, z – depth. Integration was carried out from bottom to top from the initial depth z_0 to the depth z . Then, after substituting the integrated pressure difference for a pair of stations into equation (1), the transverse velocity between stations was found as:

$$u_z = -\frac{1}{\rho_0 f} \int_{z_0}^z \frac{\partial \rho}{\partial y} g dz + C, \quad (3)$$

where C is the integration constant, which was assumed to be equal to zero based on the fact that we consider a stationary eddy located in the center of the lake, away from the coastal currents, and, accordingly, the mean flow through its cross section is equal to zero. The assumption of zero equality of velocities at the initial depth z_0 was also adopted.

The described method is valid provided that the geostrophic balance is observed, and, therefore, the following conditions must be met (Gill, 1982):

1. the lake width must exceed the Rossby deformation radius (R_{rad})
2. the Rossby number ($Ro = u/Lf$, where u and L are characteristic scales of current velocity and lake size) should be much less than 1
3. frictional forces should not affect the geostrophic equilibrium, so the currents should be considered outside the Ekman boundary layers.

In previous studies of ring structures on the ice of Lake Baikal (Granin et al., 2015; 2018), it was shown that the radius of the ice rings is comparable to the Rossby baroclinic deformation radius, whose estimates range from 1400 to 2300 m, and is much smaller than the horizontal dimensions of Lake Baikal. The estimate of the Ro number for the under-ice currents of Lake

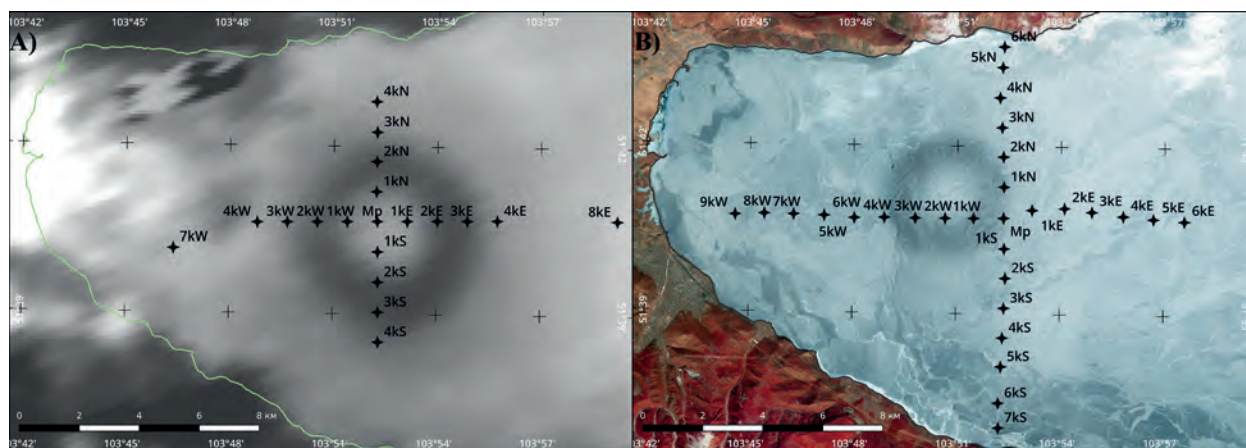


Fig.1. Light-corrected satellite images and schemes of cross-sectional transects station locations in the area of ring structures on the lake ice in South Baikal:

A – 19.04.2009 (MODIS, Aqua <https://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov/> – accessed 01.12.2024);

B – 15.04.2020 (Sentinel-2 L1C <https://dataspace.copernicus.eu/> – accessed 01.12.2024).

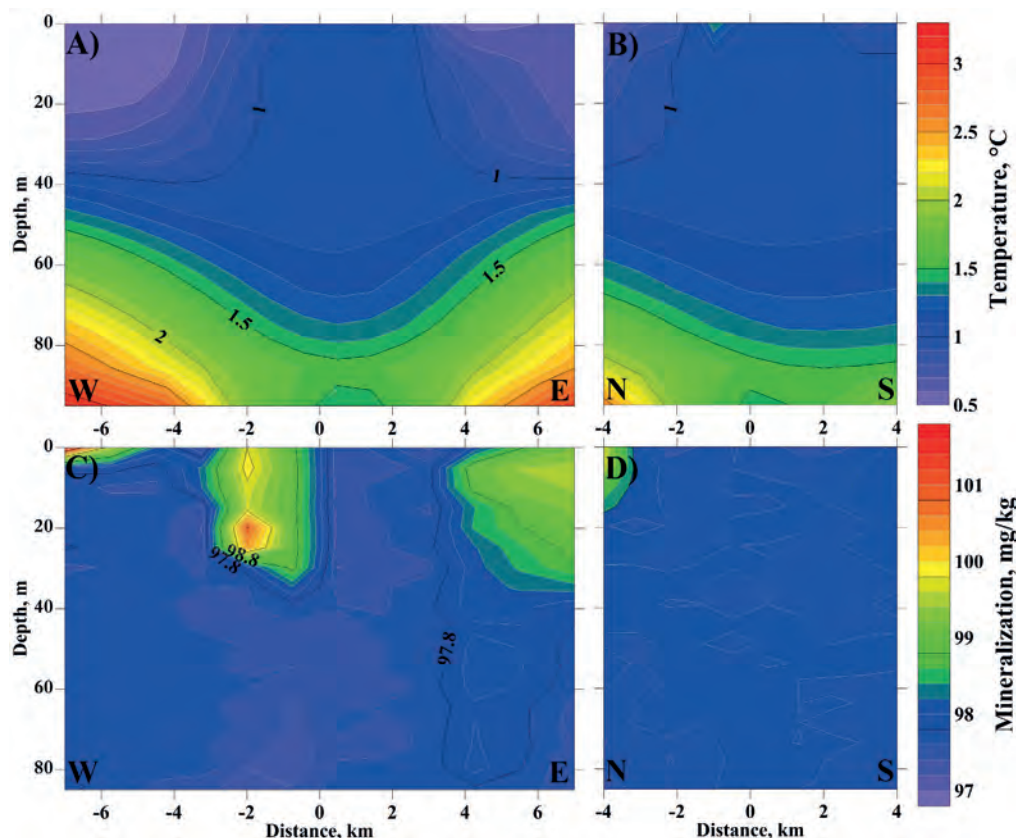


Fig.2. Spatial distribution of water temperature (A,B) and mineralization (C,D) under the ring structure on two cross-sections, 07.04.2009.

Baikal (1-10 cm/s) is of the order of 10^{-2} and, accordingly, the $Ro \ll 1$ condition is realized. Previous field studies of currents in Lake Baikal, both in the background areas and in places of their intensification, have shown that the boundary layer in which velocities decrease and currents turning occurs is located in the first meters (1-3 m) from the ice (Zhdanov et al., 2017; Kirillin et al., 2020), and, therefore, the influence of friction at greater depths can be neglected. Considering all of the above, it can be stated that the field of currents under the ice of the ring structures of Lake Baikal is in a geostrophic balance, and the use of a dynamic method for calculating their velocity is justified.

Using the described dynamic method, geostrophic currents were calculated by four different approaches to calculating water density:

1. The density was calculated according to V.A. Krotova (1970), using the average mineralization of Baikal water. For more accurate determination of densities, the values from the specific volume table given in the paper were approximated by parabolas for each horizon.
2. According to the equation of state for fresh water (up to 0.6 g/kg) obtained by Chen and Millero (1986).
3. Using the original TEOS-10 software package, which uses the calculation of various thermodynamic parameters of the water state from the Gibbs function and its derivatives.
4. With TEOS-10 (IOC, SCOR and IAPSO, 2010), adapted for Baikal conditions.

The work done on regional adaptation of TEOS-10 algorithms consisted of the following. The use of standard S_{so} mineralization was changed from marine (35.16504 g/kg) to average Baikal mineralization (0.0965 g/kg). In this connection, the value of specific heat capacity was changed to the corresponding for this mineralization 4217.42 J/(kg K). The last one serves as a proportionality coefficient in the transition from potential enthalpy and conservative temperature. The standard atmospheric pressure was also changed to be appropriate for an altitude of 456 m above sea level (the water surface altitude of Lake Baikal). In addition, in the adapted TEOS-10 we use the calculation of various thermodynamic parameters directly from the Gibbs function and its derivatives, while the original version uses 75-degree polynomials to reduce the calculation time.

3. Results and discussion

By using four different water density methods, geostrophic current velocities were calculated on two cross sections through the 2009 ring structure (Fig. 1). The east-west cross-section, featuring a greater number of stations, was analyzed in detail, with results displayed in Fig. 3. It is clear that the geostrophic currents calculated using the first two methods differ significantly from those obtained using TEOS-10. This applies not only to the values of current velocities, but also to the directions. Thus, according to the Krotova method (Fig. 3A), both cyclonic circulation in the upper 20-meter layer with current velocities up to 4 cm/s and counter-current in deeper layers with velocities up to 3 cm/s are

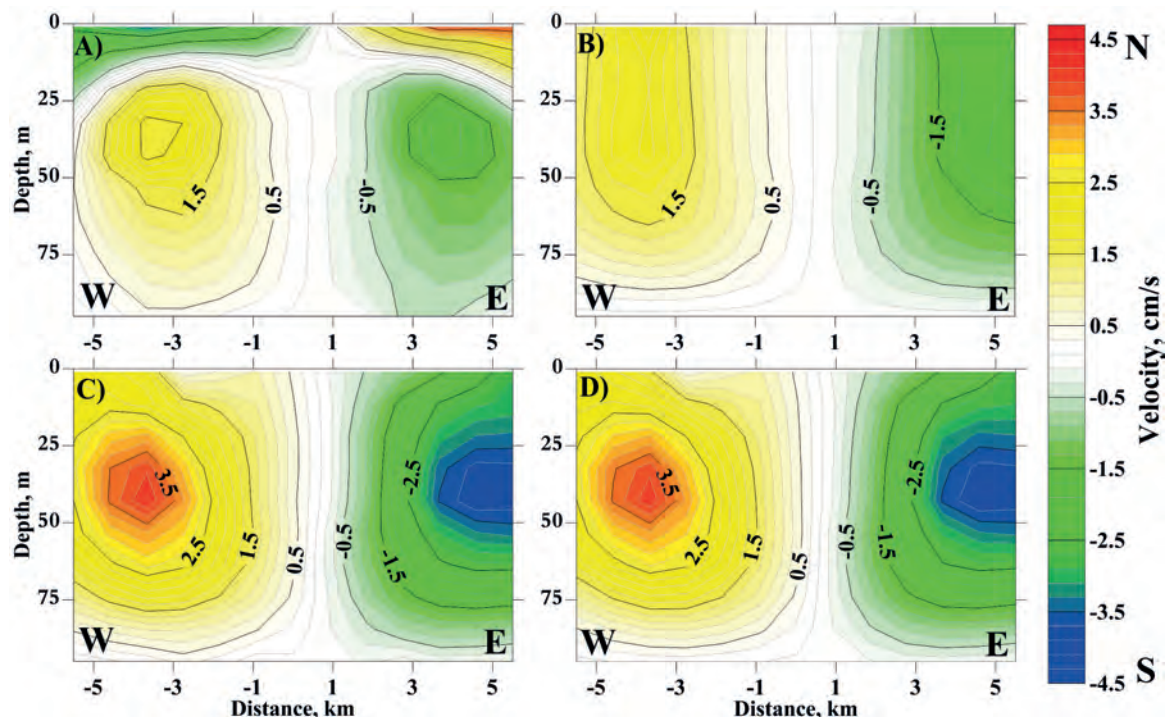


Fig.3. Spatial distribution of current velocities on the section through the ring structure from west to east, calculated by different methods: A – by Krotova, B – by Chen-Millero, C – by original TEOS-10, D – by TEOS-10 adapted for Baikal. Negative currents are directed to the South, positive currents to the North.

observed. For TEOS-10, as for Chen-Millero the general character of the current distribution is different.

In Fig. 3B-D, we obtained an anticyclonic circulation in the entire 100-meter layer without counter-currents in the near-surface layer. The currents deeper than 40 meters calculated by Chen-Millero and Krotova are generally close in amplitude. In contrast, methods based on TEOS-10 show a significant enhancement of currents (up to 5 cm/s) in the thermocline zone (Fig. 3C,D) located at the periphery of the ring at 30-50 metres depth (Fig. 2). The peculiarity of the calculation using the Chen-Millero equation was that there was no decrease in the velocity of currents when approaching the surface (Fig. 3B), in contrast to the calculations using TEOS-10. The general trend for all methods indicated a decrease in currents as we approach the 100-meter depth due to the assumption of zero currents at the lower limit of integration (see Materials and Methods section).

The differences between the methods based on TEOS-10 are outwardly slightly noticeable. The character of the distribution of current directions at the stations generally coincides, but there are small differences in current velocities. In 75% of cases, the deviations between the methods do not exceed 0.1 cm/s (Fig. 4), but in 20% of cases they can reach 0.3 cm/s and higher, which can be already significant for winter currents.

To make a detailed comparison of the calculated geostrophic current velocities in the eddy under the ice in 2009 with the actually measured currents in the similar eddy in 2020, vertical profiles of currents were constructed for two contrasting regions (Fig. 5.):

1. at the maximum of the currents between stations 4kW and 3kW, i.e. ~ 3.5 km from the center of the ring structure

2. outside the ring structure, between stations 7kW and 4kW, i.e. ~ 5.5 km from the center of the ring

The 2020 stations were chosen, respectively, at similar distances from the center of the ring, and the current moduli were calculated for them.

Analysis and comparison of calculated and measured current velocities showed that circulation in the area of the ice rings is anticyclonic, i.e. the currents rotate clockwise, which confirms the previous results of measurements (Granin et al., 2018) and mathematical modeling (Granin et al., 2015). The calculated current velocities using the TEOS-10 software package showed the best agreement with the measured data, both in terms of distribution and absolute values: the maximum velocities of the measured currents were 6 cm/s, the calculated ones – 5 cm/s, while according to the modeling results the range of maximum velocities was 5-7 cm/s

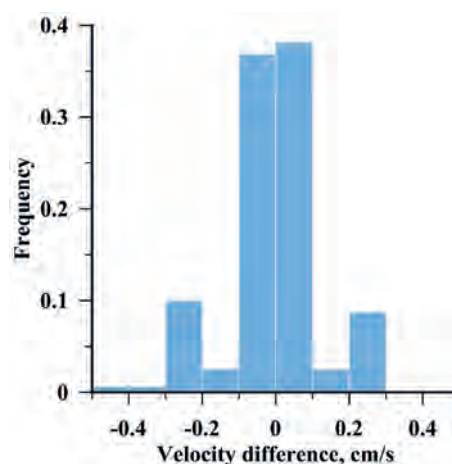


Fig.4. Probability distribution of the difference in calculated current velocities between the original TEOS-10 and the adapted one for Lake Baikal.

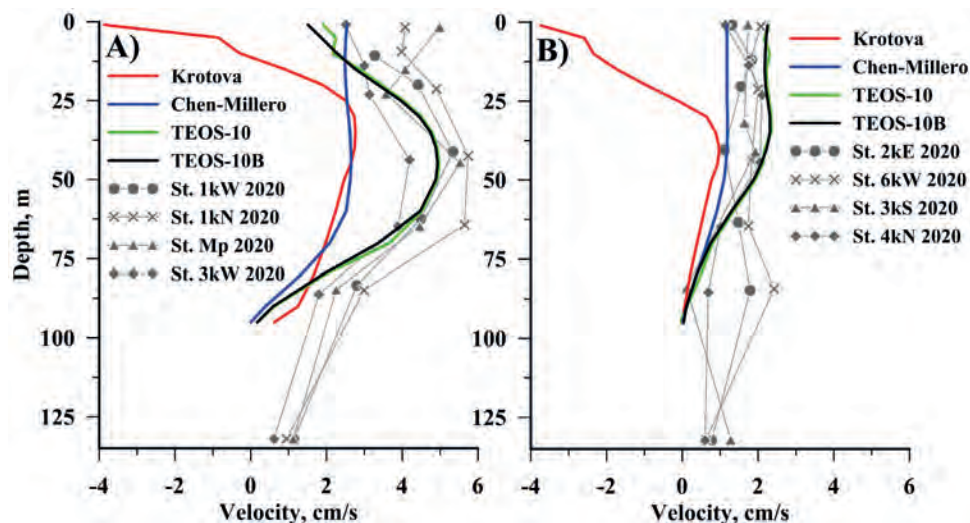


Fig.5. Vertical distribution of geostrophic current velocities calculated by different methods in comparison with *in situ* data obtained at the ring in 2020, for: A – in the area with maximum currents at the ring boundary (~3.5 km from the center), B – outside the ring structure (~5.5 km from the center).

(Granin et al., 2015). Out-of-date equations of state of water have been shown to be untenable. The maximum current velocities calculated with their application are twice underestimated compared to measurements. In the case of Krotova's method, the currents even change their direction to the opposite, which is not confirmed either by experiments or theoretical estimates. The tendency of currents velocity decrease when approaching the surface was observed at most stations, although it was less pronounced compared to the results obtained using the dynamic method. The underestimated current velocities at a depth of 80 meters, relative to measured values, are attributed to the 100-meter depth limit of the integration.

By transitioning to a rectangular coordinate system centered on the ice rings, the current fields of

under-ice eddy structures from 2009 and 2020 can be compared visually (Fig. 6). Two depths were chosen for analysis: under-ice currents at a depth of 2–5 meters and maximum currents at a depth of 40 meters. The analysis shows that, despite the diameter of the 2020 ring (~4 km) being nearly 1.5 times smaller than the 2009 ring (> 6 km), the spatial structure of the currents is similar. It is worth noting some of the identified features. In general, the currents in 2020 were higher than in 2009. The maxima of the under-ice currents occur in the area of the ice ring itself (which leads to its accelerated melting and appearance on satellite images). In the same area, the currents at a depth of 40 meters can reach the equal magnitude as the under-ice currents. But the maximum currents develop beyond the boundary of the thawed area, forming a deep under-ice eddy

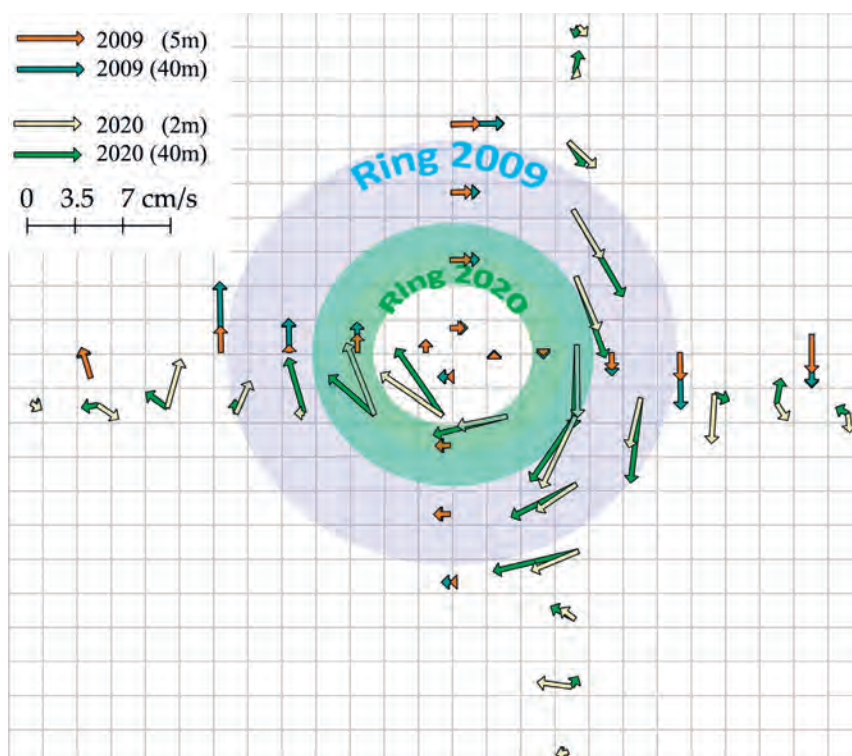


Fig.6. Current field in the region of ice rings formation in 2009 and 2020, combined relative to their centers, based on data of field observations and calculation by the dynamic method. The grid spacing is 500 m.

of larger diameter, which is confirmed by both measurements (Fig. 6) and calculations (Fig. 3D).

The detailed study of the formation and development of the 2020 ring, based on the analysis of satellite imagery and meteorological conditions in Southern Baikal, was carried out by Kouraev et al. (2021). The observed difference in the diameter of ice structures can be explained by the fact that, in 2020, the eddy did not have enough time to influence the ice surface. High daytime air temperatures, liquid precipitation, and strong wind gusts led to the rapid destruction of ice in the ring area. By tracking the drift of ice field fragments, Kouraev and co-authors (2021) estimated the current speeds in the eddy to be 7 cm/s, which corresponds well with the measurements obtained in this study and indicates the long-term stability of the eddy structure, as the currents remained unchanged over three weeks. This stability raises questions about possible energy sources that sustain circular currents for extended periods. Moreover, such anticyclonic currents act like pumps, continuously lifting biogen-rich deep water, thereby can enhance the spring phytoplankton productivity in the region of its formation. The presence of under-ice water with higher temperatures and lower mineralization (Fig. 2) further supports the notion of deep-water upwelling at the eddy center.

4. Conclusions

For the first time, using distributed data on the spatial variability of under-ice water temperature and mineralization in the area of the Lake Baikal ring structure, geostrophic currents were calculated using the dynamic method with different equations of state of water. A series of vertical profiles of velocity and direction of currents, first measured in-situ in a similar eddy in 2020 to depths of more than 100 meters, were used as a reference. A comparison of different methods for calculating water density showed that outdated approaches, such as the Krotova method and the Chen-Millero equation, do not provide sufficient accuracy in determining specific volumes, leading to significant discrepancies between the calculated currents and in-situ data. In contrast, the TEOS-10 software package, adapted for Lake Baikal, demonstrated the highest calculation accuracy, reproducing both the vertical distribution of currents and their velocities.

The study of the spatial structure of under-ice eddies in 2009 and 2020 revealed their similarities despite differences in the diameters of the formed ice rings. The maximum velocities of under-ice currents calculated by TEOS-10, which reached 6 cm/s, are in good agreement with both in-situ observations and modeling results of previous researchers. It was established that circulation in the ice ring areas has an anticyclonic character and extends to depths of at least 100 meters, with maximum current speeds developing near the thermocline, which in both cases was located at depths of 40–50 meters. It was also shown that the maximum current velocities develop beyond the boundary of the melted ice ring area, forming a deeper under-ice eddy of larger diameter.

This work is important for deepening the understanding of hydrodynamic processes occurring in Lake Baikal, as well as for the development of currents monitoring methods.

Acknowledgements

The authors gratefully pay tribute to the memory of V.N. Zyryanov for organizing and financing the expedition work on the 2020 ring structure. The study was performed within the framework of the State Assignment of LIN SB RAS (0279-2021-0004 No. of registration 121032300154-8) with the support of IWP RAS (FMWZ-2022-0001 No. of state registration 122041100222-7).

Conflict of interest

The authors declare no conflicts of interest.

References

- Ainbund M.M. 1973. Results of field studies of currents in Southern Baikal. *Trudy. GGI [The works of GGI]* 203: 49-70. (in Russian)
- Aslamov I.A., Kozlov V.V., Kirillin G.B. et al. 2017. A study of heat transport at the ice base and structure of the under-ice water layer in Southern Baikal. *Water Resources* 44(3): 428-441. DOI: [10.1134/S0097807817030034](https://doi.org/10.1134/S0097807817030034)
- Blinov V.V., Granin N.G., Gnatovskiy R.Yu. et al. 2006. Determining water masses in Lake Baikal by T,S-analysis. *Geographiya i prirodnye resursy [Geography and Natural Resources]* 2: 63-69. (in Russian)
- Chen C.T., Millero F.J. 1978. The equation of state of seawater determined from sound speeds. *Journal of Marine Research* 36: 657-691.
- Chen C.T., Millero F.J. 1986. Precise thermodynamic properties for natural waters covering only the limnological range. *Limnology and Oceanography* 31(3): 657-662.
- Currents in Baikal. 1977. In: Afanasiev A.N., Verbolov V.I. (Ed.). Novosibirsk: Nauka. (in Russian)
- Feistel R. 2003. A new extended Gibbs thermodynamic potential of seawater. *Progress in Oceanography* 58: 43-114.
- Feistel R. 2008. A Gibbs function for seawater thermodynamics for -6 to 80°C and salinity up to 120 g kg⁻¹. *Deep sea research* 55: 1639-1671.
- Fofonoff N.P., Millard Jr R.C. 1983. Algorithms for the computation of fundamental properties of seawater. UNESCO Technical Papers in Marine Sciences 44. DOI: [10.25607/OBP-1450](https://doi.org/10.25607/OBP-1450)
- Fomin L.M. 1964. The dynamic method in oceanography. Elsevier Oceanographic Series 2.
- Gill A.E. 1982. *Atmosphere-Ocean Dynamics*. In: International Geophysics Series 30: San Diego, CA: Academic Press.
- Granin N.G., Dzhuson D., Zhdanov A.A. et al. 1999. Turbulent mixing of Lake Baikal water in the layer adjacent to ice and its role in the development of diatoms. *Doklady Akademii Nauk [Reports of the Academy of Sciences]* 366(6): 835-839. (in Russian)
- Granin N.G., Kozlov V.V., Tsvetova E.A. et al. 2015. Field studies and some results of numerical modeling of a ring structure on Baikal ice. *Doklady Earth Science* 461: 316-320. DOI: [10.1134/S1028334X15030204](https://doi.org/10.1134/S1028334X15030204)
- Granin N.G., Mizandroutsev I.B., Kozlov V.V. et al. 2018. Natural ring structures on the Baikal ice cover: analysis of

experimental data and mathematical modeling. *Russian Geology and Geophysics* 59(11): 1514-1525. DOI: [10.1016/j.rgg.2018.10.011](https://doi.org/10.1016/j.rgg.2018.10.011)

Granin N.G., Zhdanov A.A., Zavoruev V.V. et al. 1991. Features of the distribution of characteristics of the Baikal pelagic ecosystem during spring convection (based on research materials from 1990) Preprint of the USSR Academy of Sciences, Institute of Biophysics SB. Krasnoyarsk: IBF. (in Russian)

Hohman R., Kipfer R., Peeters F. et al. 1997. Processes of deep-water renewal in Lake Baikal. *Limnology and Oceanography* 42(5): 841-855.

IOC, SCOR and IAPSO. 2010. The international thermodynamic equation of seawater - 2010: Calculation and use of thermodynamic properties. Intergovernmental Oceanographic Commission. Manuals and Guides 56: UNESCO. URL: <http://teos-10.org/pubs/TEOS-10/Manual.pdf>

Kirillin G., Aslamov I., Kozlov V. et al. 2020. Turbulence in the stratified boundary layer under ice: observations from Lake Baikal and a new similarity model. *Hydrology and Earth System Sciences* 24(4): 1691-1708. DOI: [10.5194/hess-24-1691-2020](https://doi.org/10.5194/hess-24-1691-2020)

Kouraev A.V., Zakharova E.A., Kostianoy A.G. et al. 2021. Giant ice rings in southern Baikal: multi-satellite data help to study ice cover dynamics and eddies under ice. *The Cryosphere* 15(9): 4501-4516. DOI: [10.5194/tc-15-4501-2021](https://doi.org/10.5194/tc-15-4501-2021)

Krotova V.A. 1970. Baikal water geostrophic circulation during period of summer thermal stratification. In: Galaziy G.I., Sokolnikov V.M. (Ed.) *Trudy of LIN SB AS USSR* 14(34) Leningrad: Nauka: 11-44. (in Russian)

Palshin N.I., Zdorovenkova G.E., Bogdanov S.R. et al. 2017. Geostrophic currents in the small ice-covered lake. *Uspekhi sovremennogo estestvoznaniya* [The successes of modern natural science] 11: 89-94. (in Russian)

Rizk W., Kirillin G., Lepparanta M. 2014. Basin-scale circulation and heat fluxes in ice-covered lakes. *Limnology and Oceanography* 59(2): 445-464. DOI: [10.4319/lo.2014.59.02.0445](https://doi.org/10.4319/lo.2014.59.02.0445)

Shimaraev M.N., Troitskaya E.S. 2005. Seasonal peculiarities of geostrophic currents in the southern Baikal. *Geography and Natural Resources* 1: 58-65.

Sokolnikov V.M. 1960. On the currents and water temperature under ice cover in the Southern Baikal and near Angara source. *Trudy LIN SO Akadademii Nauk SSSR* [The works of LIN SB SAS] 18: 291-350. (in Russian)

Wagner W., Prub A. 2002. The IAPWS formulation 1995 for the thermodynamic properties of ordinary water substance for general and scientific use. *Journal of Physical and Chemical Reference Data* 31(2): 387-535.

Zhdanov A.A., Gnatovskii R.Yu., Granin N.G. et al. 2017. Variations of under-ice currents in Southern Baikal by data of 2012–2016. *Water Resources* 44(3): 442-452. DOI: [10.1134/S0097807817030186](https://doi.org/10.1134/S0097807817030186)

Zhdanov A.A., Granin N.G., Shimaraev M.N. 2001. The generation mechanism of under-ice currents in Lake Baikal. *Doklady Earth Science* 377(3): 329-332.

Zhdanov A.A., Makarov M.M., Kucher K.M. et al. 2014. Registration of currents using free-floating drifters. *Geographiya i prirodnye resursy* [Geography and Natural Resources] 1: 169-174. (in Russian)

Исследование применимости различных подходов к расчету геострофических течений на примере подлёдных вихрей, формирующих ледовые кольцевые структуры озера Байкал

Асламов И.А.^{1*}, Жданов А.А.¹, Гранин Н.Г.¹, Блинов В.В.¹,
Зырянов Д.В.², Гнатовский Р.Ю.¹

¹ Лимнологический институт Сибирского отделения Российской академии наук, ул. Улан-Баторская, 3, Иркутск, 664033, Россия

² Институт водных проблем Российской академии наук, ул. Губкина, 3, Москва, 119333, Россия

АННОТАЦИЯ. Работа посвящена исследованию пространственного распределения горизонтальных течений в подлёдных антициклонических вихрях, приводящих к формированию кольцевых структур на весеннем льду озера Байкал. Горизонтальные поля геострофических течений рассчитывались с применением динамического метода, при этом основное внимание уделялось сравнению различных подходов к расчёту плотности воды, включая специально адаптированный для условий Байкала пакет программ TEOS-10. В качестве исходных данных использовались измеренные температуры и электропроводности воды в районе кольцевой структуры 2009 года. А в качестве референтных – серии профилей скорости и направления течений в аналогичном вихре 2020 года, измеренные впервые. Проведенные сравнения показали, что использование устаревших методов, таких как метод Кротовой или уравнение Чена-Миллера приводит к значительным расхождениям с реальными измерениями, тогда как адаптированный пакет TEOS-10 демонстрирует наилучшее согласование. В целом, динамический подход оказался состоятельным и может успешно применяться для изучения полей течений в озере Байкал. В ходе проведённых исследований впервые выявлен и описан ряд характерных особенностей структуры течений в исследованных подлёдных циркуляциях.

Ключевые слова: ледовые кольца, геострофические течения, антициклонический вихрь, уравнения состояния воды, Байкал

Для цитирования: Асламов И.А., Жданов А.А., Гранин Н.Г., Блинов В.В., Зырянов Д.В., Гнатовский Р.Ю. Исследование применимости различных подходов к расчету геострофических течений на примере подлёдных вихрей, формирующих ледовые кольцевые структуры озера Байкал // Limnology and Freshwater Biology. 2024. - № 6. - С. 1546-1562. DOI: 10.31951/2658-3518-2024-A-6-1546

1. Введение

Байкал – крупнейшее пресноводное озеро мира. Редкая чистота и исключительные свойства байкальской воды определяются условиями ее формирования, а также жизнедеятельностью животного и растительного мира озера. Жизнь озера во многом зависит от динамики водных масс Байкала. Перемещение вод и турбулентный обмен влияет на распределение энергии в водной толще, ее термический режим, перенос биогенных элементов и загрязнений, пространственное распределение фито- и зоопланктона, обогащение кислородом глубинных

и придонных слоев воды и многие другие явления в жизни озера. Поэтому исследование гидродинамических процессов является одной из важнейших задач для понимания функционирования экосистемы Байкала.

Большой объем данных по течениям озера был получен в 60-70-х годах прошлого столетия путем непосредственных наблюдений на буйковых станциях (БС) вертушками различных типов. Основным недостатком последних является высокий порог страгивания и, как следствие, невозможность измерять скорости ниже 2 см/с. Результаты этих наблюдений обобщены в работах В.М. Сокольников, А.А.

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: ilya.aslamov@bk.ru (И.А. Асламов)

Поступила: 17 ноября 2024; **Принята:** 17 декабря 2024;

Опубликована online: 25 декабря 2024

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



Айбунда, В.И. Верболова и др. (Сокольников, 1960; Айбунд, 1973; Течения в Байкале, 1977). Более поздние работы (Гранин и др., 1991, Гранин и др., 1999; Жданов и др., 2001) позволили понять, что происходит в зонах интенсификации течений, как происходят процессы обновления глубинных вод, а также генерация течений подо льдом озера. Такие работы потребовали огромного вклада материальных ресурсов как на покупку дорогостоящего оборудования, так и на производство работ по установке и снятию БС. В советский период осуществление таких колоссальных проектов было доступно, однако с начала 1990-х годов эти возможности были утрачены, главным образом по финансовым причинам. В связи с чем, в последние три десятка лет подобных масштабных работ в Лимнологическом институте не проводилось. Более того, первый современный измеритель течения в институте появился лишь во второй половине 2010-ых годов.

Отсутствие приборной базы требовало применения других подходов к измерению течений, в частности разработки и изготовления свободно плавающих дрейфтеров (Жданов и др., 2014). Прямые же измерения сравнительно небольших скоростей течений в озере Байкал в летний период связаны со значительными трудностями, из-за необходимости учёта движения судна и его точной ориентации в пространстве с очень высокой точностью. В связи с тем, что дрейф судна, как правило, на порядок и более превышает скорости течения, то даже небольшие ошибки в определении его положения или скорости способны кардинально исказить рассчитываемые течения. Поэтому течения в озере Байкал в последние годы исследовали в основном в зимний период со льда озера (Асламов и др., 2017; Жданов и др., 2017; Kirillin et al., 2020).

Неудивительно, что в настоящее время наблюдается значительный рост интереса к получению пространственных данных о течениях в озере Байкал без применения дорогостоящей сети электромагнитных или доплеровских измерителей течений. Такую возможность предоставляет расчет геострофических течений, определяемых из условия геострофического баланса между горизонтальным градиентом давления и силой Кориолиса, возникающей в следствие вращения Земли. Для Байкала первые работы по геострофическим течениям проведены в конце 60-х начале 70-х годов В. А. Кротовой (1970). Она по данным о температуре воды, полученной глубоководными термометрами и термобатиграфами, с применением динамического метода рассчитала скорости течения для верхнего слоя озера. В дальнейшем динамический метод практически не использовался для Байкала, за исключением работы (Шимараев и Троицкая, 2005).

Преимущество рассматриваемой методики заключается в том, что она позволяет вычислить направления и скорости течений, используя лишь пространственное распределение плотности воды. Для точного расчета плотности воды, в свою очередь необходимо измерить ключевые параметры,

которые на неё влияют: температуру, минерализацию и давление, и рассчитать искомую плотность из уравнения состояния воды. Современные океанографические CTD зонды (типа SBE-25 и аналогичные приборы) позволяют измерять гидрофизические параметры с высокой точностью. Вопрос остаётся в нахождении связи между измеряемой зондом электропроводностью и искомой минерализацией воды, которая зависит от химического состава того или иного водоема, и в выборе самого уравнения состояния воды, подходящего для описания вод исследуемого озера.

В конце 70-х-начале 80-х XX в. годов вышла серия практических работ Чена и Миллеро (Chen and Millero, 1978) по исследованию плотности морской воды. Полученные ими результаты в 1980 году были обобщены в первом международном уравнении состояния морской воды – EOS-80 (Equation of State of Seawater, 1980). Затем в 1983 году был разработан набор алгоритмов UNESCO-1983 (Fofonoff and Millard, 1983), основанных на EOS-80, для расчета различных фундаментальных термодинамических свойств морской воды (скорость звука, коэффициенты термического расширения и сжимаемости, динамическая вязкость и др.). Как в EOS-80, так и в UNESCO-1983 использовалась практическая солёность, что снижало точность расчетов для нестандартных условий, и не позволяло применять уравнение состояния к пресным водоемам.

Лишь в 1986 г. уравнение состояния морской воды было адаптировано Ченом и Миллеро (Chen and Millero, 1986) для пресной воды. К сожалению, для слабоминерализованных вод и больших глубин озера Байкал использование этого уравнения напрямую приводило к большим расхождениям с данными *in situ*. Для адаптации уравнения к условиям озера Байкал, швейцарскими коллегами из EAWAG и сотрудниками лаборатории гидрологии и гидрофизики ЛИН СО РАН были проведены специальные экспериментальные работы по определению зависимости электропроводности от давления и температуры (Hohman et al., 1997; Блинов и др., 2006), которые позволили минимизировать расхождение теоретических и натурных данных. Кроме того, и на других водоемах у лимнологов-практиков еще в 1980-х годах возник ряд вопросов к применимости уравнения состояния Чена-Миллеро в отдельных случаях.

Для устранения многочисленных нестыковок в уравнении Чена-Миллеро, а также более полного охвата данных по всему Мировому океану в 2005 году SCOR (Scientific Committee on Oceanic Research) и IAPSO (International Association for the Physical Sciences of the Oceans) учредили рабочую группу WG 127 по термодинамике и уравнению состояния морской воды. Спустя 5 лет в 2010 году были опубликованы результаты международного проекта TEOS-10 (IOC, SCOR and IAPSO, 2010), которые представляют собой пакет программ для расчета термодинамических свойств воды. В новом стандарте был произведен качественный скачок, основанный на фундаментальной физике: была обеспечена полная

взаимосогласованность всех термодинамических параметров воды за счет использования уравнения свободной энергии, основой которого является потенциал Гиббса (Wagner and Prub, 2002; Feistel, 2003; Feistel, 2008). Кроме того, разные агрегатные состояния: вода, лёд и влажный воздух в TEOS-10 описываются как единая термодинамическая система. Всё вышеперечисленное, вместе с переходом от практической солености к абсолютной обеспечили применимость нового стандарта к слабо-минерализованным водоёмам.

При попытке применения TEOS-10 для расчета геострофических течений озера Байкал выяснилось, что, как и в случае с уравнением Чена-Миллера, присутствуют неточности в расчёте плотности, и пакет TEOS-10 также требует проведения региональной адаптации. В связи с этим, была намечена цель данной методической работы по сравнению разных методов расчета геострофических течений (при различных алгоритмах расчета плотности) для озера Байкал и соотнесения результатов расчетов с имеющимися экспериментальными данными.

2. Материалы и методы

Исходные данные

Для сравнения разных методов расчета геострофических течений, наиболее перспективными можно считать зимние данные о распределении гидрофизических характеристик, измеренные под заснеженным льдом. В это время минимально влияние внешних дестабилизирующих факторов: отсутствует касательное напряжение ветра и, соответственно, дрейфовые течения и волновая активность. А ледовый покров теплоизолирует водные массы от колебаний температуры воздуха. Поэтому, в качестве исходных данных была выбрана сеть станций, выполненных в виде креста 7 апреля 2009 года в районе обнаружения кольцевой структуры на льду озера в Южном Байкале (Гранин и др., 2015; 2018) (Рис. 1А). В виду того, что на 2009 год лаборатория не располагала измерителями течений, то в качестве референтных течений для проверки расчетов

были использованы детальные данные, полученные на аналогичной кольцевой структуре проявившейся в этом же районе в 2020 году. Так как в 2020 году измерения проводились 4-5 апреля, а кольцевая структура на льду проявилась лишь 16 апреля, то, не имея визуального ориентира, расширенная сетка станций была проложена по тем же разрезам что и в 2009 году. В итоге сечения прошли практически по касательным к кольцу (Рис. 1В).

Измерения на станциях в 2009 году проводились CTD зондом SBE-19plus, получены профили распределения температуры (точность $\pm 0,002^\circ\text{C}$) и электропроводности воды ($\pm 0,0003 \text{ S/m}$), по данным о которых рассчитана сумма основных ионов воды (далее в тексте минерализация) по методике, предложенной Р. Хоманном с соавторами (1997) и адаптированной для условий Байкала в (Блинов и др., 2006). Использовались данные для верхнего 100-метрового слоя воды, усредненные по 5-метровым интервалам, приведенные на Рис. 2.

В 2020 году проводились измерения скоростей течений электромагнитным измерителем JFE INFINITY-EM AEM-USB (JFE) с разрешением по скорости $0,02 \text{ cm/s}$, и по направлению $0,01^\circ$. Так как JFE не оборудован датчиком давления, была изготовлена специальная подвесная система со стабилизационным крылом, для исключения вращения измерителя вокруг своей оси, и оборудованная измерителем температуры и давления RBRDuo²T.D для фиксации глубины измерения течений.

Методы расчета

Для расчета геострофических течений нами применялся динамический метод, основанный на определении градиента динамической высоты между станциями вертикального разреза, описанный подробно Фоминым (1964), и имевший успешное применение на озерах в подледный период (см. напр. Rizk et al., 2014, Пальшин и др., 2017). Компонента скорости течения, нормальная к направлению вертикального сечения, в этом методе вычисляется из условия баланса между горизонтальным градиентом давления и силой Кориолиса:

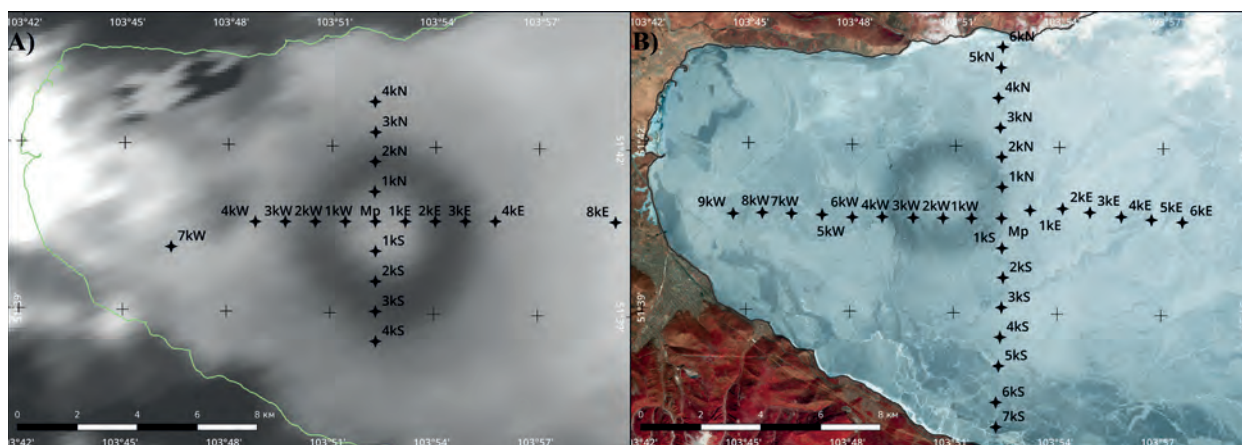


Рис. 1. Светоскорректированные спутниковые снимки и схемы расположения станций поперечных разрезов в районе кольцевых структур на льду озера в Южном Байкале:

А – 19.04.2009 г. (MODIS, Aqua <https://ladsweb.modaps.eosdis.nasa.gov/> – дата обращения 01.12.2024);

В – 15.04.2020 г. (Sentinel-2 L1C <https://dataspace.copernicus.eu/> – дата обращения 01.12.2024).

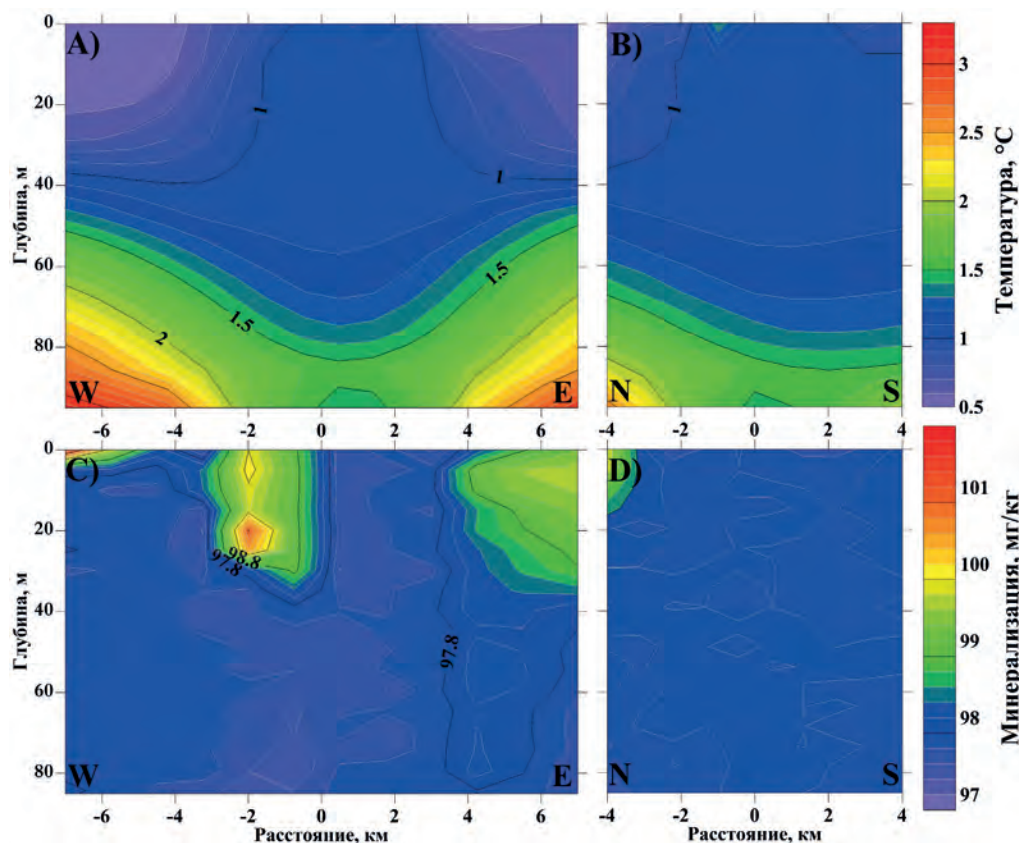


Рис.2. Пространственное распределение температуры (A,B) и минерализации (C,D) воды под кольцевой структурой на двух поперечных разрезах, 07.04.2009.

$$fu_z = -\frac{1}{\rho_0} \frac{\partial P_z}{\partial y}, \quad (1)$$

где: f - параметр Кориолиса, u_z - компонента скорости течения на глубине z , P_z - давление на глубине z , ρ_0 - средняя плотность воды, dy - горизонтальное расстояние между станциями. При этом давление для каждой из станций находилось путем вертикального интегрирования выражения:

$$P_z = \int_{z_0}^z \rho g dz, \quad (2)$$

где: ρ - плотность воды, g - ускорение свободного падения, z - глубина. Интегрирование проводилось снизу вверх от начальной глубины z_0 до глубины z . Затем, после подстановки интегрированной разности давлений для пары станций в уравнение (1), находилась поперечная скорость между станциями:

$$u_z = -\frac{1}{\rho_0 f} \int_{z_0}^z \frac{\partial \rho}{\partial y} g dz + C, \quad (3)$$

где C - постоянная интегрирования, принятая равной нулю исходя из того, что мы рассматриваем стационарный вихрь, расположенный в центре озера, вдали от прибрежных течений, и, соответственно, расход воды через его поперечное сечение можно считать равным нулю. Также было принято допущение равенства нулю скоростей течений на начальной глубине z_0 .

Описанная методика справедлива при условии соблюдения геострофического баланса, а, следовательно, должны выполняться следующие условия (Gill, 1982):

1. ширина озера должна превышать радиус деформации Россби (R_{rad});
2. число Россби ($Ro = u/Lf$, где u и L - характерные масштабы скорости течения и размеров озера), должно быть много меньше 1;
3. силы трения не должны оказывать влияния на геострофическое равновесие, а, следовательно, нужно работать вне пограничных слоев Экмана.

В предыдущих работах по исследованию кольцевых структур на льду озера Байкал (Гранин и др., 2015; 2018) было показано, что радиус ледовых колец сопоставим с бароклинным радиусом деформации Россби, оценки которого лежат в интервале 1400-2300 м, и гораздо меньше горизонтальных размеров озера Байкал. Оценка числа Ro для подледных течений озера Байкал (1-10 см/с) имеет порядок 10^{-2} и, соответственно, условие $Ro \ll 1$ выполняется. Предыдущие натурные исследования течений на Байкале, как в фоновых районах, так и в местах их интенсификации, показали, что пограничный слой, в котором происходит снижение скорости и подворот течений находится в первых метрах (1-3 м) ото льда (Жданов и др., 2017; Kirillin et al., 2020), а, следовательно, на больших глубинах влиянием трения можно пренебречь. Учитывая всё вышеперечисленное, можно констатировать что поле течений подо льдом кольцевых структур озера Байкал находится в геострофическом равновесии, и применение динамического метода расчета их скорости оправдано.

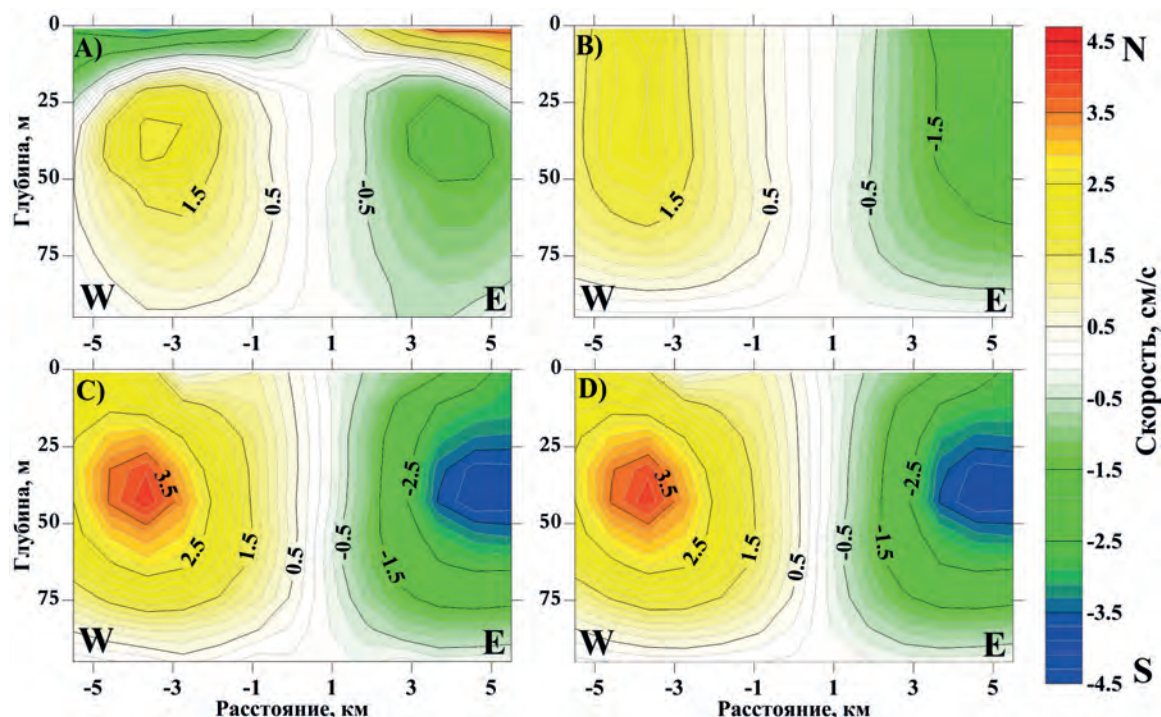


Рис.3. Пространственное распределение скоростей течений на разрезе через кольцевую структуру с запада на восток, рассчитанных разными методами: А – по Кротовой, В – по Чену-Миллеро, С – по оригинальному TEOS-10, D – по TEOS-10 адаптированному для Байкала. Отрицательные течения направлены на Юг, положительные на Север.

По описанному динамическому методу был произведен расчет геострофических течений используя четыре разных подхода к расчету плотности воды:

1. Плотность рассчитывалась по В.А. Кротовой (1970), при этом использовалась средняя минерализация байкальской воды. Для более точного определения плотностей, значения из приведенной в работе таблицы удельных объемов были аппроксимированы параболой для каждого горизонта
2. По уравнению состояния пресной (до 0.6 г/кг) воды полученном Ченом и Миллеро (1986)
3. С использованием оригинального пакета программ TEOS-10 в котором используется вычисление различных термодинамических параметров состояния воды из функции Гиббса и её производных
4. По TEOS-10 (IOC, SCOR and IAPSO, 2010), адаптированному нами для условий Байкала.

Проведенная работа по региональной адаптации алгоритмов TEOS-10 заключалась в следующем. Заменено использование стандартной минерализации S_{so} с морской (35,16504 г/кг) на среднюю байкальскую (0,0965 г/кг). В связи с этим, изменена и величина удельной теплоемкости на соответствующие для этой минерализации 4217,42 Дж/(кг K). Последняя служит коэффициентом пропорциональности при переходе от потенциальной энтальпии и консервативной температуре. Стандартное атмосферное давление также было изменено на соответствующее для высоты 456 м над уровнем моря

(высота водной поверхности озера Байкал). Кроме этого, в адаптированном TEOS-10 нами используется вычисление различных термодинамических параметров напрямую из функции Гиббса и её производных, в то время как в оригинальной версии, с целью сокращения времени вычисления, для них построены отдельные полиномы 75 степени.

3. Результаты и обсуждение

С использованием четырех методов определения плотности воды были рассчитаны скорости геострофических течений на двух поперечных разрезах через кольцевую структуру 2009 года (Рис. 1). Так как разрез с запада на восток был представлен большим количеством станций, остановимся подробнее на полученных на нём результатах, представленных на Рис. 3. Очевидно, что геострофические течения, вычисленные по первым двум методам, значительно отличаются от течений, полученных с использованием TEOS-10. Это относится не только к величинам скоростей течений, но и к направлениям. Так, по методу Кротовой (Рис. 3А) отмечается как циклоническая циркуляция в верхнем 20-метровом слое со скоростями течения до 4 см/с, так и противотечение в более глубоких слоях со скоростями до 3 см/с. По TEOS-10 общий характер распределения течений другой, как и по Чену-Миллеро.

На Рис. 3В-D получилась антициклоническая циркуляция во всем 100-метровом слое, без противотечений в приповерхностном слое. Течения глубже 40 метров, рассчитанные по Чену-Миллеро и по Кротовой в целом близки по амплитуде. В отличие от них, методы основанные на TEOS-10, пока-

зывают значительное усиление течений (до 5 см/с) в области термоклина (Рис. 3C,D) располагавшегося на периферии кольца в области глубин 30-50 метров (Рис. 2). Особенность расчета по уравнению Чена-Миллера заключалась в то, что не проявлялось уменьшение скорости течений при приближении к поверхности (Рис. 3B), в отличие от расчётов с использованием TEOS-10. Общая тенденция для всех методов – спад течений по мере приближения к 100 метровому горизонту, объясняется принятым допущением равенства нулю течений на нижнем пределе интегрирования (см. раздел материалы и методы).

Различия между методами, основанными на TEOS-10 внешне слабо заметны, характер распределения направлений течений на станциях в целом совпадает, но существуют небольшие расхождения в скоростях течений. В 75% случаях отклонения между методами не превышают 0.1 см/с (Рис. 4), но в 20% могут достигать 0.3 см/с и выше, что может быть уже существенным для подледных течений.

Для проведения детального сравнения расчетных скоростей геострофических течений в вихре подо льдом 2009 года, с реально измеренными течениями в подобном же вихре 2020 года, были построены вертикальные профили течений для двух контрастных областей (Рис. 5):

1. в максимуме течений между станциями 4kW и 3kW, т.е. в ~3,5 км от центра кольцевой структуры
2. за пределами кольцевой структуры, между станциями 7kW и 4kW, т.е. в ~5,5 км от центра кольца

Станции 2020 года выбирались, соответственно, на схожих расстояниях от центра кольца, и для них рассчитывались модули течений.

Анализ и сравнение расчетных и измеренных скоростей течений показало, что циркуляция в районе ледовых колец антициклоническая, т.е. течения вращаются по часовой стрелки, что подтверждает предыдущие результаты измерений (Гранин и др.,

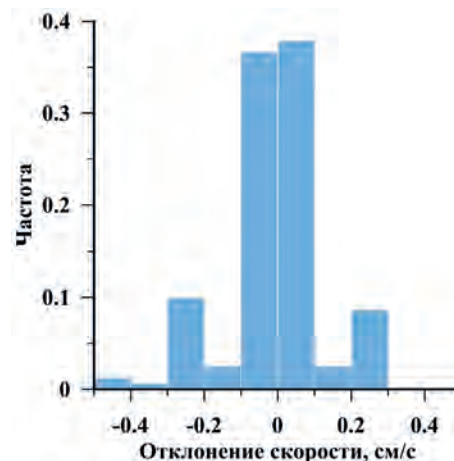


Рис.4. Вероятностное распределение разности в расчетных скоростях течений между оригинальным пакетом TEOS-10 и адаптированным для оз. Байкал.

2018) и математического моделирования (Гранин и др., 2015). Рассчитанные скорости течений с использованием пакета программ TEOS-10 показали наилучшее согласование с измеренными данными, как по характеру распределения, так и по абсолютным значениям: максимальные скорости измеренных течений составили 6 см/с, расчетных – 5 см/с, в то время как по результатам моделирования диапазон максимальных скоростей составлял 5-7 см/с (Гранин и др., 2015). Устаревшие уравнения состояния воды показали свою несостоятельность. Рассчитанные с их применением максимальные скорости течений в два раза занижены по сравнению с измерениями. А в случае с методом Кротовой течения даже меняют направление на противоположное, что не подтверждается ни экспериментом, ни теоретическими оценками. Тенденция снижения скоростей течений при приближении к поверхности на большинстве станций имеет место, но не так выражена, как это показывает расчет по динамическому методу. Заниженные расчетные скорости течений на глубине 80 метров относительно измеренных, связаны с ограниченной 100 метрами глубиной интегрирования.

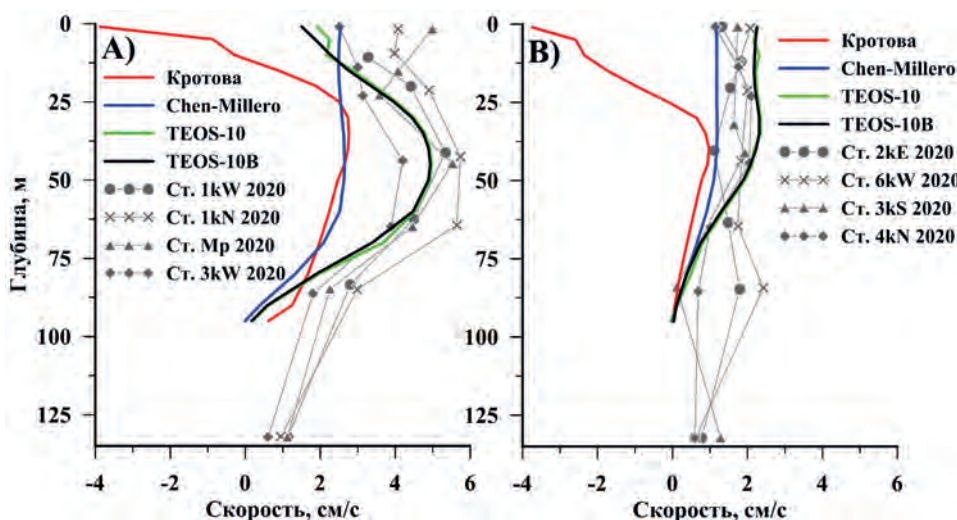


Рис.5. Вертикальное распределение рассчитанных разными методами скоростей геострофических течений в сравнении с натурными данными полученными на кольце 2020 года, для: А – в районе с максимумом течений на границе кольца (~3,5 км от центра), В – за пределами кольцевой структуры (~5,5 км от центра).

Теперь, если перейти в прямоугольную систему координат с началом в центрах ледовых колец, то можно наглядно сравнить поле течений в подледных вихревых структурах 2009 и 2020 годов (Рис. 6). Для исследования были выбраны два горизонта: подледные течения в слое 2-5 м, и на глубине 40 м, в районе максимальных скоростей. Анализ показывает, что, несмотря на то, что диаметр кольца 2020 года (~4 км) почти в полтора раза меньше 2009 года (> 6 км) пространственная структура течений в них схожа. Стоит отметить, некоторые выявленные особенности. В целом, течения в 2020 году были выше, чем в 2009. Максимумы скоростей подледных течений приходятся на область непосредственно ледового кольца (что и приводит к его ускоренному протаиванию и проявлению на космоснимках). В этом же районе скорости течений на глубине 40 метров могут достигать такой же величины что и подледные. Но самые большие скорости течений развиваются уже за границей протаявшей области, формируя глубинный подледный вихрь большего диаметра, что подтверждается как измерениями (Рис. 6) так и расчетами (Рис. 3D).

Подробное изучение формирования и развития кольца 2020 года на основании анализа космических снимков и метеоусловий в Южном Байкале провел в своей работе (Kouraev et al., 2021). Выявленная разница в диаметре ледовых структур может быть объяснена тем, что в 2020 году вихрь просто не имел достаточного времени для влияния на ледовую поверхность: высокие дневные температуры воздуха, жидкие осадки и сильные порывы ветра, привели к стремительному разрушению льда в районе кольца. Проследив за переносом обломков ледовых полей Кураев с соавторами (2021) получили оценки скорости течений в вихре равными 7 см/с, что хорошо согласуется с нашими измерениями,

и свидетельствует о долговременной стабильности вихревой структуры, течения в которой за 3 недели не изменились. Такая стабильность заставляет задуматься о возможных источниках энергетической подпитки, способствующих длительному поддержанию кругового течения. Кроме того, подобное антициклоническое течение работает как насос, поддерживая постоянный подъем обогащенных биогенами глубоких слоев воды, и способствуя повышенной биопродуктивности весеннего фитопланктона в районе ее образования. О подъеме глубинных вод в центре вихря также свидетельствует присутствие подледной воды с повышенной температурой и пониженной минерализацией (Рис. 2).

4. Выводы

Впервые, по данным о пространственной изменчивости температуры и минерализации подледной воды в районе кольцевой структуры озера Байкал проведен расчет геострофических течений динамическим методом с использованием разных уравнений состояния воды. В качестве эталона использовались серии вертикальных профилей скорости и направления течений, впервые измеренные *in-situ* в аналогичном вихре 2020 года до глубин более 100 метров. Сравнение различных методов расчёта плотности воды показало, что устаревшие подходы, такие как табличный метод В.А. Кротовой и уравнение Чена-Миллера, не обеспечивают достаточной точности определения удельных объемов что приводит к значительным расхождениям рассчитанных течений с натурными данными. В то время как адаптированный для Байкала пакет программ TEOS-10 продемонстрировал наивысшую точность расчётов, воспроизводя как характер вертикального распределения течений, так и их скорость.

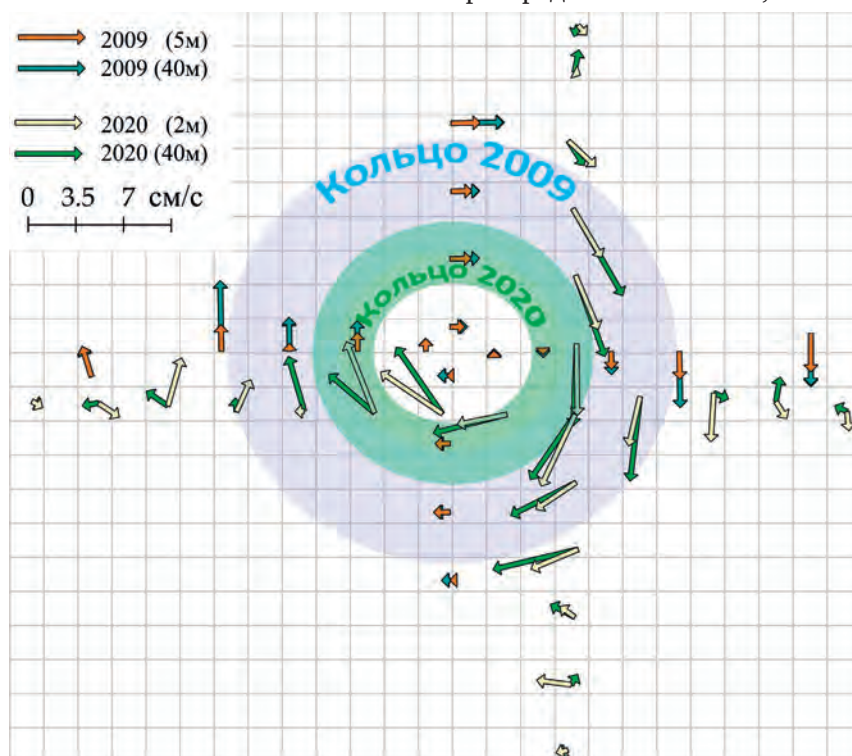


Рис.6. Поле течений в районе формирования ледовых колец 2009 и 2020 годов, совмещенное относительно их центров, по данным натурных наблюдений и расчета динамическим методом. Шаг сетки – 500 м.

Исследование пространственной структуры подледных вихрей в 2009 и 2020 годах показало их схожесть, несмотря на различия в диаметре образовавшихся ледовых колец. Рассчитанные по TEOS-10 максимальные скорости подледных течений, достигавшие 6 см/с, хорошо согласуются как с натурными наблюдениями, так и с результатами моделирования предыдущих исследователей. Установлено, что циркуляция в районе ледовых колец имеет антициклонический характер и распространяется до глубин не менее 100 метров, с максимальными скоростями течений, развивающимися в районе термоклина располагавшегося в обоих случаях на глубинах 40–50 метров. Показано, что максимальные скорости течений развиваются за границей протаявшей области ледового кольца, формируя глубинный подледный вихрь большего диаметра.

Проведенная работа имеет важное значение для углубления понимания гидродинамических процессов происходящих в озере Байкал, а также развития методов мониторинга течений.

Благодарности

Авторы с благодарностью отдают дань памяти В.Н. Зырянову за организацию и финансирование экспедиционных работ на кольцевой структуре 2020 года. Исследование выполнено в рамках Государственного задания ЛИН СО РАН (0279-2021-0004 № гос. регистрации 121032300154-8) при поддержке ИВП РАН (FMWZ-2022–0001 № гос. регистрации 122041100222-7).

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

- Chen C.T., Millero F.J. 1978. The equation of state of seawater determined from sound speeds. *Journal of Marine Research* 36: 657-691.
- Chen C.T., Millero F.J. 1986. Precise thermodynamic properties for natural waters covering only the limnological range. *Limnology and Oceanography* 31(3): 657-662.
- Feistel R. 2003. A new extended Gibbs thermodynamic potential of seawater. *Progress in Oceanography* 58: 43-114.
- Feistel R. 2008. A Gibbs function for seawater thermodynamics for -6 to 80°C and salinity up to 120 g kg⁻¹. *Deep sea research* 55: 1639-1671.
- Fofonoff N.P., Millard Jr R.C. 1983. Algorithms for the computation of fundamental properties of seawater. UNESCO Technical Papers in Marine Sciences 44. DOI: [10.25607/OBP-1450](https://doi.org/10.25607/OBP-1450)
- Fomin L.M. 1964. The dynamic method in oceanography. Elsevier Oceanographic Series 2.
- Gill A.E. 1982. *Atmosphere-Ocean Dynamics*. In: International Geophysics Series 30: San Diego, CA: Academic Press.
- Hohman R., Kipfer R., Peeters F. et al. 1997. Processes of deep-water renewal in Lake Baikal. *Limnology and Oceanography* 42(5): 841-855.
- IOC, SCOR and IAPSO. 2010. The international thermodynamic equation of seawater - 2010: Calculation and use of thermodynamic properties. Intergovernmental Oceanographic Commission. Manuals and Guides 56: UNESCO. URL: <http://teos-10.org/pubs/TEOS-10/Manual.pdf>
- Kirillin G., Aslamov I., Kozlov V. et al. 2020. Turbulence in the stratified boundary layer under ice: observations from Lake Baikal and a new similarity model. *Hydrology and Earth System Sciences* 24(4): 1691-1708. DOI: [10.5194/hess-24-1691-2020](https://doi.org/10.5194/hess-24-1691-2020)
- Kouraev A.V., Zakharova E.A., Kostianoy A.G. et al. 2021. Giant ice rings in southern Baikal: multi-satellite data help to study ice cover dynamics and eddies under ice. *The Cryosphere* 15(9): 4501-4516. DOI: [10.5194/tc-15-4501-2021](https://doi.org/10.5194/tc-15-4501-2021)
- Rizk W., Kirillin G., Lepparanta M. 2014. Basin-scale circulation and heat fluxes in ice-covered lakes. *Limnology and Oceanography* 59(2): 445-464. DOI: [10.4319/lo.2014.59.02.0445](https://doi.org/10.4319/lo.2014.59.02.0445)
- Wagner W., Prub A. 2002. The IAPWS formulation 1995 for the thermodynamic properties of ordinary water substance for general and scientific use. *Journal of Physical and Chemical Reference Data* 31(2): 387-535.
- Айбунд М.М. 1973. Результаты натурных исследований течений в Южном Байкале. *Труды ГТИ* (203): 49-70.
- Асламов И.А., Козлов В.В., Кириллин Г.Б. и др. 2017. Исследование теплового потока и структуры подледного слоя воды на границе со льдом в Южном Байкале. *Водные ресурсы* 44(3): 296-310. DOI: [10.7868/S0321059617030038](https://doi.org/10.7868/S0321059617030038)
- Блинов В.В., Гранин Н.Г., Гнатовский Р.Ю. и др. 2006. Определение водных масс в озере Байкал методом T, S – анализа. *География и природные ресурсы* 2: 63-69.
- Гранин Н.Г., Джусон Д., Жданов А.А. и др. 1999. Турбулентное перемешивание вод озера Байкал в слое, непосредственно примыкающем ко льду, и его роль в развитии диатомовых водорослей. *Доклады Академии Наук* 366(6): 835-839.
- Гранин Н.Г., Жданов А.А., Заворуев В.В. и др. 1991. Особенности распределения характеристик экосистемы пелагиали Байкала в период весенней конвекции (по материалам исследований 1990 г.). Препринт АН СССР, Сибирское отделение, Институт биофизики. Красноярск: ИБФ.
- Гранин Н.Г., Козлов В.В., Цветова Е.А. и др. 2015. Полевые исследования и некоторые результаты численного моделирования кольцевой структуры на льду озера Байкал. *Доклады Академии Наук* 461 (3): 343-347. DOI: [10.7868/S0869565215090194](https://doi.org/10.7868/S0869565215090194)
- Гранин Н.Г., Мизандронцев И.Б., Козлов В.В. и др. 2018. Кольцевые структуры на ледовом покрове озера Байкал: анализ экспериментальных данных и математическое моделирование. *Геология и геофизика* 59(11): 1890-1903. DOI: [10.15372/GIG20181111](https://doi.org/10.15372/GIG20181111)
- Жданов А.А., Макаров М.М., Кучер К.М. и др. 2014. Регистрация течений с использованием свободно плавающих дрейфтеров. *География и природные ресурсы* 1: 169-174.
- Жданов А.А., Гнатовский Р.Ю., Гранин Н.Г. и др. 2017. Изменчивость подледных течений в Южном Байкале по данным 2012–2016 гг. *Водные ресурсы* 44(3): 311–321. DOI: [10.7868/S032105961703018X](https://doi.org/10.7868/S032105961703018X)
- Жданов А.А., Гранин Н.Г., Шимараев М.Н. 2001. О механизмах генерации подледных течений в Байкале. *Доклады Академии Наук* 377(3): 392-395.
- Кротова В.А. 1970. Геострофическая циркуляция вод Байкала в период прямой термической стратификации. *Труды ЛИН СО АН СССР* 14(34): 11-44.
- Пальшин Н.И., Здоровеннова Г.Э., Богданов С.Р. и др. 2017. Геострофические течения в малом озере подо льдом. *Успехи современного естествознания* 11: 89-94.

Сокольников В.М. 1960. О течениях и температуре воды под ледяным покровом южной части Байкала и у истока р. Ангары. Труды ЛИН СО АН СССР 18: 291-350.

Течения в Байкале. 1977. В: Афанасьев А.Н., Верболов В.И. (ред.). Новосибирск: Наука.

Шимараев М.Н., Троицкая Е.С. 2005. Сезонные особенности геострофических течений в южном Байкале. География и природные ресурсы 1: 58-65