

Accumulation and release of elements during the decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. biomass in the Yenisei River stretch subjected to human impacts

Original Article

LIMNOLOGY
FRESHWATER
BIOLOGY

Anishchenko O.V.^{1*}, Anishchenko Yu.D.¹, Ivanova E.A.², Kolmakova A.A.¹

¹Institute of Biophysics SB RAS, FRC "Krasnoyarsk Science Center SB RAS", Akademgorodok, 50/50, Krasnoyarsk, 660036, Russia

²Siberian Federal University, pr. Svobodny, 79, Krasnoyarsk, 660041, Russia

ABSTRACT. An *in-situ* experiment was conducted within the limits of the city of Krasnoyarsk, at the dammed part of the Yenisei River, which is affected by the activities of a fish farm and water discharged by the thermal power plant. The aim of the experiment was to study possible secondary contamination of the aquatic ecosystem by heavy metals (HMs) and nutrients during decomposition of a submerged macrophyte – *Myriophyllum spicatum* L. The rate of decomposition of *M. spicatum* biomass was determined. Release and accumulation of macro elements and trace elements, including HMs, were studied using inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP–AES), and nitrogen and carbon were determined using high-temperature catalytic combustion. Throughout the experiment, Al, Be, Cu, Fe, Ga, Li, Mo, Ti, and V were accumulated in the decaying *M. spicatum* biomass, and In, K, Mg, Mn, Na, P, Pb, S, Tl, N, and C were released from it. The study showed that decomposition of *M. spicatum* biomass is a probable source of the secondary contamination of the ecosystem by HMs and nutrients (C, N, P).

Keywords: *Myriophyllum spicatum* L., heavy metals, nutrients, river ecosystem, fish farm, higher aquatic plants

For citation: Anishchenko O.V., Anishchenko Yu.D., Ivanova E.A., Kolmakova A.A. Accumulation and release of elements during the decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. biomass in the Yenisei River stretch subjected to human impacts // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - P. 1013-1038. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-1013

1. Introduction

Aquatic ecosystems today are subjected to human impacts including contamination by heavy metals (HMs) and nutrients (phosphorus and nitrogen). HMs are not biodegradable, exhibit toxicity, and are able to migrate and accumulate in food chains, including fish, being potentially hazardous to human health (Gladyshev et al., 2009; Aziz et al., 2023; Emon et al., 2023). The inflow of nutrients leads to eutrophication of aquatic ecosystems and development of large quantities of harmful algal flora, or algal blooms (Lan et al., 2012; O'Neil et al., 2012; Gladyshev et al., 2020). Macrophytes – representatives of aquatic higher plants – are capable of taking up HMs and nutrients, and they are used for bioindication and phytoremediation (Ansari et al., 2020). However, as the biomass of aquatic plants is decomposed, pollutants accumulated in the plants are released to water, and this should be taken in account in water quality management. Release of nutrients and HMs from decaying biomass has been only studied for a limited number of macrophyte species (Larsen and

Schierup, 1981; Best et al., 1990; Ochiai and Nakajima, 1994; Deng et al., 2016; Zhou et al., 2018), but these processes, as well as biomass decomposition rate, are species specific (Zhou et al., 2018). The lack of the data on the likelihood of secondary contamination of aquatic ecosystems caused by decomposition of macrophytes is an obstacle to adequate water quality management through timely removal of macrophyte biomass.

The Abakanskaya anabranch of the Yenisei River, which is one of the favorite recreation spots of the residents of the city of Krasnoyarsk, is situated within the city limits, 35 km downstream of the Krasnoyarsk Hydroelectric Power Plant. In its upper reaches, the anabranch is crossed by the dam, inside which there are pipes supplying water from the part of the anabranch upstream of the dam; downstream of the dam, heated water from the thermal power plant and storm water flow in, and there is a cage fish farm. During 2018-19, the following parameters of the water downstream of the dam were significantly increased: total dissolved solids (TDS); B, Ba, Ca, Mg, Li, Na, Sr, and Mn concentrations, resulting from the inflow of storm water

*Corresponding author.

E-mail address: hydrakr@rambler.ru (O.V. Anishchenko)

Received: July 30, 2025; **Accepted:** August 19, 2025;

Available online: August 31, 2025

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



and, probably, ground water; Cu, which entered the anabranch with the thermal power plant water; and potassium and nitrites, whose source was the fish farm. In the central part of the Abakanskaya anabranch, Cu, Pb, and Sr contents in *Myriophyllum* sp., one of the dominant macrophytes, were higher than in the reference river section (Anishchenko et al., 2023). *Myriophyllum spicatum* – a commonly occurring macrophyte species – is a rooted submerged aquatic plant (Milojkovi'c et al., 2016). Release of nutrients by *Myriophyllum spicatum* biomass was studied in eutrophic lakes in the northeast of the U.S. (Carpenter and Adams, 1979) and in the north of China (Lan et al., 2012). A study by Milojkovi'c et al. (2014) demonstrated that *M. spicatum* compost had high sorption capacity for water-dissolved HMs (Pb, Cu, Cd, Ni, Zn). However, the release/accumulation rate and secondary contamination by HMs caused by decomposition of *M. spicatum* have not been studied so far.

In hydroecology, biomass decomposition rate and release and accumulation of elements are studied not only in laboratory experiments under controlled conditions but also *in situ*, using the "litterbag method" based on studying tree litter decomposition (Olson, 1963). Results obtained using this method are influenced both by ambient conditions (temperature, oxygen concentration, pH) and by conditions of the experiment (bag mesh size, placement of the bags relative to the bottom, preliminary treatment of biomass) (Lan et al., 2012; Deng et al., 2016). In most studies, plant biomass is dried and homogenized prior to experiment, but the use of wet biomass makes the conditions of the experiment similar to natural ones, as submerged macrophytes grow underwater. To start the decomposition process, biomass is maintained at low temperature (reaching $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$) (Conover et al., 2016). Some HMs accumulate during the course of plant biomass decomposition, but some other elements are released. For example, Deng et al. (2016) reported that during

decomposition of *Potamogeton crispus* biomass, contents of Al, Cd, Cr, Fe, Mn, and Pb were considerably increased while Cu and Zn contents were decreased. Therefore, some elements can be expected to accumulate and other elements to be released during decomposition of *M. spicatum* biomass. Thus, the purpose of the present study was to evaluate the likelihood of the secondary contamination of the aquatic ecosystem by nutrients and HMs as the result of decomposition of *M. spicatum* biomass affected by human activities (inflows of wastewater and fish farm waste). The objectives of the study were to determine the decomposition rate of *M. spicatum* biomass and to reveal elements that are accumulated and released during its decomposition in the *in-situ* experiment.

2. Material and methods

The study was conducted in the central part of the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River. Sample collection was performed on 16 August 2024 (the sampling position is shown in Fig. 1). The plants were hand-collected from boat and placed into a plastic bag. In laboratory, the collected biomass was washed first in tap water and then in distilled water. The biomass was dried on filter paper to determine wet biomass. Wet biomass of *M. spicatum* plants was placed into 15×20 -cm mesh bags with mesh size about 1 mm, about 9 g per bag. A few plants were selected to measure moisture content and initial contents of elements. The bags with plants were stored for two days at a temperature of $-35\text{ }^{\circ}\text{C}$ and then for two days at $-80\text{ }^{\circ}\text{C}$. At Day 5, the bags were fastened to a large-mesh net with cable ties (Fig. 2) and placed below the water surface, without contacting the bottom, outside of the fence of the fish farm. Three large-mesh nets, with rows of bags containing *M. spicatum* plants in three replicates (30 bags in total) fastened to them, were installed. During the experiment, slime suspension was detected at the

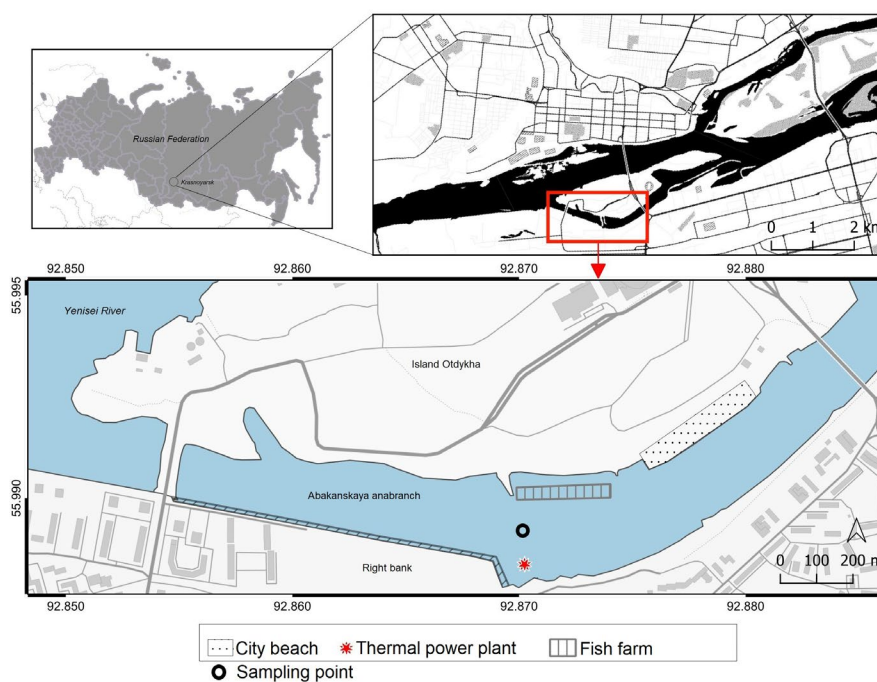


Fig.1. A diagrammatic map of the study area.

external surface of the bags with plants, and, therefore, on 18 September 2024, an empty bag was fastened to the net, in order to collect the settling slime, which was then analyzed to determine its elemental composition.

2.1. A field study

The *in-situ* experiment was conducted from 21 August to 25 October 2024. Experimental samples were collected at Days 2, 3, 6, 8, 15, 29, 44, and 66. Between Days 2 and 44, three bags were collected every collection day, and at Day 66, 9 bags plus one empty bag with slime were collected. At the start of the experiment and on days of sample collection, temperature, pH, specific electrical conductivity (SEC), and oxygen concentration in water at the experimental site were measured at a depth of 0.5 m using a multiparameter probe HI7698194 (Hanna Instruments, Romania). Water for hydrochemical analysis was collected with a plastic bucket, filtered through a plankton net with mesh size about 100 μm , and poured into 1-L bottles.

2.2. Laboratory measurements

Concentrations of nutrients were determined in water samples filtered through Vladipor 0.45- μm cellulose acetate membrane filters using a vacuum filtration apparatus. Conventional procedures were used: nitrate nitrogen was determined using colorimetric method after reacting with sulfanilamide and α -naphthylamine (Griess reagent) (RD 52.24.380–2017); nitrate nitrogen was determined by reduction to nitrite nitrogen by means of a cadmium column (RD 52.24.380–2017); mineral phosphorus was assayed photometrically (RD 52.24.382–2006). Ammonium nitrogen was determined by the Nessler method (PND F 14.1:2:4.262–10) after filtration through a syringe attachment with single-use filters with pore size 0.45- μm (Vladipor, Russia). To determine concentrations of dissolved organic carbon (DOC) or non-purgeable organic carbon (NPOC) and total dissolved nitrogen (TDN), water samples were preliminarily filtered through Vladipor 0.22- μm membrane filters using a vacuum filtration apparatus. DOC and TDN concentrations in water were determined using a FormacsHT analyzer of carbon and nitrogen (Skalar, Netherlands). Total phosphorus was determined in nonfiltered water samples with inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP–AES) using an iCAP 6300 Duo spectrometer (Thermo Scientific, U.K.)

The outer surface of the bags with plants collected during the experiment was washed in distilled water; the biomass was taken out of the bags, placed on filter paper to remove excess water, and weighed in Petri dishes (of known weight) to determine wet biomass. Later on, when there were only small amounts of biomass in the bags, the biomass was immediately placed into Petri dishes, weighed, and dried at 105 °C in an ED 53 drying oven (Binder, Germany) to constant weight to determine dry biomass. The dried plant samples were homogenized in an agate mortar for elemental analysis. The amounts of biomass in the sam-



Fig.2. Bags with *M. spicatum* plants in the *in-situ* experiment in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River.

ples collected at the end of the experiment were small, and they were combined for analysis: the biomass from three bags collected at Day 44 was combined to make one sample, and the biomass from 9 bags collected at Day 66 made three samples. The slime was washed off from the outer surface of the empty bag into a polypropylene tray, and the resulting suspension was filtered through 0.7- μm glass fiber filters (Laboratoriya vody).

Total nitrogen and carbon in the plants and seston were determined using high-temperature catalytic combustion with Flash 2000 NC Soil Analyzer (Thermo Fisher Scientific, Germany) (Gladyshev et al., 2007); 10-mg aliquots were used. Macro elements and trace elements in water and plants were determined using ICP–AES. *M. spicatum* plant samples (0.2 g) dried to constant weight were ashed in the mixture of nitric and chloric acids (1:1) on a laboratory electric stove (Tomanalit, Russia) and diluted with deionized water (18 M Ω) to 15 ml. Internal standard was scandium solution (5 mg/L). Measurement conditions and spectrometer specifications are described in detail elsewhere (Anishchenko et al., 2020). The limits of detection of elements for water and plants are listed in Table 1. Filters with concentrated suspended matter were used to conduct a blank test: the filter was ashed under the same conditions as the suspended matter samples, and the concentrations of elements were determined.

2.3. Computations and statistical data processing

Statistical processing of the data was performed using the Past 4.03 software. As most of the data followed non-normal distribution, the relationships between the contents of elements in biomass were estimated using Spearman's correlation.

The rate of weight loss (R , %) of the decomposing biomass was calculated using the following equation (Luo et al., 2023) (1):

$$R = \frac{W_t - W_0}{W_0} \times 100\%, \text{ where } t \text{ is the period of}$$

decomposition (day), W_t (g) the dry weight of the biomass remaining after decomposition over time t , and W_0 (g) is the initial dry weight of the biomass at the zero time point.

"The litter decomposition rate" k was calculated according to (Olson, 1963; Zhou et al., 2018) using formula (2): $\ln \frac{W_t}{W_0} = -kt$.

To evaluate accumulation/release of the elements during decomposition of *M. spicatum* biomass, accumulation index, AI , was calculated using formula (Deng et al., 2016) (3):

$$AI = \frac{W_t X_t}{W_0 X_0}, \text{ where } W_t \text{ (g) is dry weight of the}$$

biomass at time point t , X_t (mg/kg) is the content of element X in the biomass at time point t , W_0 (g) is the initial weight of biomass, and X_0 (mg/kg) is the initial content of element X in biomass. $AI=1$ indicates that at time point t , degrading biomass contains the same mass of element X as at the time point when the biomass is originally placed into the bag. At $AI < 1$, element x is released from the degrading biomass. At $AI > 1$, the degrading biomass accumulates element X .

The rate of release of elements (ER) from decomposing biomass was calculated from equation (Luo et al., 2022) (4): $ER(MR) = \frac{G_0 - G_t}{G_0} \times 100\%$, where G_0 is the initial concentration of the element in the biomass (mg), and G_t is the content of the element in biomass at time point t .

3. Results

During the experiment, the total average concentrations of Al and Cu in water were 1.11 and 4.87 times, respectively, higher than the MACs for fishery water bodies (Table 2). The maximal concentrations of Li and Mn were also higher than their MACs for fishery water bodies (Order..., 2016). Based on the concentrations of mineral and total phosphorus, the study waters were oligotrophic (Order..., 2016). The average water temperature was higher than the established summer limit for water bodies inhabited by cold-water fish species (salmonids and whitefish) (20 °C). A temperature maximum was observed on 28 August 2024; it was followed by a temperature decrease and another rise on 3 October 2024 (Fig. 3). Oxygen concentration increased as the temperature decreased. Concentrations of Ca, Mg, DOC, NH_4 , B, Ba, SEC, Na, and K in water were

Table 1. Detection limits (mg/L) of inductively coupled plasma atomic emission spectrometry.

Element	Wavelength, λ	Water	Plants
Al	396.1	0.0001	0.005
As	189.0	0.001	0.0008
B	249.6	0.0002	0.0004
Ba	455.4	0.000007	0.000008
Be	313.1	0.00002	-
	234.8	-	0.00002
Bi	223.0	0.0007	0.002
Ca	317.9	0.002	0.002
Cd	214.4	0.0001	0.00009
Co	228.6	0.0003	0.0002
Cr	267.7	0.0002	0.0002
Cu	324.7	0.00009	0.0001
Fe	238.2	0.0002	-
	259.94	-	0.001
Ga	417.2	0.0003	0.0004
K	769.8	0.02	0.03
Li	670.7	0.000003	0.000005
Mg	279.0	0.01	0.02
Mn	257.6	0.00003	0.0002
Mo	202.0	0.0004	0.0003
Na	589.5	0.002	0.005
Ni	231.6	0.0007	0.0005
P	213.6	0.001	0.02
Pb	220.3	0.002	0.001
S	182.0	0.17	0.26
Sb	206.8	0.0009	0.002
Se	196.0	0.001	0.001
Sr	421.5	0.000004	0.00008
Ti	337.2	0.00007	0.00008
Tl	190.8	0.0009	0.0008
V	268.7	0.0003	0.0002
Zn	213.8	0.0001	0.0001

Note: dash (-) indicates that the wavelength was not used.

the least variable (Table 2, Fig. 3), while concentrations of some of the HMs – Cd, Ni, and Pb – were the most variable during the experiment. Variations in the total concentrations of Al, Fe, and Mn were similar to each other and reached their maxima on 18 September 2024. Li, Mn, and DOC concentrations were decreasing from 4 September 2024 to the end of the experiment.

By Day 15 of the experiment, 54% and by Day 44, 92.7% of *M. spicatum* biomass had been decomposed (Fig. 4.10). During the course of the experiment, the contents of most elements were increased as the biomass decayed (Fig. 4). By the end of the experiment (25 October 2024), the contents of a number of elements in the *M. spicatum* biomass had increased by several tens of times: Al by 53.5 times, Fe by 42 times, Ti by 76.2 times, and Ga by 84.8 times. Other elements had been

Table 2. Hydrochemical characterization of water in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River at the site of the experiment in decomposition of *M. spicatum* biomass (21 August – 25 October 2024) compared with MACs for fishery water bodies (Order..., 2016).

Parameter, mg/L	Minimum	Maximum	Mean	Error	Coefficient of variation (%)	MAC for fishery water bodies
Al	0.0166	0.0906	0.0446	0.0082	55.16	0.04
As	ND	0.003	0.001	0.0003	81.31	0.05
B	0.0043	0.0062	0.0049	0.0002	11.12	0.5
Ba	0.019493	0.031714	0.0231514	0.001317	17.07	0.74
Be	ND	ND	ND	ND	ND	0.0003
Bi	ND	0.0023	0.0006	0.0003	135.63	-
Ca	23.250	29.644	26.204	0.800	9.16	180
Cd	ND	0.00020	0.00004	0.00002	163.46	0.005
Co	ND	ND	ND	ND	ND	0.01
Cr	0.0001	0.0006	0.0003	0.0001	60.05	0.02
Cu	0.00263	0.00646	0.00487	0.00045	27.84	0.001
Fe	0.0285	0.0945	0.0562	0.0076	40.74	0.1
Ga	ND	0.0005	0.0003	0.0001	59.29	-
K	0.63	0.97	0.75	0.03	13.87	10
Li	0.002323	0.008787	0.0066884	0.000859	38.53	0.008
Mg	3.97	4.86	4.37	0.08	5.67	40
Mn	0.00273	0.01232	0.00870	0.00092	31.88	0.01
Mo	0.0006	0.0010	0.0008	0.0000	17.25	0.001
Na	2.929	5.693	3.588	0.275	22.97	120
Ni	ND	0.0005	0.0001	0.0001	206.25	0.01
P	ND	0.026	0.012	0.003	66.05	-
Pb	ND	0.001	0.000	0.000	300.00	0.006
S	2.76	4.85	3.57	0.29	24.03	-
Sb	ND	0.0007	0.0003	0.0001	120.78	-
Se	ND	0.001	0.000	0.000	118.88	0.002
Sr	0.156247	0.334916	0.226790	0.019789	26.18	0.4
Ti	0.00051	0.00364	0.00148	0.00040	80.39	0.06
Tl	ND	0.00010	0.00001	0.00001	300.00	-
V	0.0002	0.0009	0.0005	0.0001	40.15	0.001
Zn	ND	0.0064	0.0029	0.0009	87.83	0.01
NO ₂	0.0049	0.0100	0.0075	0.0007	27.18	0.08
NO ₃	0.1429	0.2466	0.1978	0.0104	15.84	40
N _{total}	0.270	0.570	0.394	0.036	27.34	-
DOC	1.086	1.517	1.248	0.048	11.60	-
NH ₄	0.0765	0.1070	0.0917	0.0035	11.33	0.5
P-PO ₄	0.0005	0.0023	0.0010	0.0002	63.82	0.05
t, °C	12.93	26.68	21.63	1.77	24.57	20
pH	7.10	7.45	7.25	0.04	1.80	
O ₂	6.7	10.9	8.6	0.5	15.77	6 (min)
SEC, µS/cm	179	196	187	2	3.19	-
TDS	90.3	98.9	94.5	1.0	3.19	-

Note: Bold type denotes values higher than MAC. Dash (-) indicates that there are no limits for the parameter, "ND" – concentration is below the detection limit, TDS – total dissolved solids.

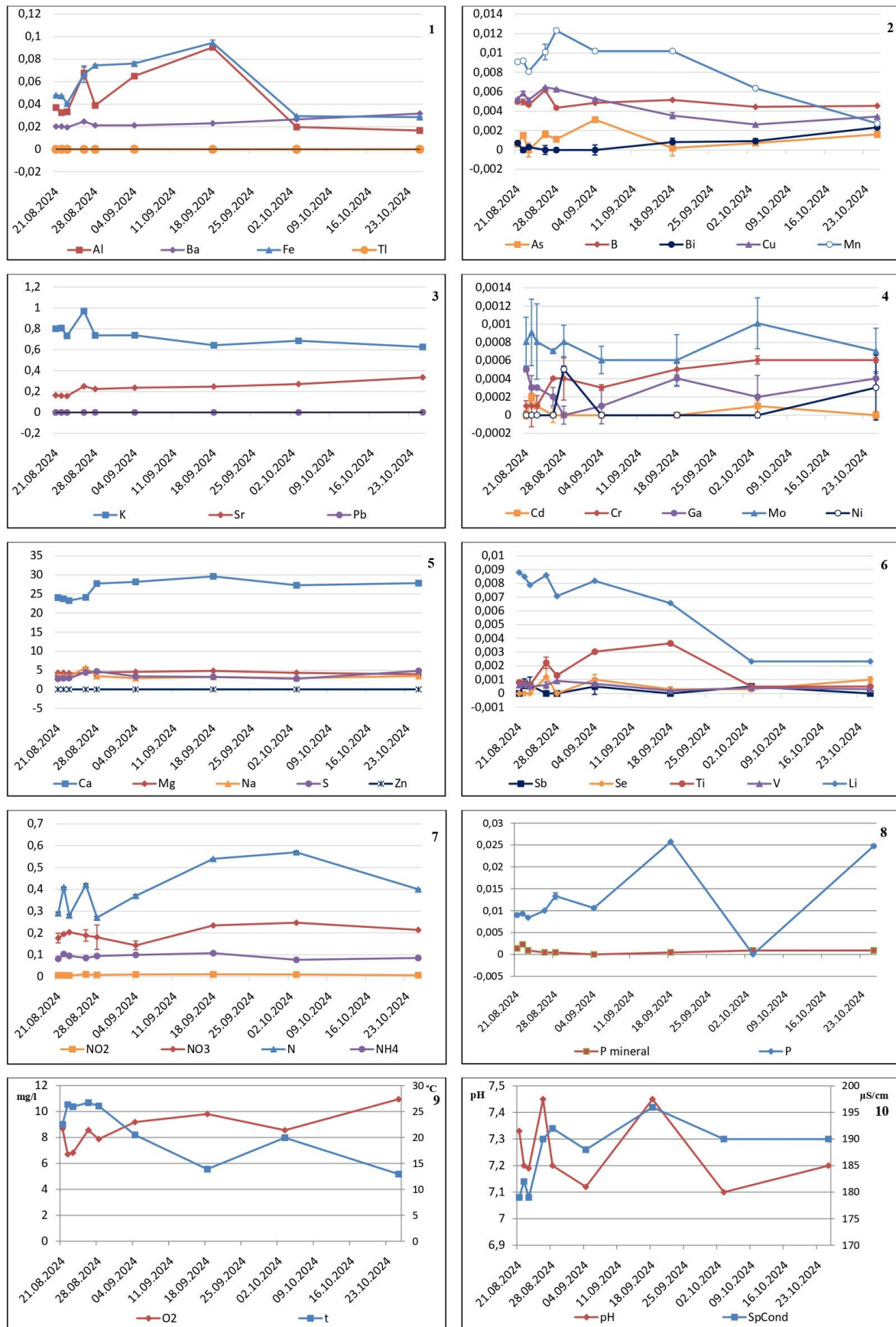


Fig.3. Variations in concentrations of elements and ions (mg/L), specific electrical conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$), and temperature ($^{\circ}\text{C}$) in water of the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River during the *in-situ* experiment. Here and below, error bars indicate standard errors of the mean.

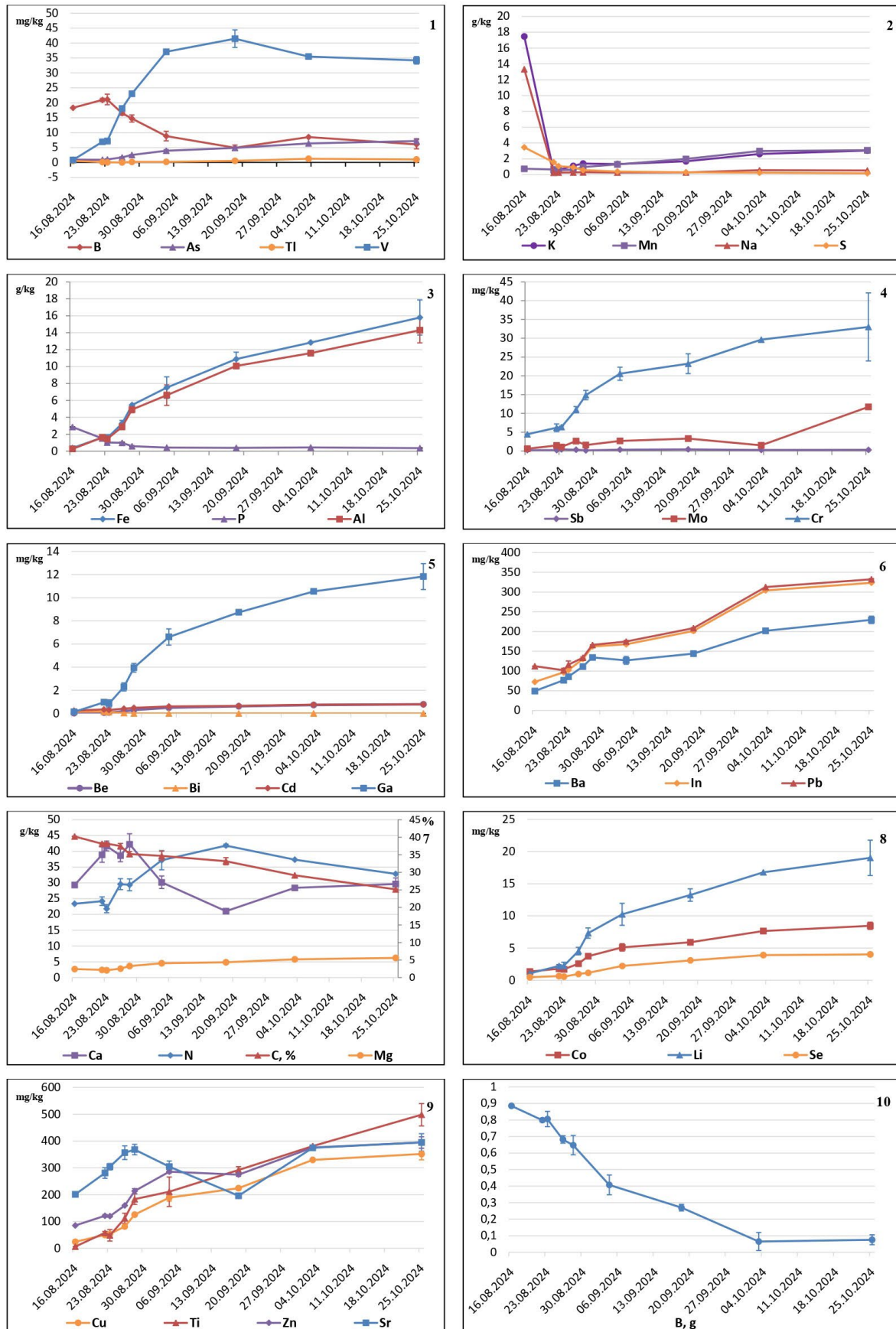


Fig.4. Dynamics of element concentrations (1–9) in the decaying *M. spicatum* biomass and biomass decomposition (10) in the experiment in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River.

released, as their contents decreased relative to their initial contents: B by 67%, Bi by 100%, K by 83%, Na by 96%, Pb by 78%, P by 85%, S by 95%, C by 37% (Table 3). Estimated by accumulation index ($AI > 1$), most elements (Al, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Li, Mo, Ni, Se, Sr, Ti, V, and Zn) accumulated in the biomass over the first two weeks (Fig. 5). Between Day 8 and Day 66, Sb was released. By Day 29, a release of such elements as Ba, Cd, and Zn was observed, and by Day 44, As, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Se, and Zn were released. In, K, Mg, Mn, Na, P, Pb, S, Tl, N, and C were released throughout the experiment.

Most elements (Al, As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, In, K, Li, Mg, Mn, Mo, Se, Ti, V, Zn, and N) in *M. spicatum* biomass showed significantly high ($r_s > 0.5$, $p = 0.05$) Spearman's correlation (Fig. 6), except the Mo – K pair ($r_s = 0.34$, $p > 0.05$). Bi, Ca, P, S, and C were negatively correlated with the group of elements listed above and formed statistically significant correlations between each other, except the Ca – C pair ($r_s = 0.33$, $p > 0.05$). Pb, Sb, and Sr were not significantly correlated with other elements (Fig. 6). The contents of the elements in the organomineral suspended matter washed off the empty bag at the end of the experiment are presented in Table 4.

4. Discussion

The Al and Cu concentrations higher than their MACs for fishery water bodies that were measured in the Abakanskaya anabranch during the experiment (Table 2) had been observed there previously as well (Anishchenko et al., 2023). In the reference section of the Yenisei River located 9 km upstream of Krasnoyarsk (30 km downstream of the dam of the Krasnoyarsk HPP) (Anishchenko et al., 2009) and in the conditionally background section upstream of the dam (Anishchenko et al., 2023), Al and Cu concentrations were also found to exceed their MACs. During the experiment, the maximal Mn and Li concentrations in water were also higher than their MACs. The study section of the anabranch receives water from the thermal power plant, which may be a source of copper from soil and cause thermal pollution (Anishchenko et al., 2023), which is confirmed by the water temperature higher than the established summer limit for cold-water fish. As reported elsewhere, the water temperature in this section of the anabranch was significantly higher than the background value, by 8.9 °C on average (Anishchenko et al., 2023). Increased nitrite concentrations in this section of the anabranch were also reported previously (Anishchenko et al., 2023), and their source may be cage fish farming. It is a known fact (Wright, 1995) that ammonia is the main product of nitrogen metabolism in fish: when nitrified, it is converted into nitrates and, then, nitrates (EPA, 2002).

At the beginning of the experiment, the dry biomass of *M. spicatum* plants contained higher contents of B (1.44 – 1.46 times), Ca (1.12 – 1.25 times), Mn (1.32 times), Na (2 – 1.41 times), Pb (11.57 – 10.01 times), Sr (1.23 – 1.18 times) than *Myriophyllum* sp. plants collected in the riparian zone of this section of

Table 3. Element release rates (ER, %) in the 66-d experiment in decomposition of *M. spicatum* biomass in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River (determined using Equation (4) (Luo et al., 2022)).

Element	ER, %
Al	-5248
As	-636
B	66.78
Ba	-365
Be	-2751
Bi	100
Ca	-1
Cd	-222
Co	-523
Cr	-644
Cu	-1342
Fe	-4158
Ga	-8383
In	-310
K	83
Li	-1657
Mg	-128
Mn	-315
Mo	-1947
Na	96
Ni	-912
P	87
Pb	78
S	95
Sb	-26
Se	-738
Sr	-96
Ti	-7519
Tl	-93
V	-4163
Zn	-363
N	-40
C	37

Note: Negative values indicate accumulation – a process inverse to release.

the anabranch, as reported elsewhere (Anishchenko et al., 2023). However, contents of some other elements were lower: Cd by a factor of 2.58 – 2.88, Co by a factor of 1.58 – 2.22, Cr by a factor of 1.68 – 2.48, Cu by a factor of 1.58 – 1.86, Li by a factor of 2.62 – 2.69, Ni by a factor of 2.49 – 5.03, V by a factor of 5.95 – 7.05, Zn by a factor of 1.05 – 1.925, and Al and Fe by one order of magnitude.

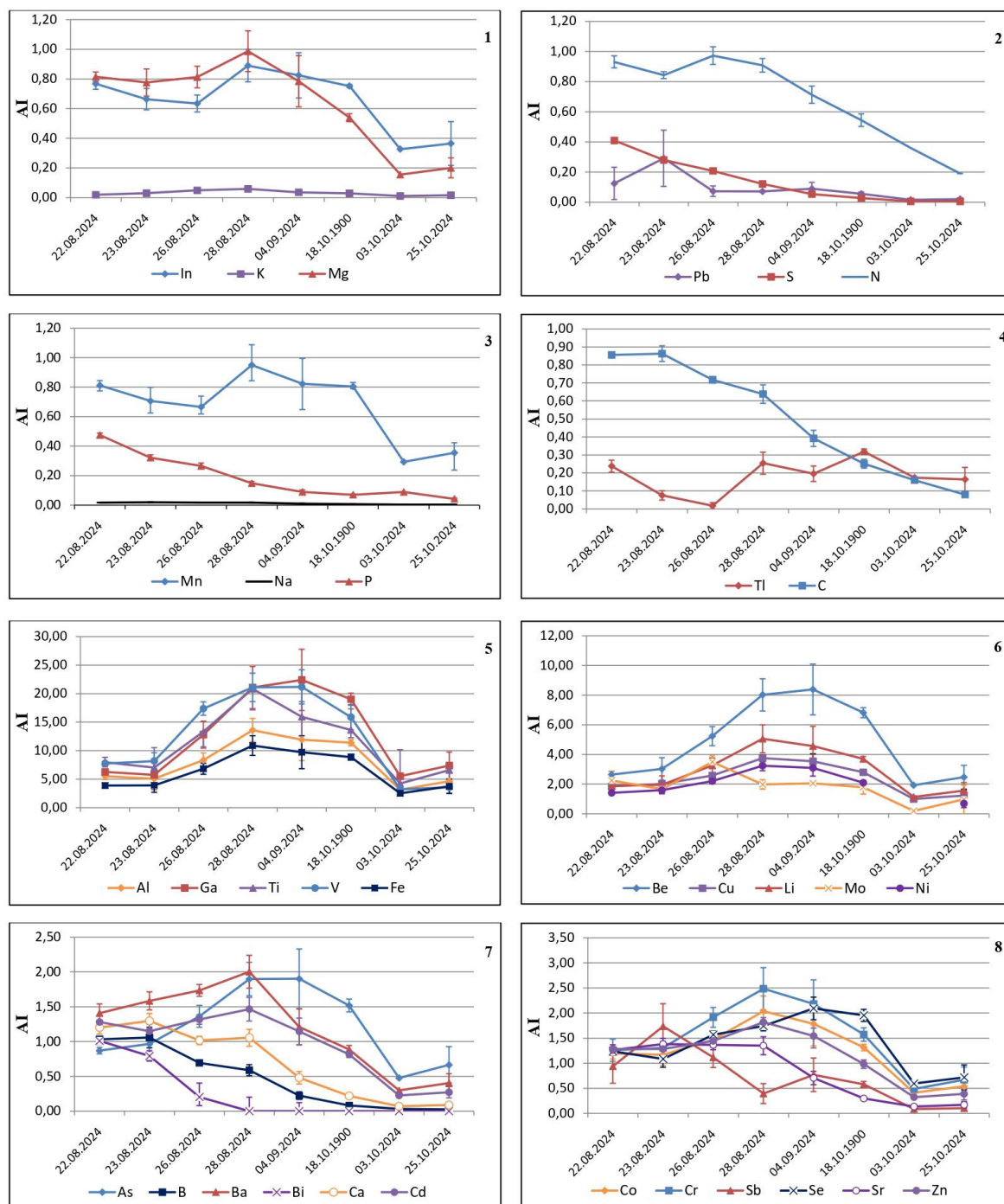


Fig.5. Dynamics of accumulation index (AI) of elements in the decaying *M. spicatum* biomass in the experiment in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River.

The rate of decomposition of aquatic plants is species-specific, and it is higher in submerged macrophytes than in floating and emergent ones (Zhou et al., 2018). The decomposition rate of *M. spicatum* biomass varied from 0.031 to 0.059 g/d over the experiment duration, being 0.037 g/d for the entire period (at Day 66). A study by Carpenter and Adams (1979) demonstrated that in a eutrophic lake, the decomposition rate of dry detritus prepared from *M. spicatum* biomass was linearly related to the initial nitrogen content in plant biomass. The decomposition rate of *M. spicatum* biomass obtained in the current study (on a dry matter basis) is in good agreement with the result obtained using the model proposed in a study by Carpenter and Adams (1979): $k_N = 0.01192N + 0.00672$, where k_N

is the average decomposition rate of coarse particulate organic matter (CPOM), i.e. *M. spicatum* dry detritus, and N is initial nitrogen content in *M. spicatum* detritus. That relationship was obtained in laboratory experiment, and it described well the results of the field experiment. The decomposition rate of *M. spicatum* biomass in the Abakanskaya anabranch over the entire study period using the above equation was 0.035 g/d, and that value was very similar to the value obtained using formula (2). This equation is valid for studying decomposition of *M. spicatum* biomass at a temperature of 22 ± 1 °C, which is close to the average temperature of water during our experiment (21.6 ± 1.8 °C). As reported in previous studies, enhanced availability of nitrogen and phosphorus is favorable for microor-

Table 4. Contents of elements (mg/kg dry weight) in *M. spicatum* plants at the beginning (16 August 2024) and end of the experiment (25 October 2024), in the matter washed off the empty bag (25 October 2024) from the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River, in bottom sediments (BS) of the Yenisei River upstream and downstream of Krasnoyarsk (Anishchenko et al., 2010), in commercial fish food (minima and maxima, authors' unpublished data).

Element	<i>M. spicatum</i> 16 August 2024	SE	<i>M. spicatum</i> 25 October 2024	SE	Washed- off matter	SE	Yenisei BS	Fish food (min. – max.)	
Al, g/kg	0.267	0.002	14.291	1.490	14.950	0.442	35.3 - 26.7	0.034	0.333
As	0.977	0.007	7.187	0.773	5.614	0.391	NA	0.699	7.458
B	18.297	0.025	6.079	1.554	ND		NA	NA	
Ba	49.310	0.138	229.454	9.286	85.999	38.281	NA	2.197	5.562
Be	0.028	0.000	0.795	0.048	0.673	0.021	NA	NA	
Bi	0.140	0.021	ND		ND		NA	ND	0.098
Ca, g/kg	29.30	0.04	29.60	1.91	30.57	0.99	10.5 - 10.2	7.07	28.32
Cd	0.244	0.005	0.786	0.011	1.236	0.035	0.037 - 0.004	0.056	0.413
Co	1.36	0.01	8.47	0.56	9.15	0.21	8.7 - 8.0	0.08	0.41
Cr	4.44	0.01	33.01	9.06	13.91	8.63	16.8 - 15.3	0.47	4.38
Cu	24.39	0.06	351.77	21.62	162.47	4.41	7.0 - 28.7	10.37	18.09
Fe, g/kg	0.37	0.002	15.80	2.08	18.10	0.66	19.9 - 17.9	0.21	0.70
Ga	0.140	0.008	11.835	1.120	10.251	0.333	NA	0.028	0.265
In	22.908	0.016	94.003	10.240	64.005	5.520	NA	NA	
K, g/kg	17.47	0.12	3.03	0.55	3.24	0.32	1.78 - 1.34	5.57	11.22
Li	1.081	0.004	19.015	2.741	19.421	0.572	NA	0.398	1.085
Mg, g/kg	2.45	0.01	5.59	0.52	5.33	0.10	7.0 - 6.7	1.30	1.99
Mn, g/kg	0.74	0.01	3.09	0.16	2.11	0.11	0.43 - 0.33	0.03	0.07
Mo	0.572	0.002	11.708	7.015	0.498	0.079	NA	0.287	1.503
Na, g/kg	13.34	0.09	0.54	0.02	0.36	0.32	0.52 - 0.49	1.98	8.03
Ni	3.530	0.044	35.729	1.041	31.206	0.772	30 - 28.3	0.469	5.662
P, g/kg	2.86	0.04	0.36	0.05	1.69	0.08	NA	5.30	17.55
Pb	40.054	0.060	8.917	1.762	9.410	0.593	3.8 - 25.2	ND	0.413
S, g/kg	3.46	0.07	0.17	0.03	1.26	0.20	NA	4.75	7.19
Sb	0.202	0.015	0.255	0.014	ND		NA	ND	0.105
Se	0.481	0.035	4.034	0.276	2.381	0.156	NA	0.321	1.917
Sr	201.106	2.744	394.779	32.649	453.342	14.998	NA	11.472	70.175
Ti	6.536	0.003	498.008	41.629	597.297	42.440	NA	NA	
Tl	0.530	0.039	1.024	0.204	0.012	0.012	NA	ND	
V	0.802	0.003	34.202	1.252	32.577	1.480	NA	0.469	2.502
Zn	85.242	0.119	394.592	21.372	167.961	21.115	43 - 83.9	139.510	396.842
N, g/kg	23.39	0.002	32.85	0.003	27.13	0.003	NA	87	102
C, g/kg	402.03	0.36	251.37	0.25	184.41	0.17	NA	477	497

Note: "NA" – data not available, "ND" – values below detection limit, "SE" – standard errors.

ganisms decomposing plant biomass, thus facilitating activity and development of microbial community and, hence, increasing decomposition rate of plant biomass (Lan et al., 2012; Zhou et al., 2018).

Based on the initial C/N and C/P ratios, N and P can be expected to be either accumulated or released: at C/N < 20 and C/P < 80, nitrogen and phosphorus are released, and at C/N > 20 and C/P > 80, these elements are immobilized (Zhou et al., 2018). At the beginning of the experiment, in *M. spicatum* plants of the

Abakanskaya anabranch, C/N was 17.2 (< 20), indicating nitrogen release and consistent with the forecast, and C/P was 140.6 (> 80), but, in accordance with the accumulation index, phosphorus was released as well (Fig. 5).

Myriophyllum spicatum is a bioaccumulator of HMs (Ni, Mn, Cd, Fe, Zn, Cu, Pb) (Keskinan et al., 2003; Galal and Shehatab, 2014). Compost prepared by drying *M. spicatum* biomass can also be used for phytoremediation of aquatic ecosystems polluted by Pb,

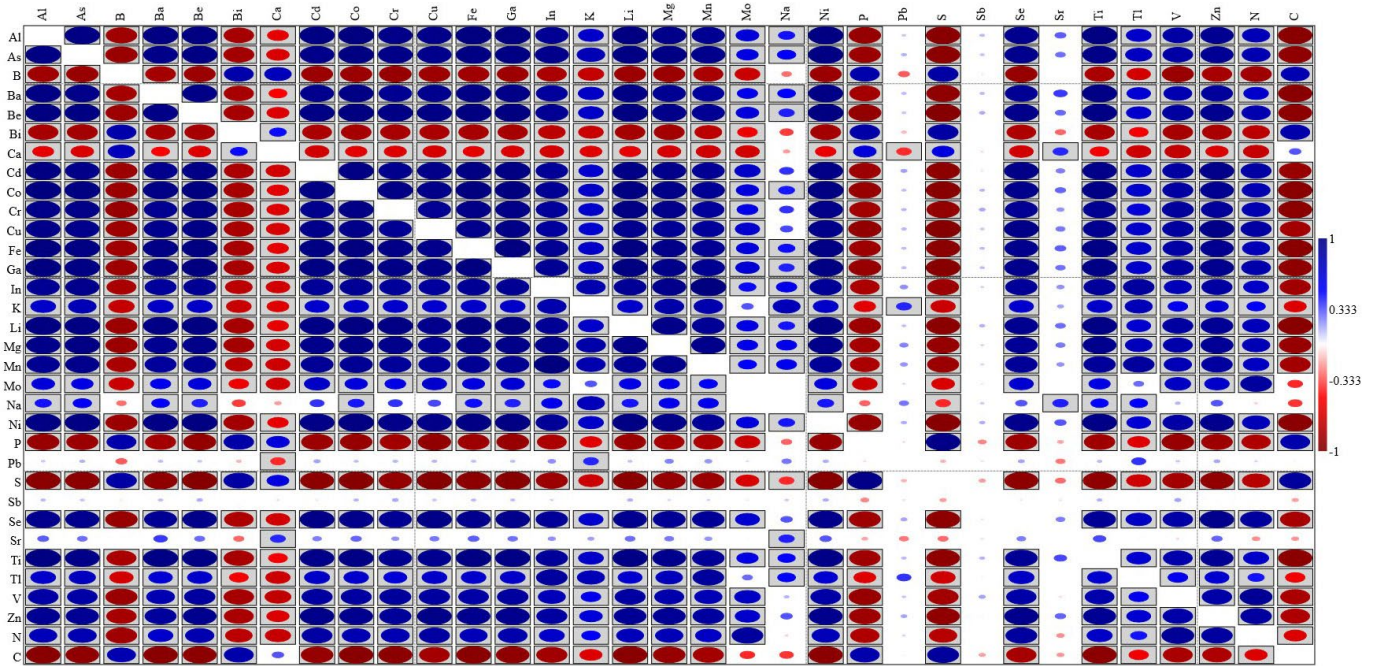


Fig.6. Spearman's correlation matrix showing the relationships between concentrations of elements in the decaying *M. spicatum* biomass in the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River (Significant values ($p < 0.05$) are highlighted in gray background).

Cu, Cd, Ni, and Zn (Milojkovi'c et al., 2016). As suggested by the data obtained using accumulation index (AI), most elements, including HMs, accumulated in the decaying *M. spicatum* biomass (Fig. 5). Such elements as Al, Be, Cu, Fe, Ga, Li, Mo, Ti, and V accumulated in the biomass throughout the experiment, and at the end of the experiment, Al, Be, Fe, Ga, Li, V, As, Ca, Co, K, Mg, Mn, Na, Ni, and Pb contents in *M. spicatum* biomass were similar to those in the suspended matter washed off the empty mesh bag installed at Day 44 and removed at the end of the experiment (Table 4). As is known, a high statistically significant relationship between contents of elements in compartments of aquatic ecosystems is indicative of their common source (Gladyshev et al., 2001). In the decaying *M. spicatum* biomass, most elements showed significantly high correlation (Fig. 6), probably suggesting organomineral suspended matter as their common source. At the same time, the elements that were not accumulated in the biomass ($AI < 1$), such as B, Bi, Ca, P, S, and C, were correlated to each other. B, Bi, and Sb were not detected in suspended matter (Table 4). Pb, Sb, and Sr were not correlated to other elements (Fig. 6). Pb was released throughout the experiment (Fig. 5), and its content in dry biomass dropped by 78% (Table 3). Sb was accumulated only at Days 3 and 6, and Sr had been accumulated until Day 8 (Fig. 5). The composition of organomineral suspended matter can be determined by such sources as bottom sediments (BS), fish farm wastes, including residual fish food, and wastewater from the thermal power plant. Table 4 presents the data on contents of elements in the sand-and-shingle BS of the Yenisei River that are not affected by fish farming and in commercial fish food (authors' unpublished data). It is well-known that fish farms are sources of C, N, P, sulfides, and HMs (As, Co, Cu, Mn, and Zn) in BS, which are contained in released fish waste and food residues; at the same time,

water does not necessarily contain increased concentrations of these elements (Varol, 2019). The decaying *M. spicatum* biomass could both accumulate dissolved elements (Milojkovi'c et al., 2016) and, probably, adsorb organomineral suspended matter. During the experiment, in the bags collected from the water, we found Chironomid larvae and *Gammarus*, which were removed with a tweezer to determine the weight of the macrophyte biomass. To be able to quantify the contribution of *M. spicatum* to the secondary contamination by HMs and nutrients, it is necessary to determine the biomass of the macrophyte accurately, taking into account the plant growth area in the study section of the anabranch, which is planned as the next phase of this research. Another task of the future research is to conduct the experiment described in the current study in the section of the anabranch that is not directly affected by the activities of the fish farm in order to verify the results obtained in the present study.

5. Conclusion

The 66-d *in-situ* experiment performed in the part of the ecosystem of the Abakanskaya anabranch of the Yenisei River subjected to human impacts (cage fish farm and water from the thermal power plant) allowed the authors to determine the decomposition rate of *M. spicatum* biomass (0.037 g dry biomass/d) and reveal elements that are continuously accumulated (Al, Be, Cu, Fe, Ga, Li, Mo, Ti, and V) and released (In, K, Mg, Mn, Na, P, Pb, S, Tl, N, and C) during the decomposition of *M. spicatum* biomass. The decomposition of *M. spicatum* biomass certainly has a beneficial effect, accumulating most of the HMs and, thus, immobilizing contaminants. Being, however, a source of food for zoobenthos, the decomposing *M. spicatum* biomass facilitates the transfer of HMs to food chains and to the highest

trophic level, humans. Moreover, the released nutrients – carbon, nitrogen, and phosphorus – are involved into the cycling, which may be a factor in increasing the eutrophication of the anabranch. Thus, the current study showed that decomposition of *M. spicatum* biomass is a likely source of the secondary contamination of an aquatic ecosystem.

Acknowledgements

The present study is part of research to fulfil the State Assignment to IBP SB RAS No. FWES-2024-0024. The authors are grateful to Dr. Drobotov A.V. for providing the diagrammatic map of the study area and Dr. Zuev I.V. for his assistance with collecting experimental material.

Conflict of interest

The authors declare no conflict of interest.

References

- Anishchenko O.V., Gladyshev M.I., Kravchuk E.S. et al. 2009. Distribution and migration of metals in trophic chains of the Yenisei ecosystem near Krasnoyarsk City. *Water Resources* 36 (5): 594–603. DOI: [10.1134/S0097807809050121](https://doi.org/10.1134/S0097807809050121)
- Anishchenko O.V., Gladyshev M.I., Kravchuk E.S. et al. 2010. Assessment of the Yenisei River Anthropogenic Pollution by Metals Concentrations in the Main Ecosystem Compartments Upstream and Downstream Krasnoyarsk City (Russia). *Journal of Siberian Federal University. Biology* 1 (3): 82–98.
- Anishchenko O.V., Tolomeev A.P., Ivanova E.A. et al. 2020. Accumulation of elements by submerged (*Stuckenia pectinata* (L.) Börner) and emergent (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) macrophytes under different salinity levels. *Plant Physiology and Biochemistry* 154: 328–340.
- Anishchenko Yu.D., Anishchenko O.V., Zuev I.V. et al. 2023. Assessment of anthropogenic impact on the Yenisei River anabranch within the city of Krasnoyarsk based on elemental analysis of macrophytes and water. *Journal of Siberian Federal University. Biology* 16 (1): 87–108.
- Ansari A.A., Naeem M., Gill S.S. et al. 2020. Phytoremediation of contaminated waters: An eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application. *Egyptian Journal of Aquatic Research* 46 (4): 371–376. DOI: [10.1016/j.ejar.2020.03.002](https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.03.002)
- Aziz K.H.H., Mustafa F.S., Omer K.M. et al. 2023. Heavy metal pollution in the aquatic environment: efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity: a review. *RSC Advances* 13: 17595. DOI: [10.1039/d3ra00723e](https://doi.org/10.1039/d3ra00723e)
- Gladyshev M.I., Gribovskaya I.V., Moskvicheva A.V. et al. 2001. Content of metals in compartments of Siberian pond. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 41(2): 157–162. DOI: [10.1007/s002440010233](https://doi.org/10.1007/s002440010233)
- Gladyshev M.I., Sushchik N.N., Kolmakova A.A. et al. 2007. Seasonal correlations of elemental and ω -3 PUFA composition of seston and dominant phytoplankton species in a eutrophic Siberian Reservoir. *Aquatic Ecology* 41(1): 9–23.
- Gladyshev M.I., Sushchik N.N., Anishchenko O.V. et al. 2009. Benefit-risk ratio of food fish intake as the source of essential fatty acids vs. heavy metals: A case study of Siberian grayling from the Yenisei River. *Food Chemistry* 115: 545–550. DOI: [10.1016/j.foodchem.2008.12.062](https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2008.12.062)
- Gladyshev M.I., Glushchenko L.A., Kravchuk E.S. 2020. Isotope composition of nitrogen and stoichiometric ratios of elements in biomass of *Spirogyra* in lake Baikal. *Doklady Biochemistry and Biophysics* 491(1): 70–72. DOI: [10.31857/S2686738920020134](https://doi.org/10.31857/S2686738920020134)
- Best E.P.H., Dassen J.H.A., Boon J.J. et al. 1990. Studies on decomposition of *Ceratophyllum demersum* litter under laboratory and field conditions: losses of dry mass and nutrients, qualitative changes in organic compounds and consequences for ambient water and sediments. *Hydrobiologia* 194: 91–114. DOI: [10.1007/BF00028411](https://doi.org/10.1007/BF00028411)
- Conover J., Green L.A., Thornber C.S. 2016. Biomass decay rates and tissue nutrient loss in bloom and non-bloom-forming macroalgal species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 178: 58–64. DOI: [10.1016/j.ecss.2016.05.018](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.05.018)
- Carpenter S.R., Adams M.S. 1979. Effects of nutrients and temperature on decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. in a hard-water eutrophic lake. *Limnology Oceanography* 24(3): 520–528.
- Deng H., Zhang J., Chen S. et al. 2016. Metal release/accumulation during the decomposition of *Potamogeton crispus* in a shallow macrophytic lake. *Journal of Environmental Sciences* 42: 71–78. DOI: [10.1016/j.jes.2015.07.004](https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.07.004)
- Galal T.M., Shehatab H.S. 2014. Evaluation of the invasive macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. as a bioaccumulator for heavy metals in some watercourses of Egypt. *Ecological Indicators* 41: 209–214. DOI: [10.1016/j.ecolind.2014.02.004](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.004)
- Emon J.F., Rohani M.F., Sumaiya N. et al. 2023. Bioaccumulation and Bioremediation of Heavy Metals in Fishes — A Review. *Toxics* 11: 510. DOI: [10.3390/toxics11060510](https://doi.org/10.3390/toxics11060510)
- EPA. United States Environmental Protection Agency. 2002. Nitrification.
- Varol M. 2019. Impacts of cage fish farms in a large reservoir on water and sediment Chemistry. *Environmental Pollution* 252: 1448–1454. DOI: [10.1080/15320383.2024.2414887](https://doi.org/10.1080/15320383.2024.2414887)
- Keskinkan O., Goksu M.Z.L., Yuceer A. et al. 2003. Heavy metal adsorption characteristics of a submerged aquatic plant (*Myriophyllum spicatum*). *Process Biochemistry* 39: 179–183. DOI: [10.1016/S0032-9592\(03\)00045-1](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00045-1)
- Milojkovi'c J.V., Mihajlovi'c M.L., Stojanovi'c M.D. et al. 2014. Pb (II) removal from aqueous solution by *Myriophyllum spicatum* and its compost: equilibrium, kinetic and thermodynamic study. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 89: 662–670. DOI: [10.1002/jctb.4184](https://doi.org/10.1002/jctb.4184)
- Milojkovi'c J., Pezo L., Stojanovi' M. et al. 2016. Selected heavy metal biosorption by compost of *Myriophyllum spicatum* — A chemometric approach. *Ecological Engineering* 93: 112–119. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2016.05.012](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.012)
- Lan Y., Cui B., You Z. et al. 2012. Litter Decomposition of Six Macrophytes in a Eutrophic Shallow Lake (Baiyangdian Lake, China). *Clean – Soil, Air, Water* 40 (10): 1159–1166. DOI: [10.1002/clen.201200056](https://doi.org/10.1002/clen.201200056)
- Larsen V.J., Schierup H.-H. 1981. Macrophyte cycling of zinc, copper, lead and cadmium in the littoral zone of a polluted and a non-polluted lake. ii. Seasonal changes in heavy metal content of above ground biomass and decomposing leaves of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. *Aquatic Botany* 11: 211–230. DOI: [10.1016/0304-3770\(81\)90062-0](https://doi.org/10.1016/0304-3770(81)90062-0)
- Luo H., Xie S., Dai X. et al. 2022. Biomass decomposition and heavy metal release from seaweed litter, *Gracilaria lemaneiformis*, and secondary pollution evaluation. *Journal of Environmental Management* 310: 114729. DOI: [10.1016/j.jenvman.2022.114729](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114729)
- Luo H., Dai X., Wang Q. et al. 2023. The accumulation and release characteristics of heavy metals on the cultivation environment in *Gracilaria* litters during decay process. *Science of the Total Environment* 879: 163091. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2023.163091](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163091)
- Ochiai M., Nakajima T. 1994. Decomposition of aquatic plant *Elodea nuttallii* from Lake Biwa. *Verhandlungen des*

Internationalen Verein Limnologie 25: 2276–2278. DOI: [10.1080/03680770.1992.11900617](https://doi.org/10.1080/03680770.1992.11900617)

O'Neil J.M., Davis T.W., Burford M.A. et al. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14: 313–334. DOI: [10.1016/j.hal.2011.10.027](https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027)

Olson J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44(2): 322–331.

Order of the Ministry of Agriculture of the Russian Federation of December 13, 2016 No. 552 "On approval of water quality standards for water bodies of fishery importance, including standards for maximum permissible concentrations of harmful substances in the waters of water bodies of fishery importance" (as amended on June 13, 2024). URL: <http://docs.cntd.ru/document/420389120> (in Russian)

PND F 14.1:2:4.262–10. 2010. Methodology for measuring the mass concentration of ammonium ions in drinking, surface (including sea) and waste water using the photometric method with Nessler reagent. Moscow (in Russian)

RD 52.24.382–2006. 2006. Mass concentration of phosphates and polyphosphates in water. Procedure of measurement by photometric method. Rostov-on-Don. Institute of Hydrochemistry (in Russian)

RD 52.24.380–2017. 2017. Mass concentration of nitrate nitrogen in water. Measurement technique by photometric method with Griess reagent after reduction in cadmium reducer. Rostov-on-Don (in Russian)

Zhou X.H., He Z.L., Ding F.H. et al. 2018. Biomass decay and elemental release of aquatic macrophyte detritus in waterways of the Indian River lagoon basin, South Florida, USA. *Science of the Total Environment* 635: 878–891. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2018.04.047](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.047)

Wright P.A. 1995. Nitrogen excretion: three end products, many physiological roles. *Journal of Experimental Biology* 198(2): 273–281. DOI: [10.1242/jeb.198.2.273](https://doi.org/10.1242/jeb.198.2.273)

Накопление и высвобождение элементов при разложении биомассы *Myriophyllum spicatum* L. в реке Енисей в условиях антропогенного воздействия



Анищенко О.В.^{1*}, Анищенко Ю.Д.¹, Иванова Е.А.², Колмакова А.А.¹

¹ Институт биофизики, ФИЦ «Красноярский научный центр СО РАН», Академгородок, д.50, стр.50, г. Красноярск, 660036, Россия

² Сибирский федеральный университет, пр. Свободный, 79, г. Красноярск, 660041, Россия

АННОТАЦИЯ. В черте г. Красноярска на зарегулированном участке р. Енисей, подверженном влиянию рыбоводческого хозяйства и поступающих вод ТЭЦ, с целью изучения возможности вторичного загрязнения тяжелыми металлами (ТМ) и биогенными элементами при разложении биомассы погруженного макрофита - урути колосистой (*Myriophyllum spicatum* L.) проведен эксперимент *in-situ*. Получена оценка скорости разложения биомассы *M. spicatum*. Исследовано высвобождение и накопление макро- и микроэлементов, включая ТМ, методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-АЭС), азота и углерода с помощью высокотемпературного каталитического сжигания. В ходе эксперимента в разлагающейся биомассе урути постоянно аккумуляровались Al, Be, Cu, Fe, Ga, Li, Mo, Ti и V, при этом высвобождались In, K, Mg, Mn, Na, P, Pb, S, Tl, N и C. Показана возможность вторичного загрязнения экосистемы ТМ и биогенными элементами (C, N, P) при деструкции биомассы урути колосистой.

Ключевые слова: уруть колосистая, тяжелые металлы, биогенные элементы, речная экосистема, рыбоводческое хозяйство, высшая водная растительность

Для цитирования: Анищенко О.В., Анищенко Ю.Д., Иванова Е.А., Колмакова А.А. Накопление и высвобождение элементов при разложении биомассы *Myriophyllum spicatum* L. в реке Енисей в условиях антропогенного воздействия // Limnology and Freshwater Biology. 2025. - № 4. - С. 1013-1038. DOI: 10.31951/2658-3518-2025-A-4-1013

1. Введение

В настоящее время водные экосистемы подвержены антропогенному воздействию, в том числе загрязнению тяжелыми металлами (ТМ) и биогенными элементами (фосфором и азотом). ТМ не биоразлагаемы, обладают токсичностью, способны мигрировать и накапливаться в пищевых цепях, в том числе в рыбе, и представлять потенциальную опасность для здоровья человека (Gladyshev et al., 2009; Aziz et al., 2023; Emon et al., 2023). Поступление биогенных элементов способствует эвтрофированию водных экосистем и массовому развитию нежелательной альгофлоры или «цветению» воды (Lan et al., 2012; O'Neil et al., 2012; Гладышев и др., 2020). Макрофиты – представители высшей водной растительности способны поглощать ТМ и биогенные элементы и используются для биоиндикации и фиторемедиации (Ansari et al., 2020). Однако при разложении биомассы водных растений в воду высвобождаются накопленные ими

поллютанты, что необходимо учитывать при управлении качеством природных вод. Высвобождение биогенов и ТМ в ходе разложения биомассы исследовано для ограниченного числа видов высшей водной растительности (ВВР) (Larsen and Schierup, 1981; Best et al., 1990; Ochiai and Nakajima, 1994; Deng et al., 2016; Zhou et al., 2018) и, как и скорость разложения биомассы, имеет видовую специфику (Zhou et al., 2018). Отсутствие данных о возможности вторичного загрязнения водных экосистем при разложении ВВР не позволяет адекватно управлять качеством природных вод, проводя своевременное изъятие биомассы водных растений.

В черте г. Красноярска, в 35 км ниже Красноярской ГЭС, расположена Абаканская протока р. Енисей, которая является одним из любимых мест отдыха горожан. Протока в верховье перекрыта дамбой, внутри которой проходят трубы, обеспечивающие поступление воды сверху, ниже дамбы поступают подогретые воды ТЭЦ и ливневые сточные воды, а также расположено садковое рыб-

*Автор для переписки.

Адрес e-mail: hydrakr@rambler.ru (О.В. Анищенко)

Поступила: 30 июля 2025; Принята: 19 августа 2025;
Опубликована online: 31 августа 2025

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



ное хозяйство. В 2018 – 2019 гг. ниже дамбы было отмечено достоверное увеличение в воде минерализации, концентрации В, Ва, Са, Mg, Li, Na, Sr и Mn в результате поступления ливневых, и, вероятно, грунтовых вод, а также Cu – с водами ТЭЦ, калия и нитритов – под воздействием рыбного хозяйства. В центральной части Абаканской протоки отмечено повышенное, по сравнению с фоновым участком, содержание Cu, Pb и Sr в *Myriophyllum* sp. (Anishchenko et al., 2023), одном из доминирующих видов ВВР. *Myriophyllum spicatum* - широко распространённый вид высшей водной растительности, относится к укорененным гидрофитам (погруженным) (Milojković et al., 2016). Выделение биогенных элементов биомассой *Myriophyllum spicatum* изучалось в эвтрофных озерах на северо-востоке США (Carpenter and Adams, 1979) и севере Китая (Lan et al., 2012). Показано, что компост, полученный из *M. spicatum*, обладает высокой сорбционной способностью в отношении растворенных в воде ТМ (Pb, Cu, Cd, Ni, Zn) (Milojković et al., 2014). Однако, скорость высвобождения/накопления и вторичное загрязнение ТМ при разложении биомассы *M. spicatum* не исследована.

В гидроэкологии скорость разложения биомассы, высвобождения и аккумуляции элементов наряду с лабораторными экспериментами в контролируемых условиях исследуются *in-situ* с применением метода «мешков с опадом» («method of litterbag»), основанного на изучении деструкции опада деревьев (Olson, 1963). Результаты, полученные с применением данного метода, зависят как от условий среды (температуры, содержания кислорода, pH), так и от условий эксперимента (от размера ячеек мешка, размещения мешков относительно дна, предварительной обработки биомассы) (Lan et al., 2012; Deng et al., 2016). В большинстве работ биомасса растений высушивается и гомогенизируется перед началом эксперимента, однако

использование сырой биомассы позволяет приблизить условия к естественным, поскольку погруженные макрофиты произрастают в толще воды. Для запуска процесса разложения используют выдерживание биомассы при низких температурах (до -80°C) (Conover et al., 2016). Показано, что некоторые ТМ могут накапливаться в процессе разложения растительной биомассы, но также при этом некоторые элементы могут высвобождаться. Например, установлено (Deng et al., 2016), что в ходе разложения биомассы *Potamogeton crispus* концентрация Al, Cd, Cr, Fe, Mn, Pb значительно увеличивалась, тогда как Cu и Zn снижалась. Поэтому можно предположить, что ряд элементов будет накапливаться, а другие – высвобождаться в ходе разложения биомассы *M. spicatum*. Таким образом, цель данной работы – исследовать возможность вторичного загрязнения биогенами и ТМ при разложении биомассы *M. spicatum* под влиянием антропогенного воздействия (поступления сточных вод и отходов рыбноводческого хозяйства). В задачи входило: оценить скорость разложения биомассы урути колосистой и выявить элементы накапливающиеся и высвобождающиеся при ее разложении в эксперименте *in-situ*.

2. Материалы и методы

Исследования проводили в центральной части Абаканской протоки р. Енисей. Растения собирали 16.08.2024 (точка отбора указана на Рис. 1) с лодки вручную и помещали в полиэтиленовый мешок. В лаборатории собранную биомассу промывали водопроводной, а затем дистиллированной водой, просушивали на фильтровальной бумаге для определения сырой биомассы. Около 9 г сырой биомассы урути помещали в сетчатые пакеты размером 15×20 см с размером ячеек около 1 мм. Несколько растений были отобраны для определения влажности и исходного содержания элементов. Пакеты

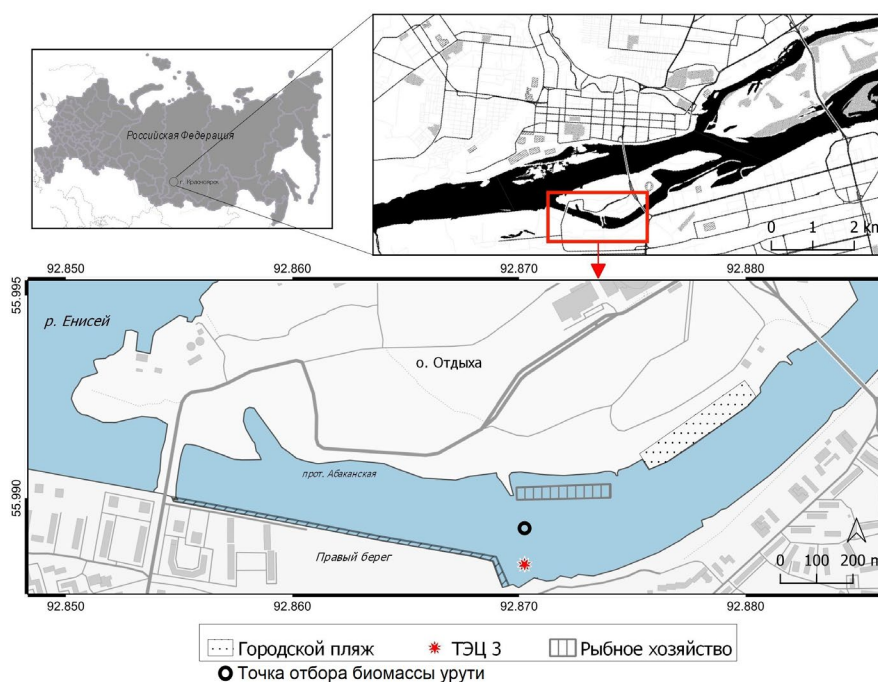


Рис.1. Карта-схема района исследования.

с растениями хранили два дня при температуре -35°C , затем два дня при -80°C . На 5-е сутки пакеты закрепили на крупноячеистой сетке с помощью стяжек (Рис. 2) и установили под поверхностью воды снаружи ограждения рыбоводческого хозяйства, вне контакта со дном. Было установлено три сетки, на которых рядами в трех повторностях размещались мешки с урутью (всего 30 мешков). В ходе эксперимента была обнаружена слизистая взвесь снаружи мешков с урутью, поэтому 18.09.24 г. к сетке был прикреплен дополнительно пустой мешок для последующего определения элементного состава оседающей взвеси.

2.1. Полевые исследования

Эксперимент *in situ* проводили с 21 августа по 25 октября 2024 г. Отбор проб из эксперимента проводили на 2-й, 3-й, 6-й, 8-й, 15-й, 29-й, 44-й и 66-й дни. Извлекали по 3 мешка со 2-го по 44-й день, в заключительный день сняли 9 мешков и один пустой со взвесью. При постановке эксперимента и в дни отбора проб измеряли температуру, pH, удельную электропроводность (УЭП), содержание кислорода в воде в точке проведения эксперимента на глубине около 0,5 м с помощью мультипараметрического зонда HI7698194 (Hanna Instruments, Румыния). Воду для гидрохимических анализов отбирали пластиковым ведром и наполняли 1 л бутылки, предварительно профильтровав через планктонную сеть с размером ячеек около 100 мкм.

2.2. Лабораторные измерения

Концентрацию биогенных элементов определяли в пробах воды, профильтрованных через мембранные фильтры из ацетат-целлюлозы с размером пор 0,45 мкм («Владипор») с помощью вакуумной установки по общепринятым методикам: нитритный азот – колориметрически реакцией с сульфаниламидом и *α*-нафтиламином (реактив Грисса) (РД 52.24.381–2017); нитратный азот – редукцией до нитритного на кадмиевой колонке (РД 52.24.380–2017); минеральный фосфор анализировали фотометрически (РД 52.24.382–2006). Аммонийный азот определяли методом Несслера (ПНД Ф 14.1.2:4.262–10) после фильтрации через шприцевую насадку со сменными фильтрами с размером пор 0,45 мкм («Владипор», Россия). Для определения концентрации растворенных форм органического углерода (POY, DOC (dissolved organic carbon) или NPOC (non-purgeable organic carbon)) и общего азота (POA, TDN (total dissolved nitrogen)) пробы воды предварительно фильтровали через фильтры с размером пор 0,22 мкм («Владипор», Россия) под вакуумом. Концентрацию POY и POA в воде определяли на анализаторе углерода и азота FormacsHT (Skalar, Нидерланды). Содержание общего фосфора определяли в нефилтрованных пробах воды методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-АЭС) с помощью спектрометра iCAP 6300-Duo (Thermo Scientific, Англия).



Рис.2. Мешки с урутью колосистой в эксперименте *in situ* в Абаканской протоке р. Енисей.

Мешки с растениями, отобранные в ходе эксперимента промывали дистиллированной водой снаружи, затем биомассу извлекали, подсушивали на фильтровальной бумаге и взвешивали в чашках Петри (с известной массой) для определения сырой биомассы. В последующем, когда биомассы осталось мало в мешках, ее сразу помещали в чашки Петри, взвешивали и сушили при 105°C в сушильном шкафу ED 53 (Binder, Германия) до постоянного веса для определения сухой биомассы. Высушенные образцы растений гомогенизировали в агатовой ступке для последующего элементного анализа. Образцы, отобранные в конце эксперимента, были объединены для анализов в виду малой биомассы: пробы из трех мешков, отобранные на 44й день, составили одну пробу, а в заключительный, 66й день, было получено три пробы из 9 мешков. Взвесь снаружи пустого мешка смывали дистиллированной водой в лоток из полипропилена и полученную суспензию фильтровали через фильтры из стекловолокна с размером пор 0,7 мкм («Лаборатория воды»).

Содержание общего азота и углерода в растениях и сестоне определяли методом высокотемпературного каталитического сжигания с помощью анализатора Flash 2000 NC Soil Analyzer (Thermo

Fisher Scientific, Германия) (Gladyshev et al., 2007), для этого отбирали по 10 мг образца. Содержание макро- и микроэлементов в воде и растениях определяли методом (ИСП-АЭС). Для анализа методом ИСП-АЭС по 0,2 г образцов урути, высушенных до постоянного веса, озоляли в смеси азотной и хлорной кислот (1:1) на лабораторной плитке («Томьаналит», Россия), затем разводили деионизированной водой (18 МОм) до 15 мл. В качестве внутреннего стандарта использовали раствор скандия (5 мг/л). Условия измерений и характеристики спектрометра подробно описаны в работе (Anishchenko et al., 2020). Пределы обнаружения элементов для воды и растений указаны в Таблице 1. При анализе фильтров с осадком из взвеси проводили холостой опыт – озоляли фильтр в тех же условиях, что и образцы взвеси и определяли содержание элементов.

2.3. Расчеты и статистическая обработка данных

Статистическая обработка полученных данных проводилась с помощью программы Past 4.03. Поскольку большинство данных имело ненормальное распределение, для оценки связи между содержанием элементов в биомассе использовали корреляцию Спирмена.

Скорость потери веса (R , %) разлагающейся биомассой рассчитывали по уравнению (Luo et al., 2023) (1):

$$R = \frac{W_t - W_0}{W_0} \times 100\%, \text{ где } «t» - \text{ это период разложения (день), } W_t \text{ (г) - оставшийся сухой вес биомассы за время разложения } «t», \text{ и } W_0 \text{ (г) - это сухой исходный вес биомассы в нулевой момент времени.}$$

Скорость разложения биомассы («the litter decomposition rate») k , рассчитывали согласно (Olson, 1963; Zhou et al., 2018) по формуле (2):

$$\ln \frac{W_t}{W_0} = -kt.$$

Для оценки накопления/высвобождения элементов в ходе разложения биомассы урути рассчитывали индекс накопления (accumulation index, AI) по формуле (Deng et al., 2016) (3):

$$AI = \frac{W_t X_t}{W_0 X_0}, \text{ где } W_t \text{ (г) - это сухой вес биомассы}$$

в момент времени t , X_t (мг/кг) – содержание элемента «X» в биомассе в момент времени t , W_0 (г) – исходный вес биомассы и X_0 (мг/кг) – исходное содержание «X» элемента в биомассе. $AI=1$ свидетельствует о том, что разлагающаяся биомасса в момент времени t содержала такую же массу элемента «X», как и момент, когда биомасса была изначально помещена в пакет; при $AI < 1$ наблюдается высвобождение элемента «X» из разлагающейся биомассы, при $AI > 1$ – накопление элемента «X» разлагающейся биомассой.

Скорость высвобождения элементов (ER) из разлагающейся биомассы рассчитывали по уравнению (Luo et al., 2022) (4): $ER(MR) = \frac{G_0 - G_t}{G_0} \times 100\%$,

Таблица 1. Пределы обнаружения (мг/л) методов атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно-связанной плазмой.

Элемент	Длина волны, λ	Вода	Растения
Al	396,1	0,0001	0,005
As	189,0	0,001	0,0008
B	249,6	0,0002	0,0004
Ba	455,4	0,000007	0,000008
Be	313,1	0,00002	-
	234,8	-	0,00002
Bi	223,0	0,0007	0,002
Ca	317,9	0,002	0,002
Cd	214,4	0,0001	0,00009
Co	228,6	0,0003	0,0002
Cr	267,7	0,0002	0,0002
Cu	324,7	0,00009	0,0001
Fe	238,2	0,0002	-
	259,94	-	0,001
Ga	417,2	0,0003	0,0004
K	769,8	0,02	0,03
Li	670,7	0,000003	0,000005
Mg	279,0	0,01	0,02
Mn	257,6	0,00003	0,0002
Mo	202,0	0,0004	0,0003
Na	589,5	0,002	0,005
Ni	231,6	0,0007	0,0005
P	213,6	0,001	0,02
Pb	220,3	0,002	0,001
S	182,0	0,17	0,26
Sb	206,8	0,0009	0,002
Se	196,0	0,001	0,001
Sr	421,5	0,000004	0,00008
Ti	337,2	0,00007	0,00008
Tl	190,8	0,0009	0,0008
V	268,7	0,0003	0,0002
Zn	213,8	0,0001	0,0001

Примечание: прочерк – длина волны не использовалась.

где G_0 – начальное содержание элемента в биомассе (мг), G_t – содержание элемента в биомассе в момент времени t .

3. Результаты

В период проведения эксперимента общее содержание Al и Cu в воде в среднем превышало ПДК для рыбохозяйственных водоемов в 1,11 и 4,87 раза соответственно (Таблица 2). Максимальная концентрация Li и Mn также превышала установленные ПДК_{рыб.-хоз.} (Приказ..., 2016). По содержанию

Таблица 2. Гидрохимическая характеристика воды Абаканской протоки р. Енисей в точке проведения эксперимента по разложению биомассы урути колосистой (21.08 – 25.10.24) в сравнении с ПДК рыбохозяйственных водоемов (Приказ..., 2016).

Показатель, мг/л	Минимум	Максимум	Среднее	Ошибка	Козф.вар. (%)	ПДКрыб-хоз.
Al	0,0166	0,0906	0,0446	0,0082	55,16	0,04
As	н.о.	0,003	0,001	0,0003	81,31	0,05
B	0,0043	0,0062	0,0049	0,0002	11,12	0,5
Ba	0,019493	0,031714	0,0231514	0,001317	17,07	0,74
Be	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	0,0003
Bi	н.о.	0,0023	0,0006	0,0003	135,63	-
Ca	23,250	29,644	26,204	0,800	9,16	180
Cd	н.о.	0,00020	0,00004	0,00002	163,46	0,005
Co	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	н.о.	0,01
Cr	0,0001	0,0006	0,0003	0,0001	60,05	0,02
Cu	0,00263	0,00646	0,00487	0,00045	27,84	0,001
Fe	0,0285	0,0945	0,0562	0,0076	40,74	0,1
Ga	н.о.	0,0005	0,0003	0,0001	59,29	-
K	0,63	0,97	0,75	0,03	13,87	10
Li	0,002323	0,008787	0,0066884	0,000859	38,53	0,008
Mg	3,97	4,86	4,37	0,08	5,67	40
Mn	0,00273	0,01232	0,00870	0,00092	31,88	0,01
Mo	0,0006	0,0010	0,0008	0,0000	17,25	0,001
Na	2,929	5,693	3,588	0,275	22,97	120
Ni	н.о.	0,0005	0,0001	0,0001	206,25	0,01
P	н.о.	0,026	0,012	0,003	66,05	-
Pb	н.о.	0,001	0,000	0,000	300,00	0,006
S	2,76	4,85	3,57	0,29	24,03	-
Sb	н.о.	0,0007	0,0003	0,0001	120,78	-
Se	н.о.	0,001	0,000	0,000	118,88	0,002
Sr	0,156247	0,334916	0,226790	0,019789	26,18	0,4
Ti	0,00051	0,00364	0,00148	0,00040	80,39	0,06
Tl	н.о.	0,00010	0,00001	0,00001	300,00	-
V	0,0002	0,0009	0,0005	0,0001	40,15	0,001
Zn	н.о.	0,0064	0,0029	0,0009	87,83	0,01
NO ₂	0,0049	0,0100	0,0075	0,0007	27,18	0,08
NO ₃	0,1429	0,2466	0,1978	0,0104	15,84	40
Нобщ	0,270	0,570	0,394	0,036	27,34	-
PO _У	1,086	1,517	1,248	0,048	11,60	-
NH ₄	0,0765	0,1070	0,0917	0,0035	11,33	0,5
P-PO ₄	0,0005	0,0023	0,0010	0,0002	63,82	0,05
t, °C	12,93	26,68	21,63	1,77	24,57	20
pH	7,10	7,45	7,25	0,04	1,80	
O ₂	6,7	10,9	8,6	0,5	15,77	6 (мин)
УЭП, мкСм/см	179	196	187	2	3,19	-
Минерализация	90,3	98,9	94,5	1,0	3,19	-

Примечание: Жирным шрифтом выделены значения, превышающие ПДК. Прочерк - показатель не нормируется, «н.о.» - концентрация ниже предела обнаружения.

растворенного минерального и общего фосфора исследованные воды относились к олиготрофным (Приказ..., 2016). Температура воды в среднем превышала установленный предел для водных объектов, где обитают холодолюбивые рыбы (лососевые и сиговые) в летний период (20 °С). Максимум температуры отмечен 28.08.24 г., после чего наблюдалось ее снижение и второй подъем 3.10.24 г. (Рис. 3). Содержание кислорода повышалось по мере снижения температуры. Наименьшей вариабельностью характеризовалась концентрация в воде Са, Mg, РОУ, NH₄, В, Ва, УЭП, Na, К (Таблица 2, Рис. 3), тогда как для ряда ТМ – Cd, Ni, Pb, отмечены наибольшие изменения концентрации в ходе эксперимента. Общее содержание Al, Fe и Mn имело схожую динамику, достигнув максимальных значений 18.09.24 г. Наблюдалось снижение концентрации Li, Mn и РОУ с 4.09.24 до конца эксперимента.

К 15 дню эксперимента разложилось 54% биомассы урути, а 44-му дню - 92,7% (Рис. 4.10). В ходе эксперимента содержание большинства элементов увеличивалось по мере снижения биомассы (Рис. 4). К концу эксперимента (25.10.24 г.) содержание ряда элементов в биомассе урути увеличилось в десятки раз: Al в 53,5 раза, Fe – в 42 раза, Ti – в 76,2 раза, Ga – в 84,8 раза. Наблюдалось высвобождение, по сравнению с начальным содержанием, таких элементов, как В – на 67 %, Bi – на 100%, К – на 83 %, Na – на 96 %, Pb – на 78 %, P – на 85 %, S – на 95 %, C – на 37 % (Таблица 3). По индексу аккумуляции ($AI > 1$) большинство элементов (Al, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, Li, Mo, Ni, Se, Sr, Ti, V, Zn) накапливалось в биомассе в первые две недели (Рис. 5). С 8-го по 66-й день отмечено высвобождение Sb. К 29-му дню наблюдалось высвобождение Ba, Cd и Zn, к 44-му дню – высвобождение As, Co, Cr, Cu, Mo, Ni, Se, Zn. В ходе всего эксперимента высвобождались In, K, Mg, Mn, Na, P, Pb, S, Tl, N и C.

Большинство элементов (Al, As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Ga, In, K, Li, Mg, Mn, Mo, Se, Ti, V, Zn, N) в биомассе урути имели достоверно высокую ($r_s > 0.5$, $p = 0.05$) корреляционную связь по критерию Спирмена (Рис. 6), за исключением пары Mo – K ($r_s = 0.34$, $p > 0.05$). В, Bi, Ca, P, S, отрицательно коррелировали с вышперечисленной группой элементов и образовывали достоверные значимые корреляционные связи между собой, за исключением пары Ca – C ($r_s = 0.33$, $p > 0.05$). Pb, Sb, Sr не образовывали значимых корреляций с другими элементами (Рис. 6). Содержание элементов в органо-минеральной взвеси, смывтой с пустого мешка в конце эксперимента, представлено в Таблице 4.

4. Обсуждение результатов

Отмеченное в ходе эксперимента в Абаканской протоке превышение ПДК_{рыб-хоз.} по общему содержанию Al и Cu (Таблица 2) в воде наблюдалось и ранее на данном участке (Anishchenko et al., 2023). На фоновом участке р. Енисей, расположенном в 9 км выше г. Красноярска (в 30 км ниже плотины Красноярской ГЭС) (Anishchenko et al., 2009) и на

Таблица 3. Скорость высвобождения элементов (ER, %) в 66-ти дневном эксперименте по разложению биомассы *M. spicatum* в Абаканской протоке р.Енисей (рассчитано по уравнению (4) (Luo et al., 2022)).

Элемент	ER, %
Al	-5248
As	-636
B	66,78
Ba	-365
Be	-2751
Bi	100
Ca	-1
Cd	-222
Co	-523
Cr	-644
Cu	-1342
Fe	-4158
Ga	-8383
In	-310
K	83
Li	-1657
Mg	-128
Mn	-315
Mo	-1947
Na	96
Ni	-912
P	87
Pb	78
S	95
Sb	-26
Se	-738
Sr	-96
Ti	-7519
Tl	-93
V	-4163
Zn	-363
N	-40
C	37

Примечание: Отрицательные значения показывают обратный высвобождению процесс накопления.

условно фоновом участке, расположенном перед дамбой (Anishchenko et al., 2023) было также зарегистрировано превышение ПДК в воде по Al и Cu. Максимальная концентрация Mn и Li в воде также превышало установленные ПДК в период проведения эксперимента. На исследуемом участке в протоку поступают воды ТЭЦ, которые могут быть источником меди, поступающей из почвы, а также вызывают тепловое загрязнение (Anishchenko et al., 2023), о чем свидетельствует превышение уста-

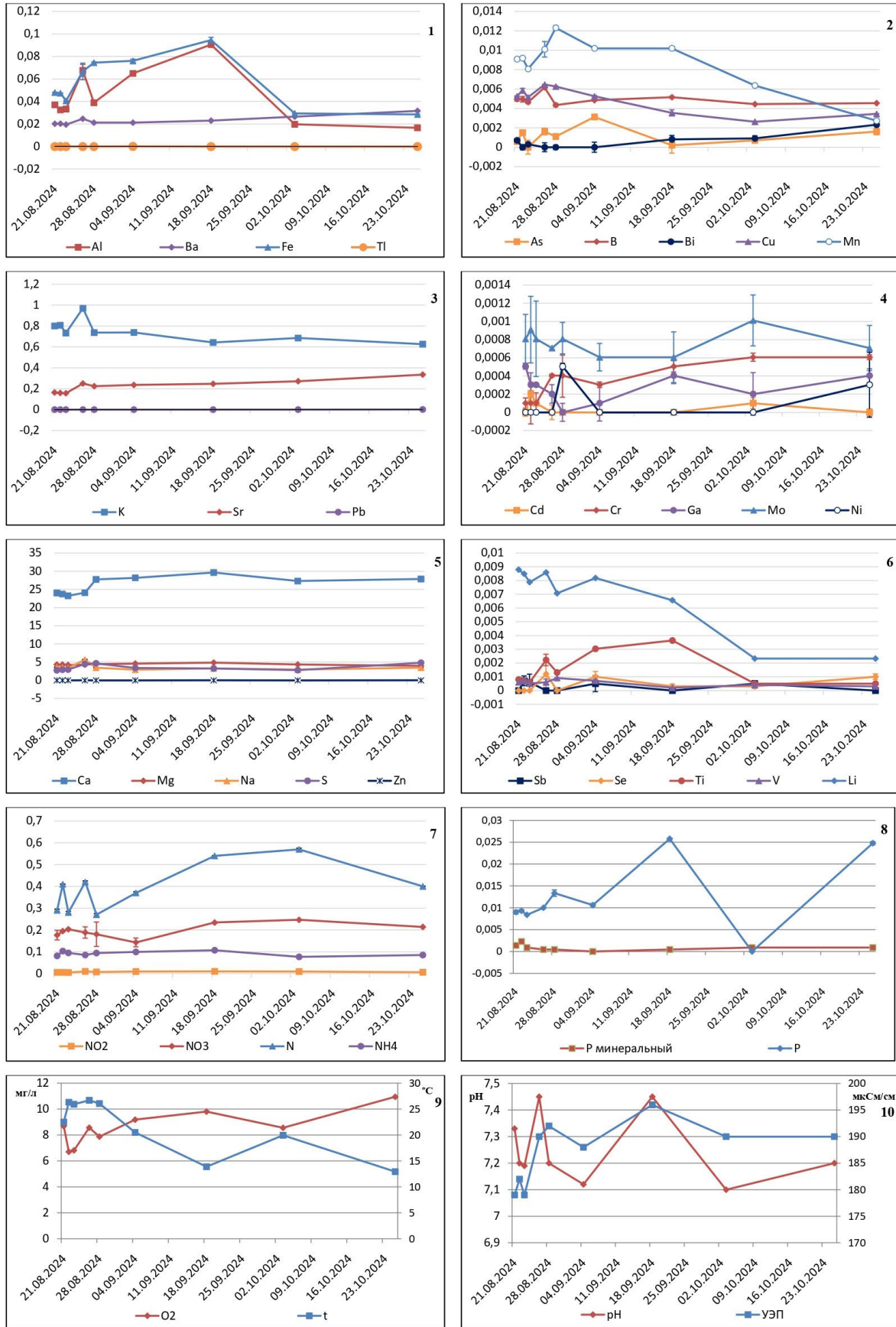


Рис.3. Динамика содержания элементов и ионов (мг/л), удельной электропроводности (мкСм/см) и температуры (°С) в воде в Абаканской протоке р. Енисей в ходе эксперимента *in situ*. Здесь и далее планки погрешностей на графиках показывают ошибки средних значений.

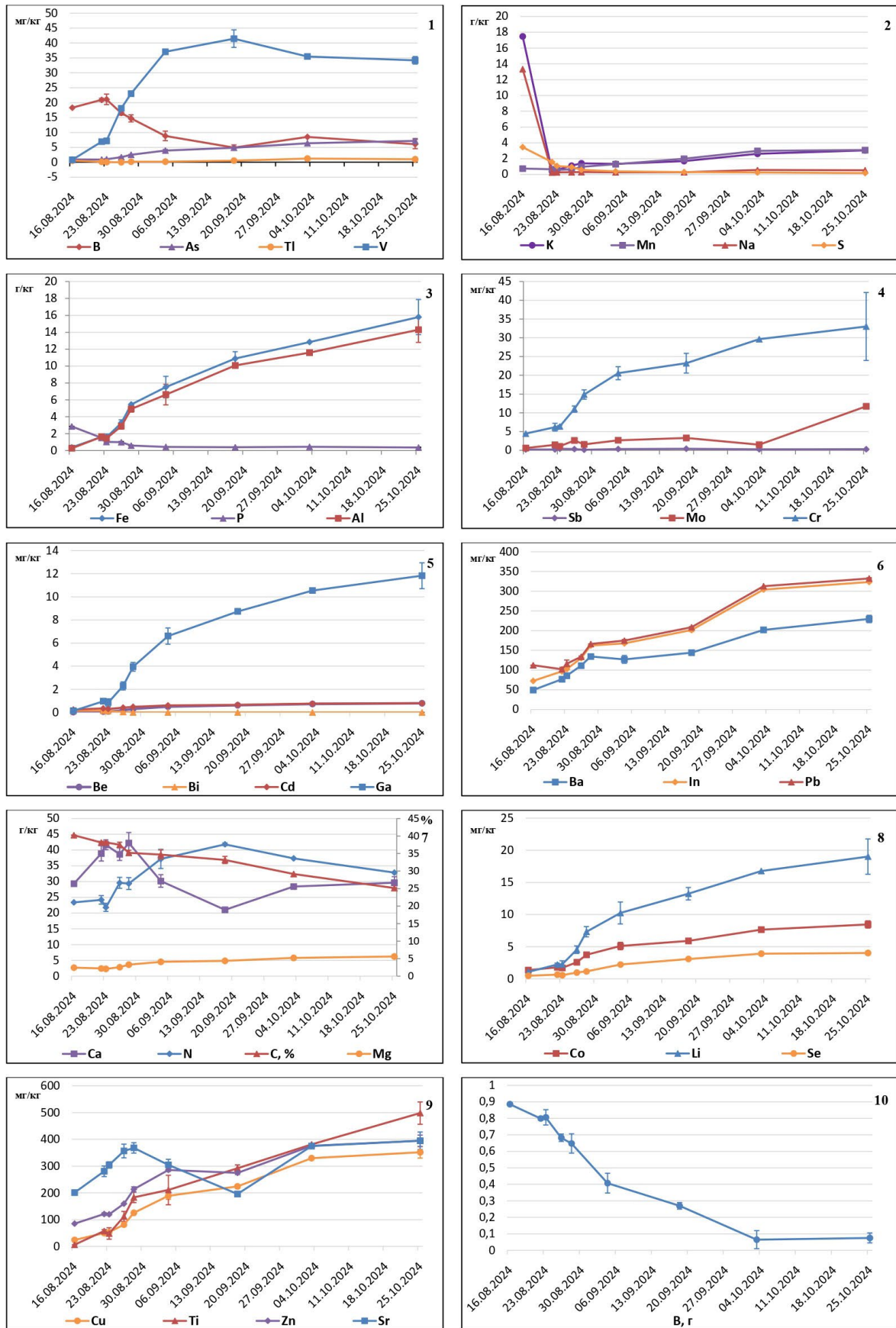


Рис.4. Динамика содержания элементов (1-9) в разлагающейся биомассе *M. spicatum* и разложения биомассы (10) в эксперименте в Абаканской протоке р. Енисей.

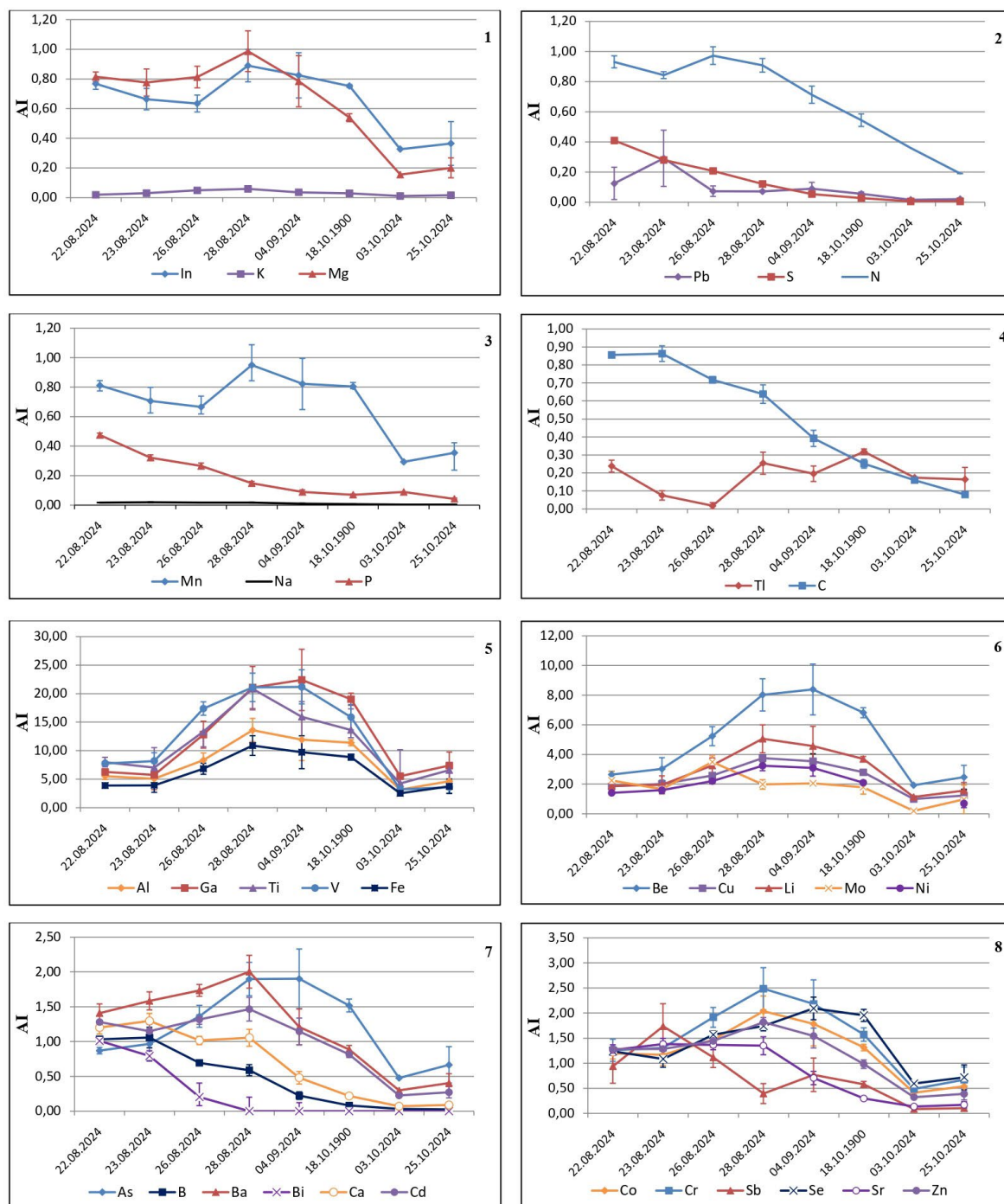


Рис.5. Динамика индекса накопления (AI) элементов в разлагающейся биомассе *M. spicatum* в эксперименте в Абаканской протоке р. Енисей.

новленных норм ПДК для холодолюбивых рыб в летний период. Как было показано, температура на данном участке протоки в среднем достоверно превышала фоновое значение на 8,9 °C (Anishchenko et al., 2023). Повышенная концентрация нитритов на данном участке протоки также отмечена ранее (Anishchenko et al., 2023), что может быть связано с деятельностью рыбоводческого хозяйства. Как известно (Wright, 1995) аммиак - основной продукт метаболизма азота у рыб, который, подвергаясь нитрификации, преобразуются нитриты, а затем в нитраты (ЕРА, 2002).

В сухой биомассе урути в начале эксперимента, наблюдалось более высокое содержание В

(в 1,44 – 1,46 раза), Ca (в 1,12 -1,25 раза), Mn (в 1,32 раза), Na (в 2 – 1,41 раза), Pb (в 11,57 – 10,01 раза), Sr (в 1,23 – 1,18 раза), но содержание ряда элементов было ниже: Cd в 2,58 – 2,88 раза, Co – в 1,58 – 2,22 раза, Cr – в 1,68 – 2,48 раза, Cu – в 1,58 – 1,86 раза, Li – в 2,62 – 2,69 раза, Ni – в 2,49 – 5,03 раза, V – в 5,95 – 7,05 раза, Zn – в 1,05 – 1,925 раза, Al и Fe на порядок.

Скорость разложения биомассы водных растений видоспецифична, она выше у погруженных, чем у плавающих на поверхности и воздушно-водных макрофитов (Zhou et al., 2018). Скорость раз-

Таблица 4. Содержание элементов (мг/кг сухого веса) в урути колосистой в начале (16.08.24 г.) и в конце эксперимента (25.10.24 г.), в смыве с пустого мешка (25.10.24 г.) из Абаканской протоки р. Енисей, в донных отложениях (ДО) р. Енисей, выше и ниже г. Красноярска (Anishchenko et al., 2010), в коммерческих кормах для рыб (минимальные и максимальные значения, собственные неопубликованные данные).

Элемент	Уруть 16.08.24	Ошибка	Уруть 25.10.24	Ошибка	Смыв	Ошибка	ДО р. Енисей	Корма (мин. - макс.)	
Al, г/кг	0,267	0,002	14,291	1,490	14,950	0,442	35,3 - 26,7	0,034	0,333
As	0,977	0,007	7,187	0,773	5,614	0,391	н.д.	0,699	7,458
B	18,297	0,025	6,079	1,554	н.о.		н.д.	н.д.	
Ba	49,310	0,138	229,454	9,286	85,999	38,281	н.д.	2,197	5,562
Be	0,028	0,000	0,795	0,048	0,673	0,021	н.д.	н.д.	
Bi	0,140	0,021	н.о.		н.о.		н.д.	н.о.	0,098
Ca г/кг	29,30	0,04	29,60	1,91	30,57	0,99	10,5 - 10,2	7,07	28,32
Cd	0,244	0,005	0,786	0,011	1,236	0,035	0,037 - 0,004	0,056	0,413
Co	1,36	0,01	8,47	0,56	9,15	0,21	8,7 - 8,0	0,08	0,41
Cr	4,44	0,01	33,01	9,06	13,91	8,63	16,8 - 15,3	0,47	4,38
Cu	24,39	0,06	351,77	21,62	162,47	4,41	7,0 - 28,7	10,37	18,09
Fe, г/кг	0,37	0,002	15,80	2,08	18,10	0,66	19,9 - 17,9	0,21	0,70
Ga	0,140	0,008	11,835	1,120	10,251	0,333	н.д.	0,028	0,265
In	22,908	0,016	94,003	10,240	64,005	5,520	н.д.	н.д.	
K, г/кг	17,47	0,12	3,03	0,55	3,24	0,32	1,78 - 1,34	5,57	11,22
Li	1,081	0,004	19,015	2,741	19,421	0,572	н.д.	0,398	1,085
Mg, г/кг	2,45	0,01	5,59	0,52	5,33	0,10	7,0 - 6,7	1,30	1,99
Mn г/кг	0,74	0,01	3,09	0,16	2,11	0,11	0,43 - 0,33	0,03	0,07
Mo	0,572	0,002	11,708	7,015	0,498	0,079	н.д.	0,287	1,503
Na, г/кг	13,34	0,09	0,54	0,02	0,36	0,32	0,52 - 0,49	1,98	8,03
Ni	3,530	0,044	35,729	1,041	31,206	0,772	30 - 28,3	0,469	5,662
P, г/кг	2,86	0,04	0,36	0,05	1,69	0,08	н.д.	5,30	17,55
Pb	40,054	0,060	8,917	1,762	9,410	0,593	3,8 - 25,2	н.о.	0,413
S, г/кг	3,46	0,07	0,17	0,03	1,26	0,20	н.д.	4,75	7,19
Sb	0,202	0,015	0,255	0,014	н.о.		н.д.	н.о.	0,105
Se	0,481	0,035	4,034	0,276	2,381	0,156	н.д.	0,321	1,917
Sr	201,106	2,744	394,779	32,649	453,342	14,998	н.д.	11,472	70,175
Ti	6,536	0,003	498,008	41,629	597,297	42,440	н.д.	н.д.	
Tl	0,530	0,039	1,024	0,204	0,012	0,012	н.д.	н.о.	
V	0,802	0,003	34,202	1,252	32,577	1,480	н.д.	0,469	2,502
Zn	85,242	0,119	394,592	21,372	167,961	21,115	43 - 83,9	139,510	396,842
N, г/кг	23,39	0,002	32,85	0,003	27,13	0,003	н.д.	87	102
C, г/кг	402,03	0,36	251,37	0,25	184,41	0,17	н.д.	477	497

Примечание: «Н.д.» - данные отсутствуют, «н.о.» - значения ниже предела обнаружения.

ложения биомассы *M. spicatum* в ходе эксперимента в Абаканской протоке варьировалась от 0,031 до 0,059 г/сут, составив за весь период (на 66-й день) 0,037 г/сут. Показано (Carpenter and Adams, 1979), что в эвтрофном озере скорость разложения сухого детрита, полученного из биомассы *M. spicatum*, имеет линейную зависимость от начального содержания азота в растительной биомассе. Полученная нами скорость разложения биомассы *M. spicatum* (в пересчете на сухое вещество) хорошо согласуется с результатом, полученным с помощью модели, пред-

ложенной в работе (Carpenter and Adams, 1979): $k_N = 0.01192N + 0.00672$, где k_N – средняя скорость разложения СПОМ («coarse particulate organic matter», грубого взвешенного органического вещества), т.е. сухого детрита урути, N – исходное содержание азота в детрите урути. Данная зависимость была получена в лабораторном эксперименте и хорошо описывала результаты полевого эксперимента. Скорость разложения биомассы урути колосистой в Абаканской протоке, рассчитанная с помощью данного уравнения за весь период исследования соста-

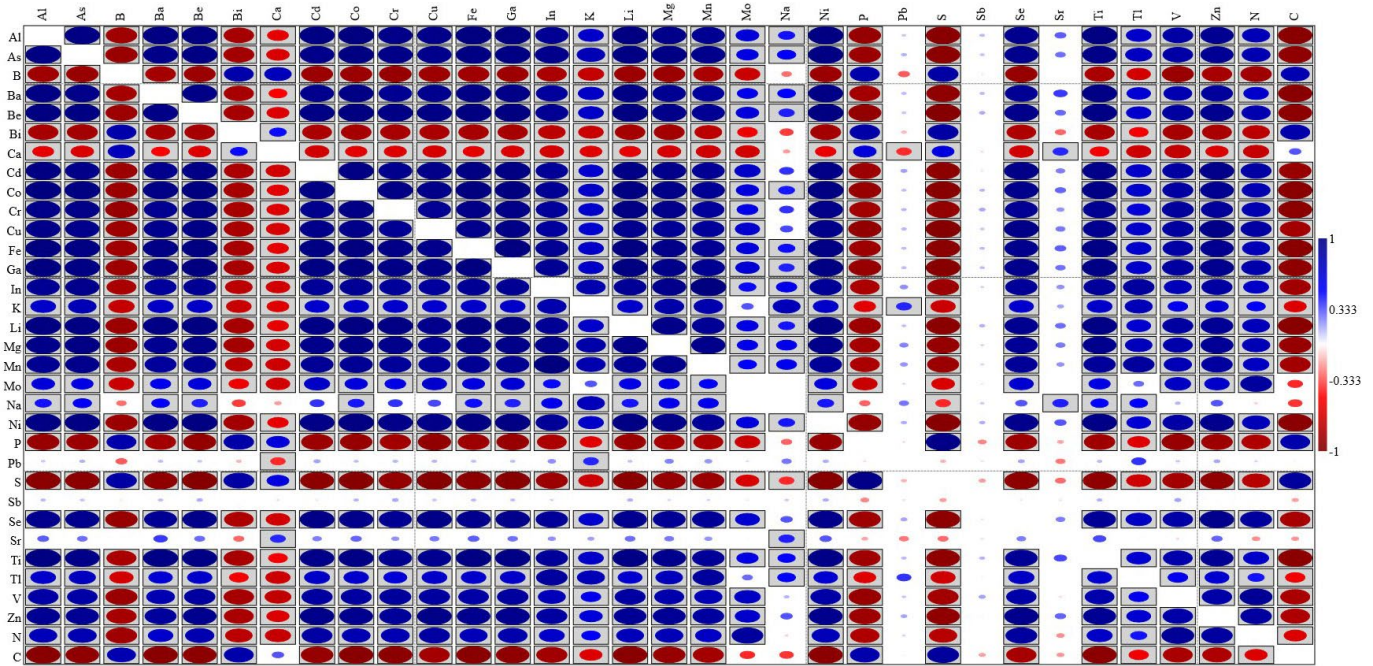


Рис.6. Матрица корреляций Спирмена между содержанием элементов в разлагающейся биомассе *M. spicatum* в Абаканской протоке р. Енисей. Серым фоном выделены достоверные значения ($p < 0.05$).

вила 0,035 г/сут, что практически совпадает со значением, полученным при расчете по формуле (2). Данное уравнение применимо для разложения биомассы урути колосистой при температуре $22 \pm 1^\circ\text{C}$, которая близка к средней температуре, отмеченной нами в ходе эксперимента ($21,6 \pm 1,8^\circ\text{C}$). Как показывают исследования, повышенная доступность азота и фосфора может обеспечить благоприятные условия для микроорганизмов, разлагающих биомассу, усиливая таким образом активность и развитие их сообщества, что способствует повышению скорости разложения растительной биомассы (Lan et al., 2012; Zhou et al., 2018).

По исходному соотношению C/N и C/P можно предположить будут ли накапливаться или высвобождаться N и P: при $C/N < 20$ и $C/P < 80$ азот и фосфор, соответственно, будут высвобождаться, при $C/N > 20$ и $C/P > 80$ указанные элементы будут иммобилизованы (Zhou et al., 2018). В урути колосистой Абаканской протоки в начале эксперимента C/N составило 17,2 (< 20), что свидетельствует о высвобождении азота и согласуется с прогнозом, а C/P = 140,6 (> 80), однако при этом также наблюдалось высвобождение фосфора по индексу аккумуляции (Рис. 5).

Myriophyllum spicatum является биоаккумулятором в отношении ТМ (Ni, Mn, Cd, Fe, Zn, Cu, Pb (Keskinan et al., 2003; Galal and Shehatab, 2014). Компост, полученный путем высушивания биомассы урути колосистой, также может использоваться для фиторемедиации водных экосистем при загрязнении вод Pb, Cu, Cd, Ni, Zn (Milojkovi'c et al., 2016). Как следует из полученных данных по индексу накопления (AI) большинство элементов, включая ТМ, накапливались в разлагающейся биомассе урути (Рис. 5). Постоянно накапливались Al, Be, Cu, Fe, Ga, Li, Mo, Ti и V, при этом в конце эксперимента содержание Al, Be, Fe, Ga,

Li, V, As, Ca, Co, K, Mg, Mn, Na, Ni и Pb в биомассе урути было близким к таковому во взвеси, смытой с пустого сетчатого мешка, установленного на 44-й день и снятого по завершению эксперимента (Таблица 4). Известно, что высокая статистически достоверная связь между содержанием элементов в компартаментах водных экосистем свидетельствует об общем источнике их поступления (Gladyshev et al., 2001). В разлагающейся биомассе урути колосистой большинство элементов имели достоверно высокую корреляционную связь (Рис. 6), что, вероятно, свидетельствует о поступлении данных элементов из органоминеральной взвеси. В тоже время ряд элементов, которые не накапливались в биомассе (AI < 1), B, Bi, Ca, P, S, C достоверно коррелировали между собой. B, Bi, Sb не были обнаружены в составе взвеси (Таблица 4). Pb, Sb, Sr не коррелировали с другими элементами (Рис. 6). Pb высвобождался на протяжении всего эксперимента (Рис. 5), его содержание в сухой биомассе снизилось на 78 % (Таблица 3). Sb накапливалась только на 3-й и 6-й день, а Sr аккумулировался до 8-го дня (Рис. 5). Состав и содержание органоминеральной взвеси может определяться такими источниками, как донные отложения, отходы рыбоводческого хозяйства, включая остатки кормов, а также сточными водами, поступающими с ТЭЦ. В Таблице 4 представлены данные по содержанию элементов в песчано-галечных ДО реки Енисей, не подверженных влиянию рыбного хозяйства, и в коммерческих рыбных кормах (собственные неопубликованные данные). Известно, что рыбоводческие хозяйства способствуют поступлению C, N, P, сульфидов и ТМ (As, Co, Cu, Mn и Zn) в ДО в виде продуктов метаболизма рыб и несъеденных кормов, при этом в воде повышенные концентрации элементов могут не обнаруживаться (Varol, 2019). Разлагающаяся биомасса урути могла накапливать элементы как

в растворенной форме (Milojkovi'c et al., 2016), так и, вероятно, адсорбцией органоминеральной взвеси. Следует отметить, что в ходе эксперимента в изъятых из водотока мешках были обнаружены личинки хирономид, и гаммарусы, которые выбирались пинцетом для определения веса биомассы макрофита. Для оценки количественного вклада урути колосистой во вторичное загрязнение ТМ и биогенными элементами необходима адекватная оценка биомассы с учетом площади зарастания данного участка протоки, которая запланирована на следующий этап исследования. Необходимо также провести представленный в данной работе эксперимент на участке, расположенном вне зоны непосредственного влияния рыбоводческого хозяйства для проверки полученных результатов.

5. Заключение

В ходе 66-ти дневного эксперимента *in-situ* в условиях антропогенного воздействия (рыбоводческого хозяйства и поступающих вод ТЭЦ) на экосистему Абаканской протоки р. Енисей дана оценка скорости разложения биомассы *M. spicatum* (0,037 г сух. биомассы/сут); выявлены элементы постоянно накапливающиеся (Al, Be, Cu, Fe, Ga, Li, Mo, Ti и V) и высвобождающиеся (In, K, Mg, Mn, Na, P, Pb, S, Tl, N и C) при разложении биомассы урути колосистой. Можно выделить положительную роль разлагающейся биомассы *M. spicatum* как накопителя большинства ТМ, способствующего иммобилизации загрязняющих веществ. Однако, являясь источником пищи для организмов зообентоса, разлагающаяся биомасса урути способствует поступлению ТМ в пищевые цепи и передачи на высший трофический уровень, к человеку. Наряду с этим высвобождающиеся биогены – углерод, азот и фосфор, включаются в круговорот, что может способствовать повышению трофности в протоке. Таким образом, проведенное исследование показало вероятность вторичного загрязнения при разложении биомассы *M. spicatum*.

Благодарности

Работа выполнена по госзаданию ИБФ СО РАН № FWES-2024-0024. Авторы признательны к.б.н. Дроботову А.В. за предоставленную карту-схему района исследования и к.б.н. Зуеву И.В. за помощь в сборе материала для эксперимента.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Список литературы

Гладышев М.И., Глущенко Л.А., Кравчук Е.С. и др. 2020. Изотопный состав азота и стехиометрические соотношения элементов в биомассе *Spirogyra* в озере Байкал. Доклады российской академии наук. Науки о жизни 491: 34–136. DOI: [10.31857/S2686738920020134](https://doi.org/10.31857/S2686738920020134)

Приказ Министерства сельского хозяйства РФ от 13 декабря 2016 г. № 552 «Об утверждении нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения» (с изменениями на 13 июня 2024 года). URL: <http://docs.cntd.ru/document/420389120>

ПНД Ф 14.1:2:4.262–10. 2010. Методика измерений массовой концентрации ионов аммония в питьевых, поверхностных (в том числе морских) и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Несслера. Москва.

РД 52.24.382–2006. 2006. Массовая концентрация фосфатов и полифосфатов в водах. Методика выполнения измерений фотометрическим методом. Ростов-на-Дону. ГУ Гидрохимический институт.

РД 52.24.380–2017. 2017. Массовая концентрация нитратного азота в водах. Методика измерений фотометрическим методом с реактивом Грисса после восстановления в кадмиевом редукторе. Ростов-на-Дону.

РД 52.24.381–2017. 2017. Массовая концентрация нитритного азота в водах. Методика измерений фотометрическим методом с реактивом Грисса. Ростов-на-Дону.

Ansari A.A., Naeem M., Gill S.S. et al. 2020. Phytoremediation of contaminated waters: An eco-friendly technology based on aquatic macrophytes application. *Egyptian Journal of Aquatic Research* 46 (4): 371–376. DOI: [10.1016/j.ejar.2020.03.002](https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.03.002)

Anishchenko O.V., Gladyshev M.I., Kravchuk E.S. et al. 2009. Distribution and migration of metals in trophic chains of the Yenisei ecosystem near Krasnoyarsk City. *Water Resources* 36 (5): 594–603. DOI: [10.1134/S0097807809050121](https://doi.org/10.1134/S0097807809050121)

Anishchenko O.V., Gladyshev M.I., Kravchuk E.S. et al. 2010. Assessment of the Yenisei River Anthropogenic Pollution by Metals Concentrations in the Main Ecosystem Compartments Upstream and Downstream Krasnoyarsk City (Russia). *Journal of Siberian Federal University. Biology* 1 (3): 82–98.

Anishchenko O.V., Tolomeev A.P., Ivanova E.A. et al. 2020. Accumulation of elements by submerged (*Stuckenia pectinata* (L.) Börner) and emergent (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) macrophytes under different salinity levels. *Plant Physiology and Biochemistry* 154: 328–340.

Anishchenko Yu.D., Anishchenko O.V., Zuev I.V. et al. 2023. Assessment of anthropogenic impact on the Yenisei River anabranch within the city of Krasnoyarsk based on elemental analysis of macrophytes and water. *Journal of Siberian Federal University. Biology* 16 (1): 87–108.

Aziz K.H.H., Mustafa F.S., Omer K.M. et al. 2023. Heavy metal pollution in the aquatic environment: efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity: a review. *RSC Advances* 13: 17595. DOI: [10.1039/d3ra00723e](https://doi.org/10.1039/d3ra00723e)

Gladyshev M.I., Gribovskaya I.V., Moskvicheva A.V. et al. 2001. Content of metals in compartments of Siberian pond. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 41 (2): 157–162. DOI: [10.1007/s002440010233](https://doi.org/10.1007/s002440010233)

Gladyshev M.I., Sushchik N.N., Kolmakova A.A. et al. 2007. Seasonal correlations of elemental and ω-3 PUFA composition of seston and dominant phytoplankton species in a eutrophic Siberian Reservoir. *Aquatic Ecology* 41(1): 9–23.

Gladyshev M.I., Sushchik N.N., Anishchenko O.V. et al. 2009. Benefit-risk ratio of food fish intake as the source of essential fatty acids vs. heavy metals: A case study of Siberian grayling from the Yenisei River. *Food Chemistry* 115: 545–550. DOI: [10.1016/j.foodchem.2008.12.062](https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2008.12.062)

Best E.P.H., Dassen J.H.A., Boon J.J. et al. 1990. Studies on decomposition of *Ceratophyllum demersum* litter under laboratory and field conditions: losses of dry mass and nutrients, qualitative changes in organic compounds and consequences for ambient water and sediments. *Hydrobiologia*

194: 91–114. DOI: [10.1007/BF00028411](https://doi.org/10.1007/BF00028411)

Conover J., Green L.A., Thornber C.S. 2016. Biomass decay rates and tissue nutrient loss in bloom and non-bloom-forming macroalgal species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 178: 58–64. DOI: [10.1016/j.ecss.2016.05.018](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.05.018)

Carpenter S.R., Adams M.S. 1979. Effects of nutrients and temperature on decomposition of *Myriophyllum spicatum* L. in a hard-water eutrophic lake. *Limnology Oceanography* 24(3): 520–528.

Deng H., Zhang J., Chen S. et al. 2016. Metal release/accumulation during the decomposition of *Potamogeton crispus* in a shallow macrophytic lake. *Journal of Environmental Sciences* 42: 71–78. DOI: [10.1016/j.jes.2015.07.004](https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.07.004)

Galal T.M., Shehatab H.S. 2014. Evaluation of the invasive macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. as a bioaccumulator for heavy metals in some watercourses of Egypt. *Ecological Indicators* 41: 209–214. DOI: [10.1016/j.ecolind.2014.02.004](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.004)

EPA. 2002. United States Environmental Protection Agency. Nitrification.

Varol M. 2019. Impacts of cage fish farms in a large reservoir on water and sediment Chemistry. *Environmental Pollution* 252: 1448–1454. DOI: [10.1080/15320383.2024.2414887](https://doi.org/10.1080/15320383.2024.2414887)

Keskinkan O., Goksu M.Z.L., Yuceer A. et al. 2003. Heavy metal adsorption characteristics of a submerged aquatic plant (*Myriophyllum spicatum*). *Process Biochemistry* 39: 179–183. DOI: [10.1016/S0032-9592\(03\)00045-1](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00045-1)

Milojkovi'c J.V., Mihajlovi'c M.L., Stojanovi'c M.D. et al. 2014. Pb (II) removal from aqueous solution by *Myriophyllum spicatum* and its compost: equilibrium, kinetic and thermodynamic study. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 89: 662–670. DOI: [10.1002/jctb.4184](https://doi.org/10.1002/jctb.4184)

Milojkovi'c J., Pezo L., Stojanovi' M. et al. 2016. Selected heavy metal biosorption by compost of *Myriophyllum spicatum* — A chemometric approach. *Ecological Engineering* 93: 112–119. DOI: [10.1016/j.ecoleng.2016.05.012](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.05.012)

Lan Y., Cui B., You Z. et al. 2012. Litter Decomposition of Six Macrophytes in a Eutrophic Shallow Lake (Baiyangdian Lake, China). *Clean – Soil, Air, Water* 40 (10): 1159–1166. DOI: [10.1002/clen.201200056](https://doi.org/10.1002/clen.201200056)

Larsen V.J., Schierup H.-H. 1981. Macrophyte cycling of

zinc, copper, lead and cadmium in the littoral zone of a polluted and a non-polluted lake. ii. Seasonal changes in heavy metal content of above ground biomass and decomposing leaves of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. *Aquatic Botany* 11: 211–230. DOI: [10.1016/0304-3770\(81\)90062-0](https://doi.org/10.1016/0304-3770(81)90062-0)

Luo H., Xie S., Dai X. et al. 2022. Biomass decomposition and heavy metal release from seaweed litter, *Gracilaria lemaneiformis*, and secondary pollution evaluation. *Journal of Environmental Management* 310: 114729. DOI: [10.1016/j.jenvman.2022.114729](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114729)

Luo H., Dai X., Wang Q. et al. 2023. The accumulation and release characteristics of heavy metals on the cultivation environment in *Gracilaria* litters during decay process. *Science of the Total Environment* 879: 163091. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2023.163091](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163091)

O'Neil J.M., Davis T.W., Burford M.A. et al. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: The potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14: 313–334. DOI: [10.1016/j.hal.2011.10.027](https://doi.org/10.1016/j.hal.2011.10.027)

Emon J.F., Rohani M.F., Sumaiya N. et al. 2023. Bioaccumulation and Bioremediation of Heavy Metals in Fishes — A Review. *Toxics* 11: 510. DOI: [10.3390/toxics11060510](https://doi.org/10.3390/toxics11060510)

Ochiai M., Nakajima T. 1994. Decomposition of aquatic plant *Elodea nuttallii* from Lake Biwa. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 25: 2276–2278. DOI: [10.1080/03680770.1992.11900617](https://doi.org/10.1080/03680770.1992.11900617)

Olson J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44(2): 322–331.

Zhou X.H., He Z.L., Ding F.H. et al. 2018. Biomass decay and elemental release of aquatic macrophyte detritus in waterways of the Indian River lagoon basin, South Florida, USA. *Science of the Total Environment* 635: 878–891. DOI: [10.1016/j.scitotenv.2018.04.047](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.047)

Wright P.A. 1995. Nitrogen excretion: three end products, many physiological roles. *Journal of Experimental Biology* 198(2): 273–281. DOI: [10.1242/jeb.198.2.273](https://doi.org/10.1242/jeb.198.2.273)