

**Картографическое и геоинформационное
обеспечение исследований водных объектов
и прибрежных территорий**
**Cartographic and GIS support for studies
of water bodies and coastal territories**

УДК: 551.4.042+528.7

DOI: 10.35595/2414-9179-2025-2-31-196-311

А. В. Погорелов¹, А. А. Лагута², Е. Н. Киселев³

**РЕКИ ВОСТОЧНОГО ПРИАЗОВЬЯ КАК ПРОДУКТ
ГЕОМОРФОЛОГИЧЕСКОГО ТЕХНОГЕНЕЗА**

АННОТАЦИЯ

Средообразующее значение средних и малых рек недооценивается исследователями, хотя именно эти экосистемы имеют высокую уязвимость и подвержены необратимой техногенной трансформации. Один из ключевых факторов трансформации средних и малых степных рек на Юге России — зарегулированность стока, вызванная массовым сооружением плотин и дамб. До сих пор геоморфологическому техногенезу степных рек уделялось недостаточное внимание. Цель исследования — оценить геоморфологические последствия сооружения водоподпорных гидротехнических сооружений на характерных реках Восточного Приазовья (Кирпили и Понура). Исходные данные — материалы воздушного лазерного сканирования и цифровой аэрофотосъемки, проведенных в июле–августе 2019 г. (период межени) вдоль русел рек, а также полевые исследования. Площадь съемки — 1 333 км², плотность точек лазерных отражений — 15–20 точек/м². Векторизация водоемов и анализ морфологии речных русел выполнены по построенной ЦМР с пространственным разрешением 1 м. Рельеф речных долин анализировался инструментами геоморфометрии с помощью индекса MaxDifferenceFromMean. По данным ЦМР в среде ГИС рассчитаны характеристики гидротехнических сооружений и прудов. Построенные продольные профили имеют форму ступеней (уступов) между водоподпорными сооружениями. Так, в русле Кирпили на участке протяженностью 217 км расположено 82 перегораживающих сооружения; сухие участки русел (всего 11) занимают 2,9 км. Суммарная площадь прудов, образованных подпором от перегораживающих сооружений в русле Кирпили, составляет 3 862 га при средней площади пруда 55 га. Расчленение русла на фрагменты, разделенные плотинами, приводит к радикальной перестройке геоморфологических процессов в речной системе со снижением морфодинамической активности руслового потока, включая глубинную и боковую эрозию. Следствие геоморфологического техногенеза: реки, преобразованные в цепь водоемов, утратили свои экосистемные функции.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: Восточное Приазовье, речные системы, перегораживающие водоподпорные сооружения, воздушное лазерное сканирование, цифровая модель рельефа, геоморфологический техногенез

¹ Кубанский государственный университет, ул. Ставропольская, д. 149, Краснодар, Россия, 350040, e-mail: pogorelov_av@bk.ru

² Кубанский государственный университет, ул. Ставропольская, д. 149, Краснодар, Россия, 350040, e-mail: alaguta@icloud.com

³ Кубанский государственный университет, ул. Ставропольская, д. 149, Краснодар, Россия, 350040, e-mail: enkiselev@gmail.com

Anatoly V. Pogorelov¹, Andrey A. Laguta², Evgeny N. Kiselev³

RIVERS OF THE EASTERN AZOV REGION AS A PRODUCT OF GEOMORPHOLOGICAL TECHNOGENESIS

ABSTRACT

The environment-forming importance of medium and small rivers is underestimated by researchers, although these particular ecosystems are highly vulnerable and subject to irreversible technogenic transformation. One of the key factors in the transformation of medium and small steppe rivers in the South of Russia is the regulation of runoff caused by the mass construction of dams. Until now, insufficient attention has been paid to the geomorphological technogenesis of steppe rivers. The aim of the study is to assess the geomorphological consequences of the construction of water-retaining hydraulic structures on typical rivers of the Eastern Azov Region (Kirpili and Ponura). The initial data are materials of airborne laser scanning and digital aerial photography conducted in July–August 2019 (low-water period) along the river beds, as well as field studies. The survey area is 1 333 km², the density of laser reflection points is 15–20 points/m². Vectorization of water bodies and analysis of river channel morphology were performed using the constructed DEM with a spatial resolution of 1 m. The relief of river valleys was analyzed using geomorphometry tools using the MaxDifferenceFromMean index. Based on the DEM data, the characteristics of hydraulic structures and ponds were calculated in the GIS environment. The constructed longitudinal profiles have the form of steps (ledges) between water-retaining structures. Thus, in the Kirpili channel, on a section with a length of 217 km, there are 82 blocking structures; dry sections of channels (11 in total) occupy 2.9 km. The total area of ponds formed by the backwater from the damming structures in the Kirpili riverbed is 3 862 hectares with an average pond area of 55 ha. The dismemberment of the riverbed into fragments separated by dams leads to a radical restructuring of geomorphological processes in the river system with a decrease in the morphodynamic activity of the riverbed flow, including deep and lateral erosion. As a consequence of geomorphological technogenesis, the rivers, transformed into a chain of reservoirs, have lost their ecosystem functions.

KEYWORDS: Eastern Azov Region, river systems, damming water-retaining structures, airborne laser scanning, digital elevation model, geomorphological technogenesis

ВВЕДЕНИЕ

Средние и малые реки в степной зоне Юга России вовлечены в целый ряд экологических и геоморфологических процессов, приводящих к изменению их функционально-структурной организации в целом и к перестройке речных русел в частности. Техногенная активность в речных бассейнах приобретает различные формы, проявляющиеся в разнообразных и разномасштабных воздействиях на речные системы. Среди основных экологических угроз для пресноводных экосистем выделяют, как правило, нарушение водного режима, чрезмерную эксплуатацию, эвтрофирование, загрязнение вод, засорение, инвазии чужеродных видов [Суздалева, Горюнова, 2015; Dudgeon et al., 2006]. Ключевыми факторами трансформации пресноводных экосистем выступают строительство гидротехнических сооружений, сельское хозяйство, вселение чужеродных видов, изменение режима рек и снижение уровня весенних половодий, спрямление русел, обвалование пойм [Баишинский и др., 2024]. Применительно к степным рекам на территории Краснодарского края, согласно

¹ Kuban State University, 149, Stavropolskaya str., Krasnodar, 350040, Russia, e-mail: pogorelov_av@bk.ru

² Kuban State University, 149, Stavropolskaya str., Krasnodar, 350040, Russia, e-mail: alaguta@icloud.com

³ Kuban State University, 149, Stavropolskaya str., Krasnodar, 350040, Russia, e-mail: enkiselev@gmail.com

[Федорова и др., 2010; Погорелов и др., 2021; 2022; 2024], к факторам геоморфологической трансформации следует добавить фрагментацию речных русел вследствие строительства перегораживающих сооружений, изменения жидкого и твердого стока, хозяйственное освоение пойменных и прилегающих к поймам территорий. Прямое техногенное или опосредованное техногенной деятельностью изменение рельефа речных долин (прежде всего — русел) вслед за [Суздалева, Горюнова, 2014] назовем геоморфологическим техногенезом.

Реки Восточного Приазовья относятся к классу средних и малых рек, гидрологическая и экологическая значимость которых зачастую недооценивается исследователями. Так, высокая интенсивность многих процессов в небольших водных экосистемах позволяет им играть неожиданно огромную роль в глобальных биогеохимических циклах [Downing, 2010]. Именно малые реки вследствие высокой уязвимости подвергаются необратимой трансформации, вплоть до исчезновения [Векишина и др., 2022].

Трансформация рек Восточного Приазовья имеет вековую историю — с начала освоения степных земель, и интенсивность трансформации (деградации) сопряжена с характером хозяйственной деятельности. Начальный период трансформации (XIX в. — первая половина XX в.) характеризовался экстенсивной распашкой водосборов и урбанизацией — ростом площади населенных пунктов и их инфраструктуры. Для последующего периода (вторая половина XX в.) характерны массовые сооружения постоянных водоподпорных гидротехнических сооружений — ГТС (плотины, дамбы) и увеличение зарегулированности речного стока.

Во второй половине XX в. запущен механизм техногенной деградации речной сети, т. е. снижения ее водохозяйственного потенциала и качеств рек, представляющих ценность для человека. Процесс деградации сопровождался заилением речных русел, усиленным поступлением загрязняющих веществ, сокращением речной сети и отмиранием водотоков в верховьях рек, утратой рек способности к самоочищению [Никаноров и др., 2006; Суслов, 2015; Косолапов и др., 2017; Дрововозова, Паненко, 2019; Погорелов и др., 2021; 2022; 2024].

Нынешний период (первая четверть XXI в.) отражает, по нашему мнению, повсеместное преобразование речных систем Восточного Приазовья в ходе их расчленения, фрагментации с переходом к новой (вторичной) структурно-функциональной организации. При расчленении реки естественное равновесие в вещественном балансе в системе «водосбор — пойма — русло» и «эрозия — транспорт — аккумуляция» оказывается нарушенным и вызывает цепь прямых и косвенных последствий, включая радикальную перестройку геоморфологических процессов. В отношении последних уместно, на наш взгляд, понятие спонтанного геоморфологического техногенеза.

В настоящей статье рассмотрены последствия радикальных техногенных воздействий на рельеф речных русел степной зоны Юга России, при которых реки как экосистемы утрачивают свою целостность.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Реки Кирпили и Понура (рис. 1) с позиции географической обстановки представляют собой типичные речные системы степной зоны Краснодарского края в пределах слабо расчлененной Кубано-Приазовской низменности. Относятся к средним (Кирпили) и малым (Понура) рекам (табл. 1). Неглубокие речные долины Кирпили и Понуры не нарушают плоской формы низменности, представленной на поверхности толщами лессовидных суглинков и супесей. В отличие от более крупных рек Восточного Приазовья (Ея, Бейсуг), впадающих в лиманы Азовского моря, долины Кирпили и Понуры в низовьях перегорожены прирусловыми валами рукавов палеодельты Кубани и не доносят воду до Азовского моря, растекаясь в плавнях.

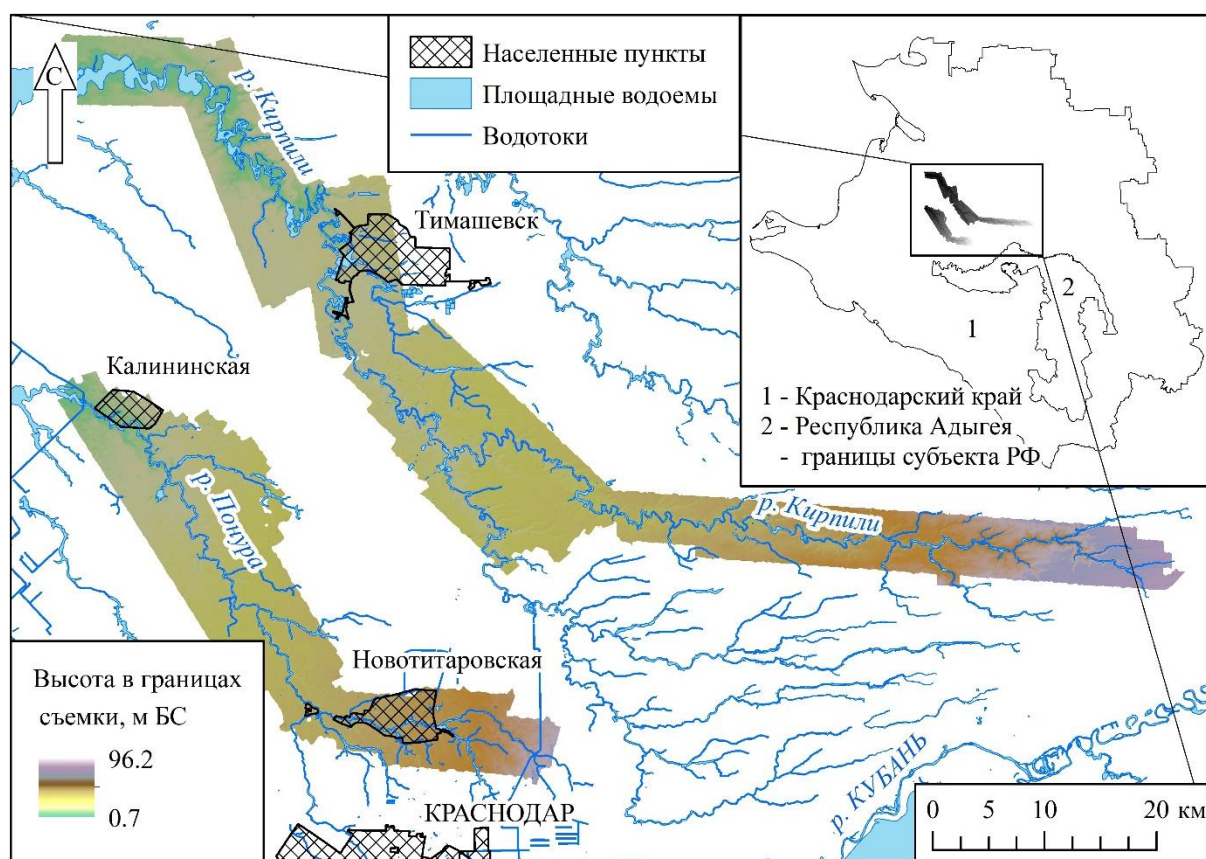


Рис. 1. Расположение рек Кирпили и Понуры на территории Краснодарского края.
Заливкой показаны участки аэросъемки

Fig. 1. Location of the Kirpili and Ponura rivers in the Krasnodar Region.
The areas of aerial survey are shown in shaded areas

Табл. 1. Сведения о реках и участках аэросъемки
Table 1. Information about rivers and aerial survey areas

Река	Длина, км	Площадь бассейна, км ²	Площадь участка съемки, км ²	Даты съемки
Кирпили	202	2 650	867,9	22–23.07.2019, 11.08.2019
Понура	97	1 460	465,0	21.07.2019, 11.08.2019

Действующие площади бассейнов, на которых происходит формирование стока Кирпили и Понуры, равны соответственно 577 и 179 км² [Сулов, 2015], что в 5–8 р. меньше площади бассейнов [Ресурсы..., 1973; Лурье, Панов, 2021]. Коэффициент стока с действующей площади, отражающий долю стока от атмосферных осадков, составляет 0,48 (Кирпили) и 0,31 (Понура), что показывает подчиненное участие осадков в формировании речного стока, особенно в меженный период. Основным источником питания в межень являются подземные воды. Неглубоким (0,2–1,5 м) рекам свойственны извилистые русла (рис. 1), заросшие влаголюбивой растительностью и отсутствие поймы в верхнем и на значительной протяженности среднего течения. Течение наблюдается в период весеннего половодья, а в остальное время практически отсутствует, чему способствуют многочисленные плотины без регулирующих водопропускных сооружений.

В качестве исходных данных использованы материалы воздушного лазерного сканирования и цифровой аэрофотосъемки, проведенных в 2019 г. на общей площади 1 333 км². Границы аэрофотосъемки речных долин Понуры и Кирпили в пределах Краснодарского края приведены на рис. 1; сведения о площади и датах проведения работ указаны в табл. 1. Средняя плотность точек лазерных отражений составила 15–20 точек/м². Параметры съемки: система координат — UTM 37N, система высот — Балтийская 1977 г.

Для построения высокоточной цифровой модели рельефа (ЦМР) с последующим анализом морфологии русел выполнена обработка данных лидарной съемки и классификация исходного массива точек лазерных отражений (ТЛО). Предварительно проведена регуляризация массива ТЛО на блоки 250×250 м. Стандартными инструментами программы Terrasolid выделены классы физической поверхности: земля, вода, растительность, дорожное покрытие, железная дорога, гидротехнические сооружения. На следующем этапе выполнена оценка качества классификации путем построения ЦМР со светотеневой отмывкой по каждому из блоков регулярной сетки. Светотеневая отмывка — надежный способ выявления и устранения ошибок автоматизированной классификации. Ошибки в большинстве случаев связаны с особенностями вертикального разброса ТЛО при отражении от поверхности растительности, покрывающей значительную часть речных русел.

Построение продольных и поперечных профилей — классический и весьма информативный прием в гидрологии, применяемый для анализа гидрологических, гидравлических и геоморфологических характеристик рек [Schumm, 1977; Knighton, 1998; Федорова и др., 2010; Макаревич, 2019]. Продольный профиль как мегаформа морфологических проявлений, связанных с общими направленными вертикальными деформациями [Чалов, Камышев, 2021], отражает изменения потерь энергии потока и соотношений между стоком наносов и транспортирующей способностью потока по длине реки [Маккавеев, 1955; Маккавеев, 1971; Кондратьев и др., 1982].

Съемка осуществлялась в межень; некоторые участки русел были сухими. По этой причине в нашем случае построенные профили представлены отметками дна и водной поверхности вдоль (продольный профиль) и поперек (поперечный) исследуемых речных русел. Восстановление естественного, не нарушенного процессами техногенеза продольного профиля осуществлялось посредством его проведения через точки подножия уступов.

Основой для построения и аппроксимации линий продольных профилей послужила ЦМР с заданным пространственным разрешением 1 м, полученная по всем выделенным классам поверхности, исключая растительность. Выбор положения оси продольного профиля исследуемых рек определялся местными особенностями меандрирования и затопления русел (фактически представленных цепочками прудов), а также наличием или отсутствием поймы. В затопленном русле линия профиля проводилась по продольной оси пруда; если же русло в излучинах визуально не дешифрировалось при наличии подпора от ГТС, то профиль смещался к вогнутому берегу, образованному боковой эрозией (рис. 2). Материалы аэрофотосъемки (ортофотопланы) использованы для уточнения положения продольных профилей и векторизации контуров прудов.

Морфологические элементы исследуемых речных долин (русла, поймы, склоны, уступы, бровки и подножия уступов и т. д.) распознавались с применением индекса *MaxDifferenceFromMean* в программном продукте *WhiteboxTools* [Lindsay et al., 2015]. Наш опыт [Лагута, Погорелов, 2024; Pogorelov et al., 2021; Pogorelov et al., 2023] свидетельствует о применимости подобных индексов для морфометрического анализа рельефа речных долин. *MaxDifferenceFromMean* — разномасштабный индекс, предусматривающий возможность распознавания элементов морфологии на топографической поверхности путем указания минимального и максимального радиуса поиска ближайших соседей для

ячейки, а также шага обработки. Так, если минимальное введенное значение — 3, а максимальное — 100 ячеек, то в процессе расчета индекса при шаге обработки 1 будет создано 98 усредненных моделей и рассчитано 98 разностей с последующим выбором максимальной из них.

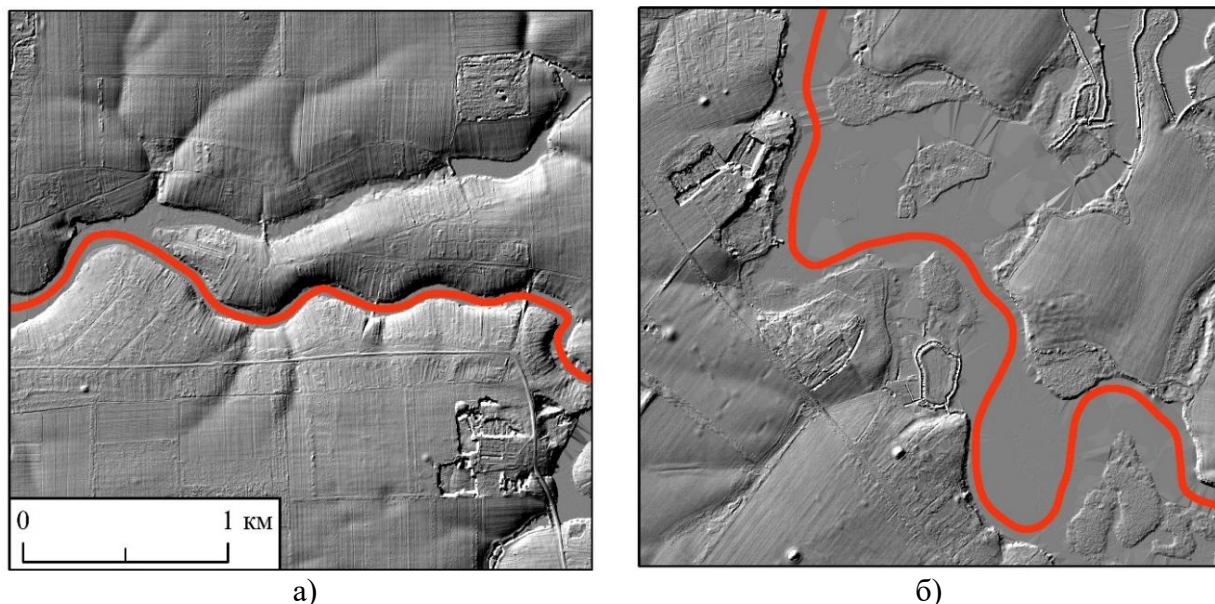


Рис. 2. Примеры выбора положения линии продольного профиля (красная линия) в затопленном русле (а) и при наличии затопленной поймы (б)

Fig. 2. Examples of choosing the position of the longitudinal profile line (red line) in a flooded channel (a) and in the presence of a flooded floodplain (b)

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Поперечные профили

В долине р. Кирпили отчетливо выделяется верхнее, среднее и нижнее течения. Для верховий характерен наиболее глубокий врез русла и отсутствие пойменной террасы (рис. 3в). Под пойменной террасой (поймой) здесь понимается часть дна долины, затопляемая в половодье и поднятая над меженным уровнем [Маккавеев, 1955]. Представляет собой площадку в виде более или менее плоской поверхности, возникшую при воздействии водотоков на берега и соответствующую поверхности наносов (при аккумуляции) или поверхности размыва (при эрозии) [Гудымович, 2005]. В среднем течении ниже станицы Раздольной наблюдается расширение долины с появлением пойменной террасы и следов меандрирующего русла (рис. 3б). В нижнем течении отчетливо выражена пойма шириной до 2,5 км, как правило, затопленная (рис. 3а).

В долине р. Понуры в ее верхнем и среднем течении высота склонов долины имеет близкие отметки (менее 5 м) (рис. 4б), значительно уступая высоте склонов в долине р. Кирпили (рис. 3). Пойма, затопленная в период съемки, обнаруживается только в нижнем течении (рис. 4а).

Продольные профили

Продольный профиль р. Понуры (рис. 5) построен на участке течения р. 2-я Понура ниже пересечения с автодорогой А-136 до впадения в основную реку и вниз до Понурского лимана. Последний представляет собой водоем, заросший густой водно-болотной растительностью, т. е. плавни. Длина профиля равна 78,8 км, падение — 53 м. Сухие участки русел в количестве 7 общей протяженностью около 10,0 км приурочены к участкам выше и ниже станицы Новотитаровской (рис. 5).

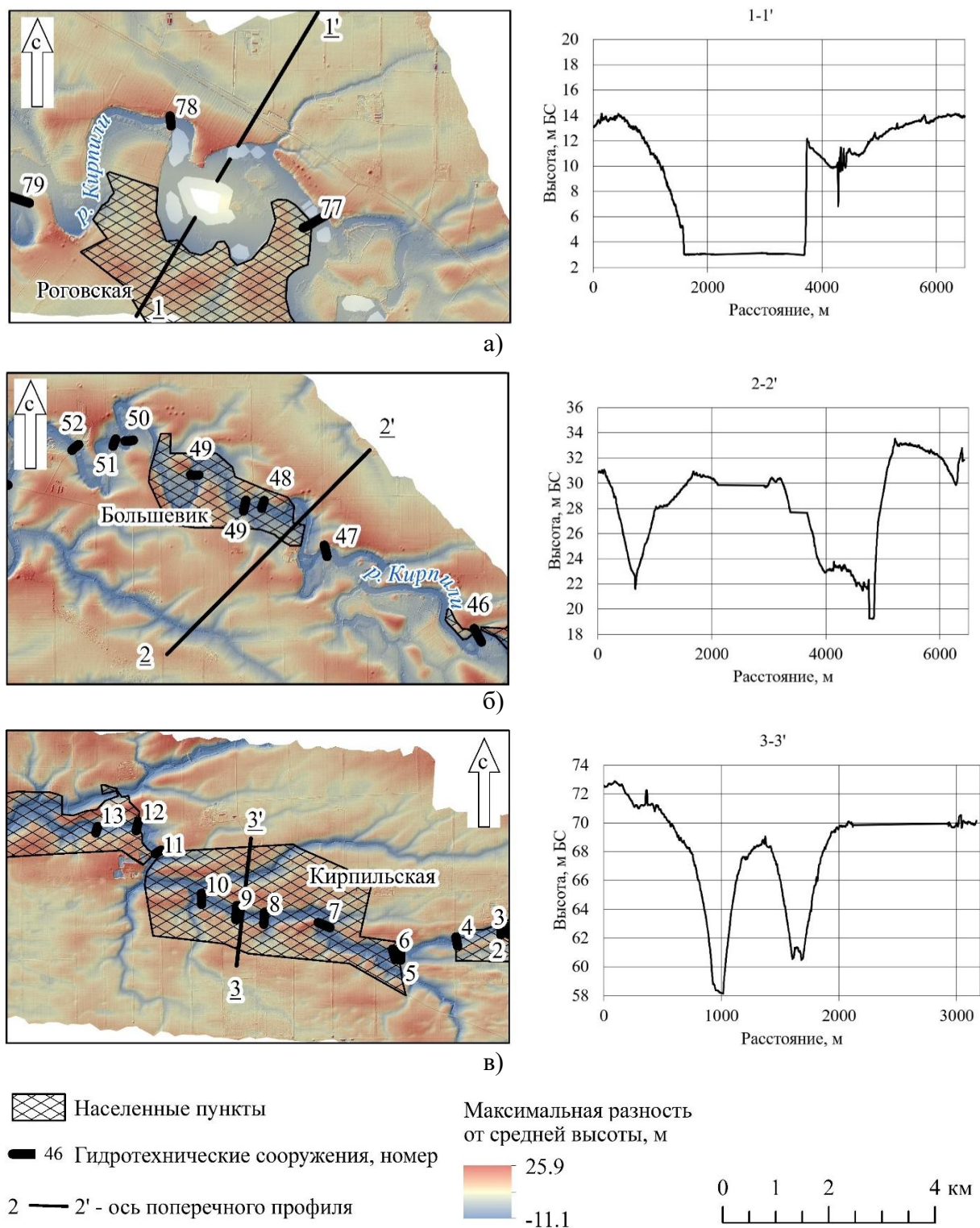


Рис. 3. Распределение величины индекса *MaxDifferenceFromMean* вдоль русла р. Кирпили. Характерные поперечные профили верхнего (в), среднего (б) и нижнего (а) течения р. Кирпили

Fig. 3. Distribution of the *MaxDifferenceFromMean* index value along the Kirpili River bed. Characteristic transverse profiles of the upper (c), middle (b) and lower (a) reaches of the Kirpili River

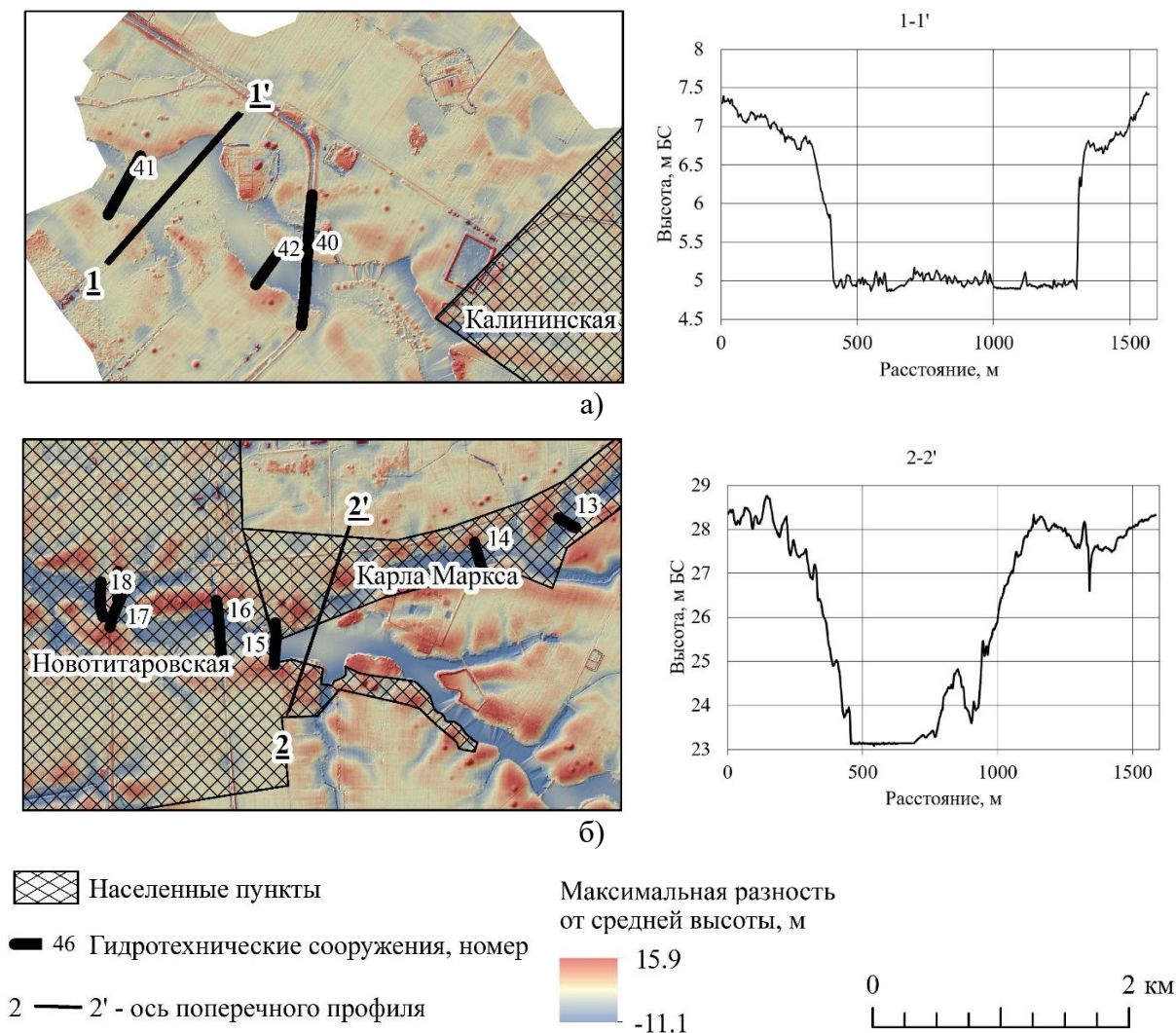


Рис. 4. Распределение величины индекса *MaxDifferenceFromMean* вдоль русла р. Понуры. Характерные поперечные профили среднего (б) и нижнего (а) течения р. Понуры
Fig. 4. Distribution of the *MaxDifferenceFromMean* index value along the Ponura River bed. Characteristic transverse profiles of the middle (b) and lower (a) reaches of the Ponura River

Как видим, русло р. Понуры занимает цепочка прудов, выраженная в продольном профиле уступами, заключенными между перегораживающими водоподпорными сооружениями (рис. 5). По данным продольного профиля рассчитаны отметки уреза воды у ГТС, величины подпора и площади прудов, которые внесены в созданную базу данных. Фрагмент базы данных представлен в табл. 2. В русле насчитывается 34 перегораживающих сооружения (рис. 5, табл. 2). Среднее расстояние между ГТС здесь равно 2,3 км. Общая площадь водоемов, созданных подпором от ГТС, перегораживающих русло р. Понуры, на период съемки составляет 960,5 га при средней площади пруда 28,3 га в интервале от 0,8 до 99,8 га (табл. 3). Средняя величина подпора равна 0,7 м, максимальная — 3,2 м. Имеется 10 участков с величиной подпора менее 0,02 м, занимающих суммарную площадь 256 га или 27 % от площади всех прудов.

Продольный профиль р. Кирпили (рис. 6) построен для русла на всем его протяжении — от пос. Южный Усть-Лабинского района (исток реки) до с. Пригородное Приморско-Ахтарского района, где речная система теряет свои признаки, переходя в болото (плавни). Длина профиля — 216,7 км, падение — 71 м. Поскольку профиль построен по

ЦМР высокого пространственного разрешения, длина его превышает указанную (табл. 1) длину реки. Сухие на момент съемки участки русел в количестве 11 штук и протяженностью 2,9 км приурочены к верховьям реки на участке профиля выше станицы Кирпильской. Остальную часть русла на участках между ГТС занимает цепочка прудов, представленная на продольном профиле уступами (рис. 6). Количество прудов, судя по профилю, равное количеству уступов, составляет 71 (табл. 2). Общее число перегораживающих водоподпорных сооружений на исследуемом участке русла равно 82 при среднем расстоянии между перегораживающими сооружениями 2,6 км.

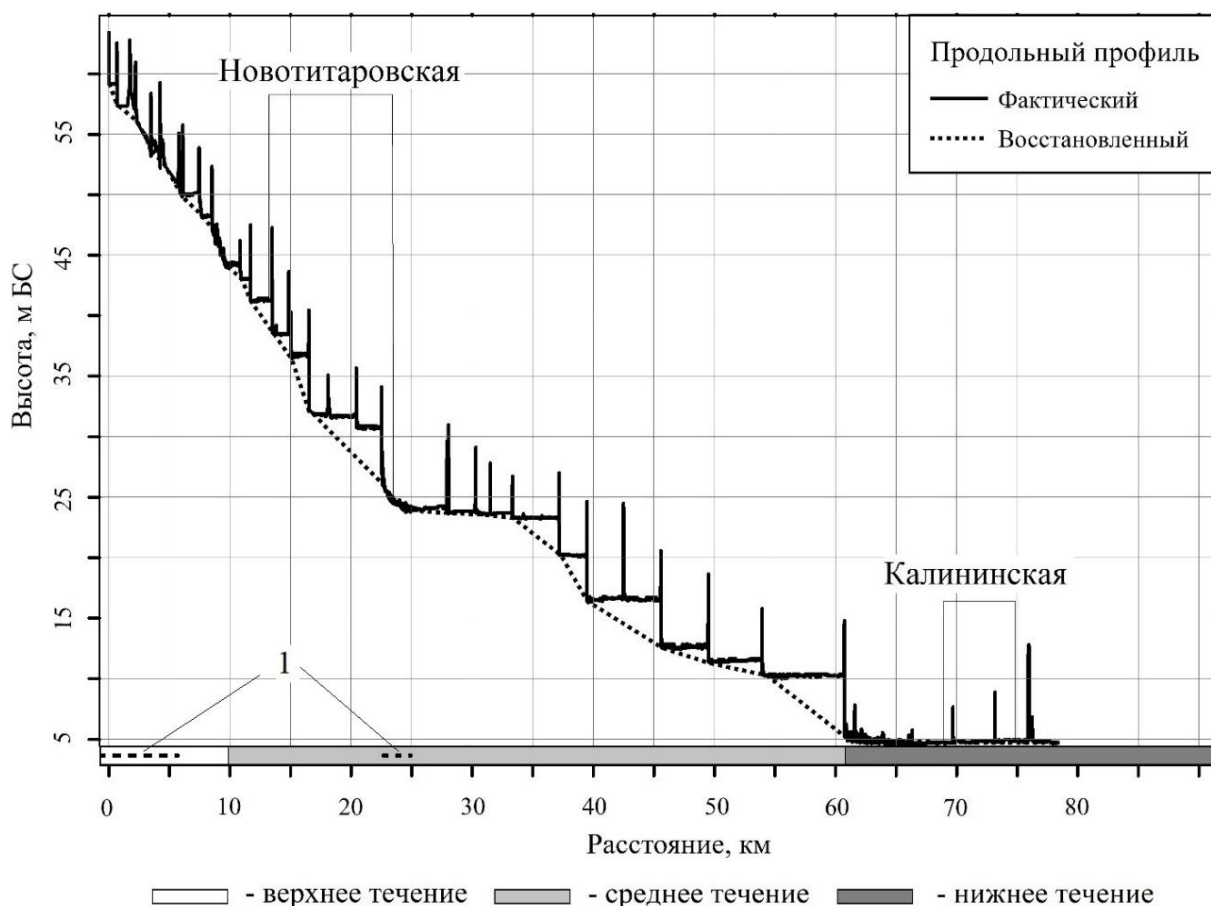


Рис. 5. Фактический и восстановленный продольный профиль р. Понуры.

1 — сухие участки русла

Fig. 5. Actual and reconstructed longitudinal profile of the Ponura River.

1 — dry sections of the riverbed

Площади прудов на исследуемом участке р. Кирпили изменяются в пределах 0,15–49,2 га. Общая площадь водоемов, созданных подпором от перегораживающих русло р. Кирпили ГТС, составляет 3 861,6 га при средней площади пруда 55,1 га (табл. 3). Средняя величина подпора составляет 0,9 м, максимальная — 3,9 м, при этом зафиксировано 13 участков, где подпор равен 0 м с суммарной площадью прудов 1 351,6 га (35 % от общей площади прудов). Восстановленный продольный профиль р. Кирпили имеет характерную вогнутую форму (рис. 6) и относится к типу выработанных, близких к равновесному. Это указывает на сбалансированность эрозии и аккумуляции в период, предшествовавший массовому строительству плотин в русле Кирпили.

Табл. 2. Характеристики перегораживающих гидротехнических сооружений
и образованных ими прудов в русле р. Понуры
Table 2. Characteristics of the damming hydraulic structures
and the ponds they formed in the Ponura River bed

Номер ГТС и пруда	Отметка уреза воды на дату съёмки, м	Дата съёмки	Величина подпора, м	Площадь образуемого ГТС пруда, га
1П	32,05	11.08.2019	0,61	3,38
2П	31,15		0,90	0,92
11П	27,52		1,00	13,21
12П	26,60		0,92	8,41
13П	24,71		1,89	17,61
14П	24,00		0,71	13,06
15П	23,11		0,89	64,95
16П	21,82		1,29	6,86
18П	21,80		0,02	2,45
17П	21,80		0	15,21
19П	20,82		0,98	22,48
20П	18,42		2,40	8,35
21П	18,41		0,01	12,89
22П	18,28		0,13	25,62
23П	17,85		0,43	26,48
24П	14,63		3,22	37,15
25П	14,62		0,01	0,81
26П	14,62	21.07.2019	0	23,18
27П	14,31		0,31	15,51
28П	14,31		0	23,69
29П	14,14		0,17	44,41
30П	12,65		1,49	30,33
31П	11,53		1,12	29,65
32П	10,77		0,76	37,94
33П	8,75		2,02	33,13
34П	8,13		0,62	45,44
35П	7,96		0,17	99,76
36П	4,91		3,05	53,74
37П	4,86		0,05	17,89
38П	4,81		0,05	48,23
39П	4,81		0	77,31
40П	4,81		0	40,59
42П	4,81		0	6,19
41П	4,80		0,01	53,71

Геометрия ступенчатых профилей (рис. 5–6) — результат техногенных деформаций русел — свидетельствует об отсутствии значимого уклона водной поверхности у прудов, заключенных между ГТС. Иначе говоря, течение, как проявление речных свойств и одновременно водно-эрозионных процессов, не выражено на всем протяжении русла с искусственным ступенчатым профилем.

Известно, что перегораживающие водоподпорные сооружения оказывают определяющее влияние на жидкий сток и сток наносов, русловые процессы и другие свойства рек, коренным образом изменяя морфологическое строение русел и пойм, особенно на

равнинных реках [Макаревич, Яротов, 2019]. Преобладающая часть плотин в руслах степных рек Краснодарского края не имеет функциональных водопропускных устройств. Строительство плотины без водопропускного сооружения вызывает искусственное повышение местного базиса эрозии руслового потока. Расчленение единого русла на фрагменты, разделенные плотинами, приводит к формированию локальных профилей, отражающих принципиально иные русловые процессы, свойственные техногенным водным системам — малым водохранилищам.

Табл. 3. Обобщенные характеристики перегораживающих гидротехнических сооружений и образованных ими прудов в руслах рр. Кирпили и Понуры
Table 3. Generalized characteristics of the damming hydraulic structures and the ponds they formed in the beds of the Kirpili and Ponura rivers

Общее количество ГТС, образующих пруды	Характеристика	Величина подпора, м	Площадь пруда, га
р. Понура			
34	Минимальная	0	0,8
	Максимальная	3,22	99,8
	Средняя	0,74	28,3
	Сумма	—	960,5
р. Кирпили			
71	Минимальная	0	0,15
	Максимальная	3,89	492,3
	Средняя	0,92	55,1
	Сумма	—	3 861,6

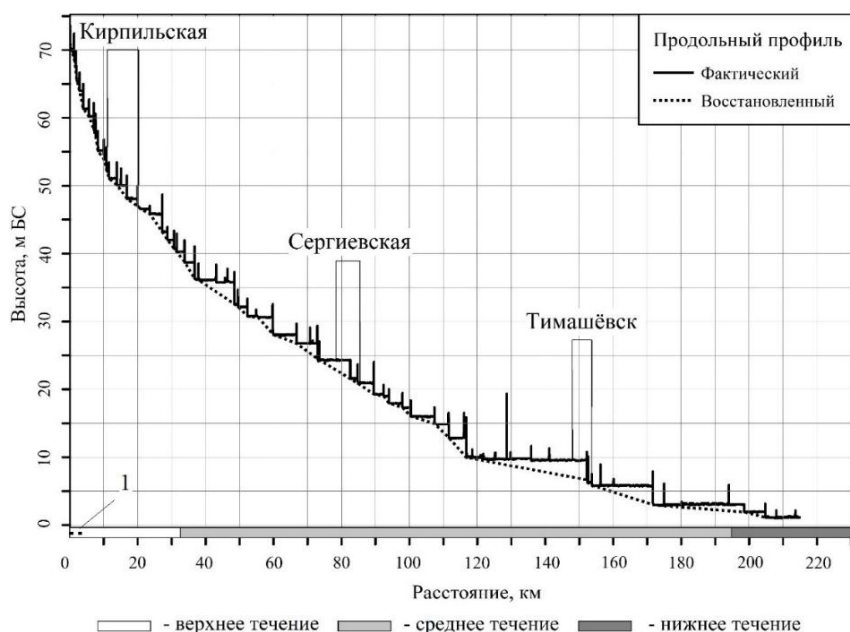


Рис. 6. Фактический и восстановленный продольный профиль р. Кирпили.

1 — сухие участки русла

Fig. 6. Actual and reconstructed longitudinal profile of the Kirpili River.

1 — dry sections of the riverbed

При повышении базиса эрозии, недостатке предельного уклона водной поверхности на участке русла протяженностью 2–3 км, понижении эрозионной способности потока и ухудшении условий транспорта происходит критическое замедление движения донных наносов. При этом, судя по продольным профилям, донные наносы способны постепенно сползать в сторону плотины, повсеместно образуя своеобразные уступы. В процессе деградации и снижения транспортной деятельности процессы эрозии и транзита затухают, процесс аккумуляции (заиления) в руслах становится преобладающим.

Появление в речной системе техногенных барьеров в виде ГТС неизбежно приводит к следующим явлениям:

- появлению новых структур низшего порядка внутри речной системы;
- перестройке системы — переходу к вторичной структуре;
- перестройке геоморфологических процессов — от процессов в макросистеме (речная система) к доминирующим процессам в мезосистемах (пруды) с принципиально разными действующими вещественно-энергетическим механизмами.

Наряду с перестройкой геоморфологических процессов, вызванных глубинной эрозией, отметим перестройку процессов плановой деформации русел — меандрирования. Исследуемым рекам в условиях естественной эволюции свойственно свободное и ограниченное меандрирование (рис. 1), вообще присущее рекам степной зоны Краснодарского края при отсутствии факторов, препятствующих перемещению русла в плане. В настоящий период меандрированию препятствуют радикально изменившиеся условия русловых процессов и его факторов (режим и объемы стока воды и наносов), ограничивающие размыв берегов и транспорт наносов вдоль русла.

Текущую стадию техногенной деградации анализируемых речных систем с гидрологических и геоморфологических позиций следует охарактеризовать как близкую к коллапсу. По мнению [Newton, 2021], коллапс — это резкое изменение экосистемы, сопровождающееся потерей экосистемных функций с невозможностью самостоятельного восстановления в течение как минимум десяти лет. Согласно [Keith et al., 2015], коллапсом считается потеря экосистемой своих ключевых абиотических и биотических особенностей, неспособность поддерживать характерную биоту и трансформация в принципиально другой тип экосистемы.

ВЫВОДЫ

На исследованных участках рек Понуры (79 км) и Кирпили (217 км) насчитывается соответственно 41 и 82 водоподпорных перегораживающих сооружения со средними величинами подпора 0,7 м (Понура) и 0,9 м (Кирпили).

В результате неконтролируемой техногенной деятельности — спонтанного геоморфологического техногенеза — продольные профили рек Кирпили и Понуры приобрели ступенчато-прерванную форму, отражая чередование фрагментов русел, изолированных плотинами. Высокая плотность ГТС на исследуемых реках (в среднем через 2,3–2,6 км) привела к критическому снижению энергии руслового потока и морфодинамической активности русловых процессов, включая глубинную и боковую эрозию и, как следствие, к исчезновению в гидрологическом понимании самих русел на значительном протяжении рек. Таким образом, речные системы трансформированы в совокупность малых водоемов (прудов), утратив свои экосистемные функции. Фактически такая трансформация означает переход к вторичной структурно-функциональной организации.

Предпосылками разрушения исследуемых речных систем послужили: критическое уменьшение скорости водно-эрозионных процессов и объемов транспортной деятельности в масштабе речной системы, изменение интенсивности потоков вещества и энергии (на

макроуровне — появление недостатка вещества и энергии в речной системе) и, в конечном счете, изменение вещественных взаимосвязей. Главный результат подобной техногенной трансформации рек — прекращение их функционирования как целостных речных систем, что соответствует представлениям об исчезновении или коллапсе систем при отсутствии в настоящее время ресурсов для их дефрагментации и восстановления.

В заключение отметим, что выполненный анализ особенностей техногенной трансформации в перспективе способствует разработке управляемого геоморфологического техногенеза речных систем.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Башинский И. В., Кадетов Н. Г., Сенкевич В. А., Стойко Т. Г., Кацман Е. А., Осипов В. В. Трансформации экосистем пойменных водоемов в условиях современных природных и антропогенных изменений и возможные природоохранные стратегии. *Успехи современной биологии*, 2024. Т. 144. № 1. С. 80–96. DOI: 10.31857/S0042132424010063.

Векишина Т. В., Большаков В. А., Коринец Е. М. Экологические проблемы русел судоходных рек: Учебное пособие. СПб.: Медиапайр, 2022. 132 с.

Гудымович С. С. Речные террасы (некоторые замечания к морфологии, генезису и классификации). *Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов*, 2005. Т. 308. № 5. С. 57–61.

Дрововозова Т. И., Паненко Н. Н. Экологическое состояние малых рек Ростовской области. *Экология и водное хозяйство*, 2019. № 1(01). С. 1–17.

Кондратьев Н. Е., Попов И. В., Смищенко Б. Ф. Основы гидроморфологической теории руслового процесса. Л.: Гидрометеиздат, 1982. 272 с.

Косолапов А. Е., Дандара Н. Т., Капустин М. В. О разработке методологии подготовки комплексных планов восстановления и устойчивого функционирования бассейнов малых и средних рек. *Общество. Среда. Развитие*, 2017. № 3. С. 96–90.

Лагута А. А., Погорелов А. В. О реконструкции форм рельефа древней обвалованной поймы по данным воздушного лазерного сканирования (г. Краснодар). Устойчивость природных ландшафтов и их компонентов к внешнему воздействию. Сборник материалов Международной научно-практической конференции. Грозный, 2024. С. 338–342.

Лурье П. М., Панов В. Д. Реки бассейна Азовского моря: Гидрография и режим стока. Ростов-на-Дону: Донской издательский дом, 2021. 672 с.

Макаревич А. А., Яротов А. Е. Речной сток и русловые процессы. Минск: БГУ, 2019. 115 с.

Маккавеев Н. И. Русло реки и эрозия в ее бассейне. М.: Издательство АН СССР, 1955. 347 с.

Маккавеев Н. И. Сток и русловые процессы. М.: Издательство Московского университета, 1971. 116 с.

Никаноров А. М., Брызгалов В. А., Решетняк О. С. Реки России в условиях чрезвычайных экологических ситуаций. Ростов-на-Дону: НОК, 2006. 308 с.

Погорелов А. В., Липилин Д. А., Дудкина А. А., Копанева О. В. О техногенных преобразованиях речной сети на Азово-Кубанской равнине (реки Челбас, Албаши). *ИнтерКарто. ИнтерГИС. Материалы Международной конференции*, 2022. Т. 28. Ч. 2. С. 567–582. DOI: 10.35595/2414-9179-2022-2-28-567-582.

Погорелов А. В., Липилин Д. А., Киселев Е. Н. Об изменении гидрографических характеристик рек в степных агроландшафтах за последние десятилетия (на примере бассейна

р. Бейсуг, Краснодарский край). ИнтерКарто. ИнтерГИС. Материалы Международной конференции, 2021. Т. 27. Ч. 4. С. 19–32. DOI: 10.35595/2414-9179-2021-4-27-19-32.

Погорелов А. В., Липилин Д. А., Кузякина М. В. О техногенной деградации речных систем в Восточном Приазовье: гидрографический аспект. Геология и геофизика Юга России, 2024. Т. 14. № 3. С. 243–259. DOI: 10.46698/i4469-5379-6925-р.

Ресурсы поверхностных вод СССР. Т. 8. Северный Кавказ. Л.: Гидрометеиздат, 1973. 447 с.

Суздалева А. Л., Горюнова С. В. Техногенез и деградация поверхностных водных объектов. М.: Энергия, 2014. 456 с.

Суздалева А. Л., Горюнова С. В. Общая схема развития процесса антропогенной деградации водных объектов. Национальная ассоциация ученых (НАУ). Технические науки, 2015. № IV (9) С. 92–95.

Суслов О. Н. Степные реки Краснодарского края. Краснодар: КубГАУ, 2015. 256 с.

Федорова С. И., Чебанова Е. Ф., Артюхин Ю. В. Реакции продольных профилей и устьев рек бассейнов Азовского и Черного морей на изменчивость природных факторов и техногенное воздействие. Эрозионные и русловые процессы, 2010. Т. 5. С. 387–406.

Чалов Р. С., Камышев А. А. Морфодинамика и гидроморфология речных русел как разделы учения о русловых процессах. Известия Российской академии наук. Серия географическая, 2020. Т. 84. № 6. С. 844–854. DOI: 10.31857/S2587556620060047.

Downing J. A. Emerging Global Role of Small Lakes and Ponds: Little Things Mean a Lot. *Limnetica*, 2010. V. 29. No. 1. P. 9–24.

Dudgeon D., Arthington A. H., Gessner M. O., Kawabata Z., Knowler D. J., Leveque C., Naiman R. J., Prieur-Richard A. H., Soto D., Stiassny M. L., Sullivan C. A. Freshwater Biodiversity: Importance, Threats, Status and Conservation Challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 2006. V. 81. No. 2. P. 163–82. DOI: 10.1017/S1464793105006950.

Keith D. A., Rodríguez J. P., Brooks T. M., Burgman M. A., Barrow E. G., Bland L., Comer P. J., Franklin J., Link J., McCarthy M. A., Miller R. M., Murray N. J., Nel J., Nicholson E., Oliveira-Miranda M. A., Regan T. J., Rodríguez-Clark K. M., Rouget M., Spalding M. D. The IUCN Red List of Ecosystems: Motivations, Challenges, and Applications. *Conservation Letters*, 2015. V. 8. P. 214–226. DOI: 10.1111/conl.12167.

Knighton D. Fluvial Forms and Processes: A New Perspective. Don Mills, Ontario: Oxford University Press, 1998. 383 p.

Lindsay J. B., Cockburn J. M. H., Russell H. A. J. An Integral Image Approach to Performing Multi-Scale Topographic Position Analysis. *Geomorphology*, 2015. V. 245. P. 51–61. DOI: 10.1016/j.geomorph.2015.05.025.

Newton A. C. Strengthening the Scientific Basis of Ecosystem Collapse Risk Assessments. *Land*, 2021. V. 10. Iss. 11. P. 1252. DOI: 10.3390/land10111252.

Pogorelov A. V., Laguta A. A., Kiselev E. N., Lipilin D. A. Features of the Long-Term Transformation of the Krasnodar Reservoir, Near the Mouth of the Kuban River, Russia. *Journal of Geographical Sciences*, 2021. V. 31. P. 1895–1904. DOI: 10.1007/s11442-021-1928-7.

Pogorelov A. V., Laguta A. A., Netrebin P. B., Lipilin D. A. Analysis of the Bottom Topography of the Reservoir Due to Sediment Trapping (According to the Krasnodar Reservoir, Russia). *Geography, Environment, Sustainability*, 2023. V. 16. No. 3. P. 102–112. DOI: 10.24057/2071-9388-2023-2907.

Schumm S. A. The Fluvial System. New York: John Wiley & Sons, 1977. 338 p.

REFERENCES

- Bashinsky I. V., Kadetov N. G., Senkevich V. A., Stoyko T. G., Katsman E. A. Osipov V. V.* Transformations of floodplain water body ecosystems under conditions of modern natural and anthropogenic changes and possible conservation strategies. *Advances in Current Biology*, 2024. V. 144. No. 1. P. 80–96 (in Russian). DOI: 10.31857/S0042132424010063.
- Chalov R. S., Kamyshev A. A.* Concepts of Hydromorphology and River Morphodynamics in Riverbed Processes Science. *Izvestia RAN. Seriya Geograficheskaya (News of the Russian Academy of Sciences. Geographical Series)*, 2020. V. 84. No. 6. P. 844–854 (in Russian). DOI: 10.31857/S2587556620060047.
- Downing J. A.* Emerging Global Role of Small Lakes and Ponds: Little Things Mean a Lot. *Limnetica*, 2010. V. 29. No. 1. P. 9–24.
- Drovovozova T. I., Panenko N. N.* Ecological State of Small Rivers of the Rostov Region. *Ecology and Water Management*, 2019. No. 1(01). P. 1–17 (in Russian).
- Dudgeon D., Arthington A. H., Gessner M. O., Kawabata Z., Knowler D. J., Leveque C., Naiman R. J., Prieur-Richard A. H., Soto D., Stiassny M. L., Sullivan C. A.* Freshwater Biodiversity: Importance, Threats, Status and Conservation Challenges. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 2006. V. 81. No. 2. P. 163–82. DOI: 10.1017/S1464793105006950.
- Fedorova S. I., Chebanova E. F., Artyukhin Yu. V.* Responses of Longitudinal Profiles and River Mouths of the Azov and Black Sea Basins to the Variability of Natural Factors and Anthropogenic impact. *Erosion and Riverbed Processes*, 2010. V. 5. P. 387–406 (in Russian).
- Gudymovich S. S.* River Terraces (Some Comments on Morphology, Genesis and Classification). *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*, 2005. V. 308. No. 5. P. 57–61 (in Russian).
- Keith D. A., Rodríguez J. P., Brooks T. M., Burgman M. A., Barrow E. G., Bland L., Comer P. J., Franklin J., Link J., McCarthy M. A., Miller R. M., Murray N. J., Nel J., Nicholson E., Oliveira-Miranda M. A., Regan T. J., Rodríguez-Clark K. M., Rouget M., Spalding M. D.* The IUCN Red List of Ecosystems: Motivations, Challenges, and Applications. *Conservation Letters*, 2015. V. 8. P. 214–226. DOI: 10.1111/conl.12167.
- Knighton D.* Fluvial Forms and Processes: A New Perspective. Don Mills, Ontario: Oxford University Press, 1998. 383 p.
- Kondratiev N. E., Popov I. V., Snishchenko B. F.* Fundamentals of the Hydromorphological Theory of Channel Processes. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1982. 272 p. (in Russian).
- Kosolapov A. E., Dandara N. T., Kapustin M. V.* On the Development of a Methodology for Preparing Comprehensive Plans for the Restoration and Sustainable Functioning of Small and Medium-Sized River Basins. *Society. Environment. Development*, 2017. No. 3. P. 96–90 (in Russian).
- Laguta A. A., Pogorelov A. V.* On the Reconstruction of the Landforms of the Ancient Embanked Floodplain Based on Airborne Laser Scanning Data (Krasnodar). *Resistance of Natural Landscapes and their Components to External Influences. Collection of Proceedings of the International Scientific and Practical Conference. Grozny*, 2024. P. 338–342 (in Russian).
- Lindsay J. B., Cockburn J. M. H., Russell H. A. J.* An Integral Image Approach to Performing Multi-Scale Topographic Position Analysis. *Geomorphology*, 2015. V. 245. P. 51–61. DOI: 10.1016/j.geomorph.2015.05.025.
- Lurye P. M., Panov V. D.* Rivers of the Azov Sea Basin: Hydrography and Flow Regime. Rostov-on-Don: Donskoy Publishing House, 2021. 672 p. (in Russian).

- Makarevich A. A., Yarotov A. E.* River Runoff and Channel Processes. Minsk: BSU, 2019. 115 p. (in Russian).
- Makkaveev N. I.* River Channel and Erosion in its Basin. Moscow: Academy of Sciences of USSR, 1955. 347 p. (in Russian).
- Makkaveev N. I.* Runoff and Channel Processes. Moscow: Moscow University Press, 1971. 116 p. (in Russian).
- Newton A. C.* Strengthening the Scientific Basis of Ecosystem Collapse Risk Assessments. Land, 2021. V. 10. Iss. 11. P. 1252. DOI: 10.3390/land10111252.
- Nikanorov A. M., Bryzgalo V. A., Reshetnyak O. S.* Rivers of Russia in Emergency Environmental Situations. Rostov-on-Don: SEC, 2006. 308 p. (in Russian).
- Pogorelov A. V., Laguta A. A., Kiselev E. N., Lipilin D. A.* Features of the Long-Term Transformation of the Krasnodar Reservoir, Near the Mouth of the Kuban River, Russia. Journal of Geographical Sciences, 2021. V. 31. P. 1895–1904. DOI: 10.1007/s11442-021-1928-7.
- Pogorelov A. V., Laguta A. A., Netrebin P. B., Lipilin D. A.* Analysis of the Bottom Topography of the Reservoir Due to Sediment Trapping (According to the Krasnodar Reservoir, Russia). Geography, Environment, Sustainability, 2023. V. 16. No. 3. P. 102–112. DOI: 10.24057/2071-9388-2023-2907.
- Pogorelov A. V., Lipilin D. A., Dudkina A. A., Kopaneva O. V.* On Technogenic Transformations of the River Network on the Azov-Kuban Plain (Chelbas, Albashi Rivers). InterCarto. InterGIS. Proceedings of the International Conference, 2022. V. 28. Part 2. P. 567–582 (in Russian). DOI: 10.35595/2414-9179-2022-2-28-567-582.
- Pogorelov A. V., Lipilin D. A., Kiselev E. N.* On Changes in the Hydrographic Characteristics of Rivers in Steppe Agrolandscapes over the Past Decades (on the Example of the Beysug River Basin, Krasnodar Territory). InterCarto. InterGIS. Proceedings of the International Conference, 2021. V. 27. Part 4. P. 19–32 (in Russian). DOI: 10.35595/2414-9179-2021-4-27-19-32.
- Pogorelov A. V., Lipilin D. A., Kuzyakina M. V.* On Technogenic Degradation of River Systems in the Eastern Azov Region: Hydrographic Aspect. Geology and Geophysics of Russian South, 2024. V. 14. No. 3. P. 243–259 (in Russian). DOI: 10.46698/i4469-5379-6925-p.
- Schumm S. A.* The Fluvial System. New York: John Wiley & Sons, 1977. 338 p.
- Surface Water Resources of the USSR. V. 8. North Caucasus. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1973. 447 p. (in Russian).
- Suslov O. N.* Steppe Rivers of Krasnodar Region. Krasnodar: Kuban State Agrarian University, 2015. 256 p. (in Russian).
- Suzdaleva A. L., Goryunova S. V.* Technogenesis and Degradation of Surface Water Bodies. Moscow: Energy, 2014. 456 p. (in Russian).
- Suzdaleva A. L., Goryunova S. V.* General Scheme of Development of the Process of Anthropogenic Degradation of Water Bodies. National Association of Scientists (NAS). Technical Sciences, 2015. No. IV (9). P. 92–95 (in Russian).
- Vekshina T. V., Bolshakov V. A., Korinets E. M.* Environmental Problems of Shipping River Beds: Study Guide. St. Petersburg: Mediapapir, 2022. 132 p. (in Russian).

Ф. М. Андреев¹, Е. Н. Сутырина²

АВТОМАТИЗИРОВАННОЕ ДЕТЕКТИРОВАНИЕ О. ЯРКИ (ОЗ. БАЙКАЛ) НА ОСНОВЕ СПЕКТРАЛЬНЫХ ИНДЕКСОВ NDWI, MNDWI И WRI

АННОТАЦИЯ

В статье описаны результаты работы автоматизированного алгоритма детектирования о. Ярки на спутниковых снимках и оценки его площади с помощью инструментов Python. На основе разработанного алгоритма для автоматизации расчета спектральных индексов WRI (Water Ratio Index), NDWI (Normalized Difference Water Index) и MNDWI (Modified Normalized Difference Water Index) были обработаны 86 спутниковых сцен Landsat-5 TM, Landsat-8 OLI и Landsat-9 OLI за 2008–2024 гг. Спектральные индексы использовались в работе для выделения суши. Для повышения точности составления маски суши по данным WRI применялась коррекция порога бинаризации с учетом синхронного значения уровня оз. Байкал. Калибровка порога бинаризации обеспечила его адаптивность к колебаниям уровня Байкала. Для определения точности различных алгоритмов оценивалась среднеквадратичная ошибка (RMSE). Построены эталонные маски о. Ярки, выполнено сравнение точности определения площади о. Ярки с помощью автоматизированного алгоритма при расчете с помощью разных индексов — WRI, NDWI и MNDWI. Проведенный анализ показал, что индекс WRI ($RMSE = 0,010 \text{ км}^2$) при коррекции порога бинаризации в зависимости от уровня оз. Байкал демонстрирует наивысшую точность в задачах определения площади о. Ярки по сравнению с другими индексами: NDWI ($RMSE = 0,067 \text{ км}^2$) и MNDWI ($RMSE = 0,087 \text{ км}^2$). Использование коррекции порога позволяет повысить точность идентификации суши по значениям индекса WRI на 20 % по сравнению с использованием фиксированного порога.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: дистанционное зондирование, Landsat, водные индексы, морфометрические характеристики, адаптивная бинаризация

Fedor M. Andreyev³, Ekaterina N. Sutyryna⁴

AUTOMATED DETECTION OF YARKA ISLAND (BAIKAL LAKE) BASED ON NDWI, MNDWI AND WRI SPECTRAL INDICES

ABSTRACT

The paper presents the results of an automated algorithm designed to detect Yarki Island on satellite imagery and estimate its area utilizing Python-based tools. Employing the developed algorithm for calculating spectral indices — WRI (Water Ratio Index), NDWI (Normalized Difference Water Index), and MNDWI (Modified Normalized Difference Water Index) — we

¹Иркутский государственный университет, ул. Карла Маркса д. 1, Иркутск, Россия, 664003,
e-mail: fmandreev@yandex.ru

²Иркутский государственный университет, ул. Карла Маркса д. 1, Иркутск, Россия, 664003,
e-mail: ensut78@gmail.com

³Irkutsk State University, 1, Karla Marksa str., Irkutsk, 664003, Russia, e-mail: fmandreev@yandex.ru

⁴Irkutsk State University, 1, Karla Marksa str., Irkutsk, 664003, Russia, e-mail: ensut78@gmail.com

processed 86 satellite scenes from Landsat-5 TM, Landsat-8 OLI, and Landsat-9 OLI spanning the period between 2008 and 2024. These spectral indices served as a means to isolate land areas within the image dataset. To enhance the precision of constructing the land mask derived from WRI data, we adjusted the binarization threshold according to synchronously recorded water levels of Lake Baikal. This calibration process enabled the threshold's adaptation to variations in lake water levels. We evaluated the Root Mean Square Error (RMSE) to assess the accuracy of these methods. Additionally, reference masks of Yarki Island were created, allowing us to compare the accuracy of automated area determination using distinct spectral indices: WRI, NDWI, and MNDWI. Our findings revealed that the WRI index demonstrated superior performance with $RMSE = 0.010 \text{ km}^2$ after incorporating adjustments to the binarization threshold corresponding to Lake Baikal's water level. In comparison, the NDWI ($RMSE = 0.067 \text{ km}^2$) and MNDWI ($RMSE = 0.087 \text{ km}^2$) exhibited lower accuracies. By implementing this dynamic threshold adjustment approach, the method improved land detection accuracy based on WRI values by approximately 20 % relative to a static threshold.

KEYWORDS: remote sensing, Landsat, water indices, morphometric characteristics, adaptive binarization

ВВЕДЕНИЕ

О. Ярки представляет собой аккумулятивную структуру, расположенную на севере оз. Байкал и отделяющую от открытой части водоема мелководный Северобайкальский сор, который имеет важное рыбохозяйственное значение, а также является местом концентрации водоплавающих и околоводных птиц, среди которых выделяются виды, занесенные в Красные книги различного ранга: два вида находятся под охраной Международного союза охраны природы, восемь охраняются Красной книгой Российской Федерации, шестнадцать внесены в Красную книгу Республики Бурятия.

О. Ярки препятствует свободному водообмену сора с водами открытой части оз. Байкал и способствует формированию обособленных водных масс и особых гидрологических характеристик и микроклиматических условий в пределах Северобайкальского сора, который благодаря своей защищенности является уникальным естественным биотопом.

Строительство Иркутской ГЭС привело к повышению уровня оз. Байкал, увеличив вероятность эрозии и возможного разрушения о. Ярки. Это создает серьезную угрозу всей флоре и фауне Северобайкальского сора, поскольку изменение характера водообмена способно привести к значительной трансформации температурного режима и химического состава воды в соре, которые оказывают влияние на состояние среды обитания организмов и воспроизводство пищевых цепей. Площадь острова подвержена существенным вариациям, зависящим от колебаний уровня оз. Байкал, регулируемых деятельностью Иркутской ГЭС, а также от процессов седиментации в зонах смешения речных и озерных вод [Потемкина, Потемкин, 2023; Potemkina et al., 2019] и ряда иных природных и техногенных факторов.

Учитывая указанную проблему сохранения целостности природного комплекса, возникает необходимость постоянного контроля состояния о. Ярки с использованием дистанционных методов наблюдения.

Таким образом, целью настоящего исследования становится разработка эффективного автоматизированного алгоритма детектирования острова по материалам космической съемки серии Landsat и оценка ключевых морфометрических характеристик о. Ярки.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Для анализа использовались спутниковые снимки Landsat-5 TM, Landsat-8 OLI и Landsat-9 OLI за период 2008–2024 гг.¹, всего 86 сцен, отобранных при уровне облачности менее 5 % для минимизации влияния облаков на точность определения объектов суши. Выбор данных Landsat для проведения исследования обусловлен тем, что они имеют продолжительный ряд наблюдений, захватывающий как маловодные, так и многоводные периоды водности оз. Байкал, которые в свою очередь находят отражение в колебаниях уровня данного водоема. Использовались снимки, охватывающие территорию о. Яркий и прилегающую акваторию дельты р. Верхней Ангары. Предпочтение отдавалось снимкам за летний и ранний осенний период (июнь–сентябрь), которые характеризуются наиболее медленными колебаниями уровня воды в озере. Для учета влияния уровня оз. Байкал использовались данные ежедневного мониторинга уровня на гидропосте оз. Байкал — пос. Нижнеангарск по данным Автоматизированной информационной системы государственного мониторинга водных объектов (АИС ГМВО).² Для валидации результатов применялись полученные в процессе «ручной» обработки спутниковых снимков векторные контуры острова. Для анализа использовались ежедневные измерения уровня оз. Байкал, предоставленные архивом АИС ГМВО оз. Байкал — г/п пос. Нижнеангарск. Валидация результатов проводилась с использованием эталонных данных, включая векторные контуры острова, оцифрованные за указанный период. Для минимизации влияния краткосрочных колебаний уровня на анализ применялся критерий стабильности: сцена включалась в обработку, если за 30 дней до и после съемки колебания уровня не превышали $\pm 0,08$ м/мес. Алгоритм расчета площади острова включал несколько ключевых шагов (рис. 1).

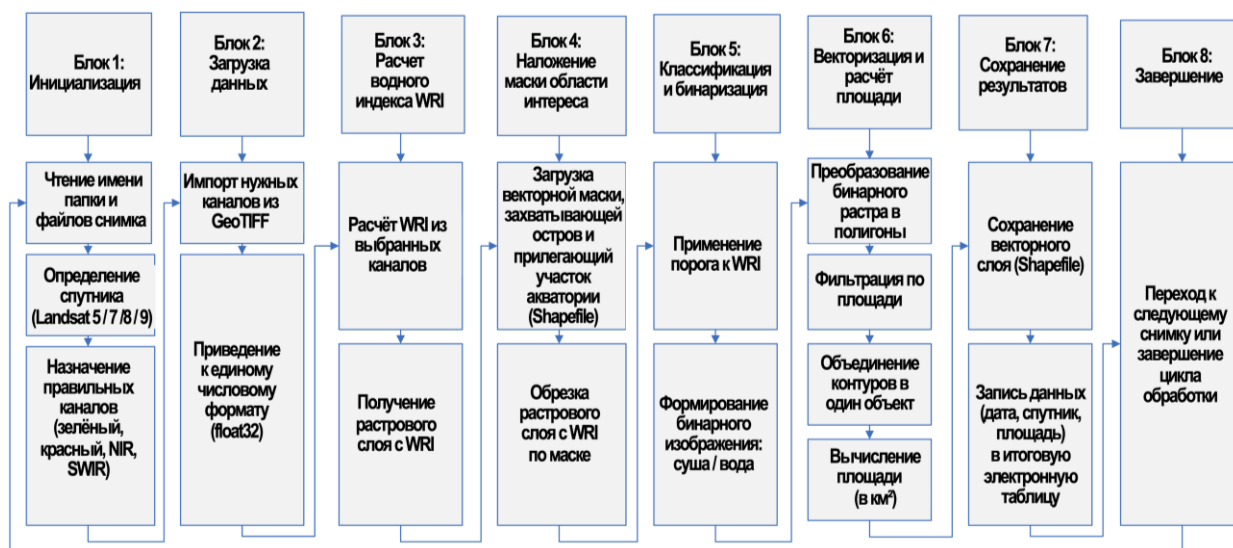


Рис. 1. Алгоритм расчета площади о. Яркий на примере использования индекса WRI
Fig. 1. Algorithm for estimating the area of Yarky Island using the WRI index as an example

На первом этапе проводилась фильтрация спутниковых сцен по критерию наличия облачности в области интереса не более 5 %. Далее для каждой отфильтрованной сцены рассчитывались спектральные индексы WRI, NDWI и MNDWI, которые широко исполь-

¹ United States Geological Survey (USGS). Электронный ресурс: <https://earthexplorer.usgs.gov/> (дата обращения 15.02.2024)

² Автоматизированная информационная система государственного мониторинга водных объектов (АИС ГМВО). Электронный ресурс: <https://gmvo.skniivh.ru/> (дата обращения 15.02.2025)

зуются в мировой практике для выделения водных объектов и суши [Курганович, Носкова, 2015; Катаев, Бекеров, 2017; Манилюк, Маслова, 2017; Морозова, 2019; Пшеничников, 2021; Болданова, 2023; Gao, 1996; Ji et al., 2009; Sun et al., 2012; Feyisa et al., 2014; Mustafa et al., 2017; Laonamsai et al., 2023]. Формулы для расчета данных спектральных индексов приведены в табл. 1.

Табл. 1. Формулы для расчета спектральных индексов
Table 1. Formulas for calculating spectral indices

Спектральный индекс	Формула	Экспликации к формулам
Water Ratio Index	$WRI = (GREEN + RED) / (NIR + MIR)$	GREEN, RED, NIR и MIR — спектральная отражательная способность в зеленом, красном, ближнем инфракрасном и коротковолновом инфракрасном участках электромагнитного спектра соответственно
Normalized Difference Water Index	$NDWI = (GREEN - NIR) / (GREEN + NIR)$	
Modified Normalized Difference Water Index	$MNDWI = (GREEN - MIR) / (GREEN + MIR)$	

Для повышения точности WRI применялась коррекция порога бинаризации (пиксели со значением выше порога становятся белыми — класс 1 (поверхность воды), а со значением ниже или равным порогу — черными — класс 0 (суша), порог определялся по формуле (1):

$$L_B = 0,4 + 0,02 \cdot (H_{\text{оз. Байкал}} - 455,50) \quad (1),$$

где L_B — предел (порог) бинаризации, в данной формуле — это динамическое значение, используемое для разделения пикселей спутникового изображения на две категории: «вода» и «не вода».

Базовое значение порога (0,4) было выбрано как оптимальное для WRI при среднем уровне Байкала 455,50 м ТО. Для учета влияния колебаний уровня озера порог корректируется согласно формуле. Коэффициент 0,02 был определен в результате калибровки на данных за 2008–2024 гг. Для определения оптимального значения данного коэффициента в формуле (1) был проведен итеративный процесс калибровки. Исходные данные включали 49 спутниковых снимков Landsat-5 TM, Landsat-8 OLI и Landsat-9 OLI за период 2008–2019 гг., охватывающих диапазон уровней оз. Байкал в пределах 454,98–455,80 м. Эталонные контуры острова, оцифрованные вручную, использовались для расчета среднеквадратичной ошибки (RMSE) между автоматически рассчитанной и эталонной площадью. Оптимизация проводилась методом градиентного спуска с использованием библиотеки SciPy (v. 1.10.1). Начальное значение коэффициента составило 0,01; шаг изменения — 0,001. На каждой итерации вычислялся RMSE. Если уровень Байкала выше 455,50 м, порог увеличивается, чтобы учесть подтопление, а если ниже — уменьшается, чтобы избежать ложного определения мелководий или влажных почв как воды. Например, при уровне 456,12 м порог составит 0,41 и пиксели со значением $WRI > 0,41$ будут классифицированы как вода, при уровне 454,98 м порог составит 0,39 и пиксели со значением $WRI > 0,39$ будут классифицированы как вода. Это позволяет адаптировать алгоритм к

текущим гидрологическим условиям, повышая точность дешифрования водных объектов. Для оценки точности алгоритма использовалась среднеквадратическая ошибка RMSE (2) (сравнение с эталонными данными — это квадратный корень из средних квадратов различий между предсказанными и наблюдаемыми результатами) и корреляция Спирмена, которая позволила оценить связь между уровнем Байкала и изменением площади острова.

$$RMSE = \sqrt{\frac{(F_1^N - F_1^E)^2 + (F_2^N - F_2^E)^2 + \dots + (F_n^T - F_n^N)^2}{n}} \quad (2),$$

где F_n^T — предсказанное значение (например, площадь острова по WRI),
 F_n^N — эталонное значение (ручные замеры),
 n — количество измерений, соответствует количеству сцен рассматриваемых дат);
ограничения метода включали исключение зимних снимков (ледовый покров).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

На рис. 2 представлены результаты детектирования о. Ярки за 2008–2024 гг. Площадь о. Ярки демонстрирует тесную зависимость от уровня оз. Байкал (рис. 3), регулируемого Иркутской ГЭС. Анализ спутниковых данных Landsat-5 TM, Landsat-8 OLI и Landsat-9 OLI за период с 2008 по 2024 гг. показал, что при повышении уровня озера до 456,12 м ТО площадь острова сокращается до 1,94 км² за счет подтопления прибрежных областей, наиболее подверженных эрозии.

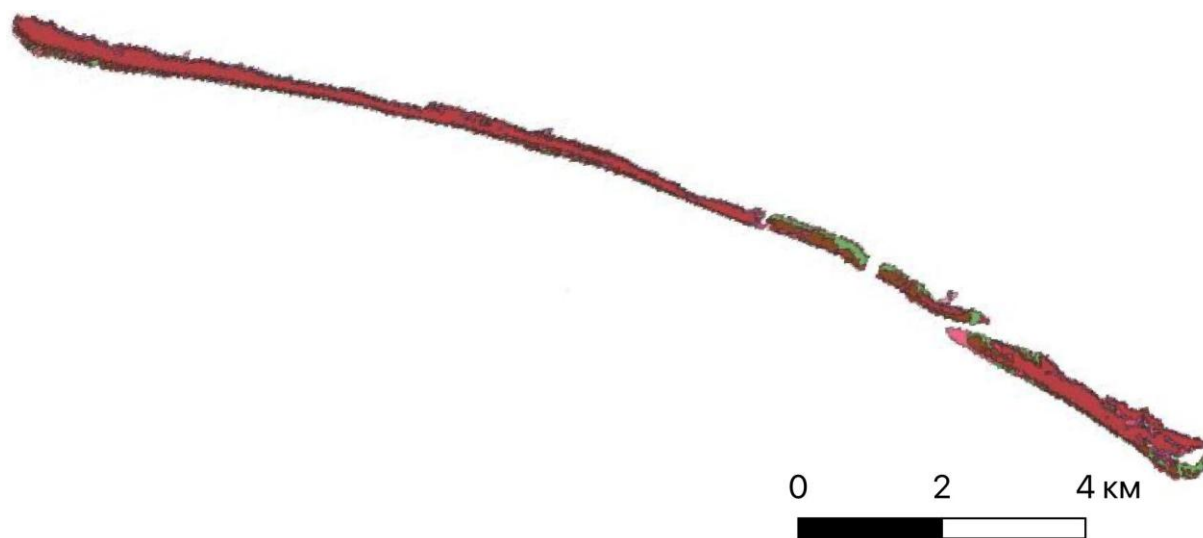


Рис. 2. Векторные маски о. Ярки, полученные для периода 2008–2024 гг. с использованием автоматизированного алгоритма расчета индекса WRI и коррекции порога бинаризации в зависимости от уровня оз. Байкал
 Fig. 2. Vector masks of Yarki Island obtained for the period 2008–2024 using an automated algorithm calculation of the WRI index and correction of the binarization threshold depending on the level of Lake Baikal

Напротив, при понижении уровня до 454,98 м обнажаются песчаные отмели, увеличивая площадь отдельных участков на 0,3–0,7 км² в засушливые годы. Индекс WRI показал более высокую точность (RMSE = 0,010 км²) в задачах создания маски суши по сравнению с NDWI (RMSE = 0,067 км²) и MNDWI (RMSE = 0,087 км²).

За 17 лет наблюдений, в которые вошли и маловодный, и многоводный периоды, площадь о. Ярки изменилась на 0,52 км² при уровнях оз. Байкал, имеющих разницу в 2 см. Фактически одинаковые уровни озера позволили исключить влияние уровня как фактора в конкретные моменты времени. Согласно результатам ряда научных работ [Потемкина, Потемкин, 2023; Potemkina et al., 2019], одной из возможных причин негативных изменений является сокращение стока взвешенных наносов рр. Верхняя Ангара и Кичера в исследуемом периоде, что уменьшает приток осадочного материала в Северобайкальский сор, влияя таким образом на интенсивность процессов седиментации, что может в свою очередь негативно влиять и на размеры о. Ярки.

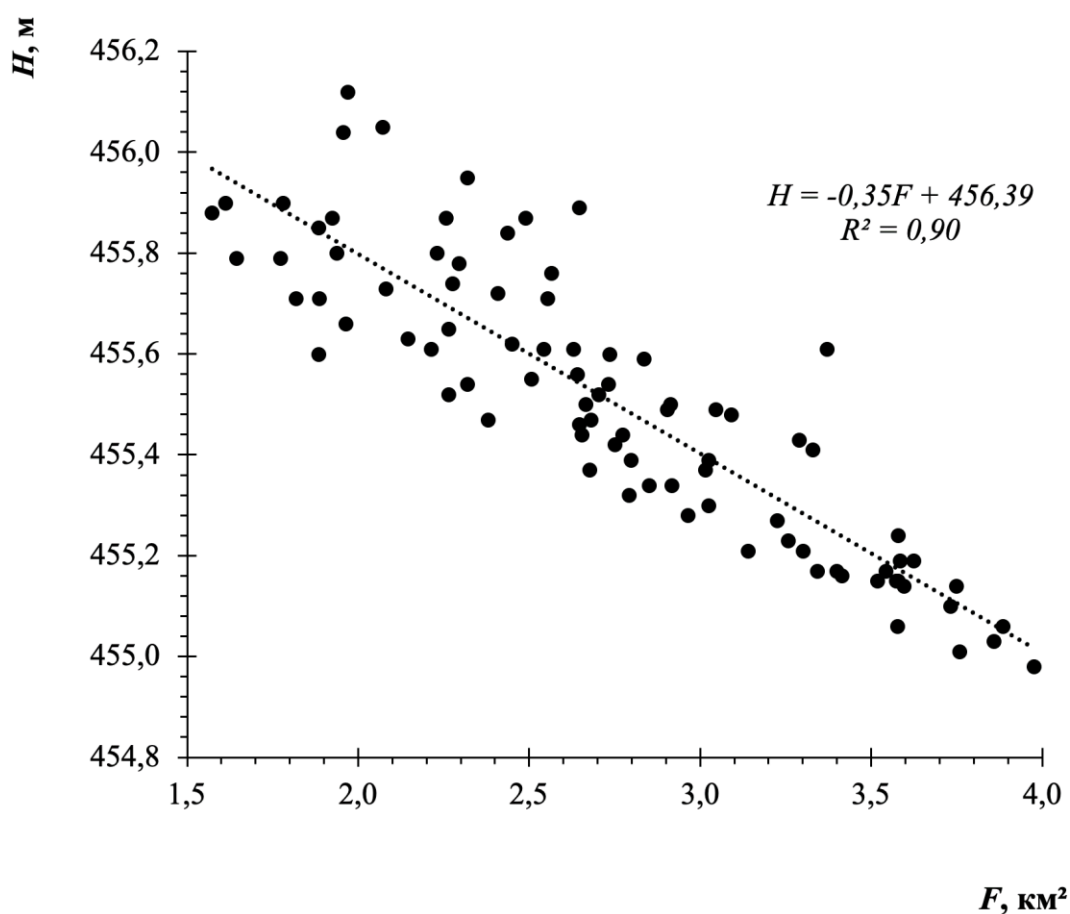


Рис. 3. Связь площадей о. Ярки, полученных в результате обработки спутниковых данных алгоритмом Python, и уровней воды в оз. Байкал

Fig. 3. The relationship between the areas of Yarki Island, obtained as a result of processing satellite data using the Python algorithm, and the water levels in Lake Baikal

Калибровка коэффициента обеспечила адаптивность порога бинаризации L_B к колебаниям уровня Байкала — т. е. позволила использовать пороговые значения, меняющиеся в зависимости от уровня озера. Использование коррекции порога позволяет повысить точность идентификации суши по значениям индекса WRI на 20 % по сравнению с использованием фиксированного порога.

ВЫВОДЫ

Проведенный анализ показал, что индекс WRI ($RMSE = 0,010 \text{ км}^2$) при коррекции порога бинаризации в зависимости от уровня оз. Байкал демонстрирует более высокую точность в задачах определения площади о. Ярки по сравнению с другими индексами: NDWI ($RMSE = 0,067 \text{ км}^2$) и MNDWI ($RMSE = 0,087 \text{ км}^2$). Преимущество WRI обусловлено его устойчивостью к повышенной мутности воды и возможностью корректного составления маски суши на его основе при наличии заболоченных территорий.

Разработанный на Python алгоритм для автоматизации расчета спектральных индексов и определения источника данных Landsat-5 TM, Landsat-8 OLI и Landsat-9 OLI показал высокую эффективность. Время обработки одной сцены сократилось до 5,7 мин. с использованием алгоритма. Это стало возможным благодаря автоматизации ключевых этапов: загрузки данных, расчета индексов, бинаризации, векторизации и экспорта результатов. Алгоритм также включает функцию автоматической фильтрации сцен по уровню облачности и уровню оз. Байкал, что повышает точность и релевантность данных.

В дальнейшем планируется расширить исследование, включив в анализ другие водные индексы, такие как AWEI (Automated Water Extraction Index) и MBWI (Multi-Band Water Index), а также провести более детальное сравнение с данными JRC Global Surface Water. Это позволит оценить универсальность алгоритма для различных типов водных объектов и условий, а также выявить потенциальные улучшения для повышения точности и скорости обработки.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Болданова Е. В. Моделирование зависимости площади и объема Посольского сора от уровня оз. Байкал. Известия Иркутского государственного университета. Серия «Науки о Земле», 2023. Т. 44. С. 33–43. DOI: 10.26516/2073-3402.2023.44.33.
- Катаев М. Ю., Бекеров А. А. Методика обнаружения водных объектов по многоспектральным спутниковым измерениям. Доклады ТУСУР, 2017. Т. 20. № 4. С. 105–108.
- Курганович К. А., Носкова Е. В. Использование водных индексов для оценки изменения площадей водного зеркала степных содовых озер юго-востока Забайкалья по данным дистанционного зондирования. Вестник Забайкальского государственного университета, 2015. № 6(121). С. 16–24.
- Манилюк Т. А., Маслова А. В. Исследование водных поверхностей озер путем использования водных индексов по данным дистанционного зондирования. Вестник Забайкальского государственного университета, 2017. Т. 23. № 3. С. 4–11. DOI: 10.21209/2227-9245-2017-23-3-4-11.
- Морозова В. А. Расчет индексов для выявления и анализа характеристик водных объектов с помощью данных дистанционного зондирования. Современные проблемы территориального развития, 2019. № 2. С. 1–12.
- Потемкина Т. Г., Потемкин В. Л. Сток наносов притоков озера Байкал: изменения и тенденцию. Известия Иркутского государственного университета. Серия «Науки о Земле», 2023. Т. 43. С. 79–90. DOI: 10.26516/2073-3402.2023.43.79.
- Пиеничников А. Е. Использование спектральных показателей в определении термокарстовых озер по данным дистанционного зондирования. Геоинформатика, 2021. № 2. С. 67–74. DOI: 10.47148/1609-364X-2021-2-67-74.
- Feyisa G. L., Meilby H., Fensholt R., Proud S. R. Automated Water Extraction Index: A New Technique for Surface Water Mapping Using Landsat Imagery. Remote Sensing of Environment, 2014. No. 140. P. 23–35. DOI: 10.1016/j.rse.2013.08.029.

Gao B.-C. NDWI — A Normalized Difference Water Index for Remote Sensing of Vegetation Liquid Water from Space. *Remote Sensing of Environment*, 1996. V. 58. P. 257–266.

Ji L., Zhang L., Wylie B. Analysis of Dynamic Thresholds for the Normalized Difference Water Index. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 2009. V. 75. No. 11. P. 1307–1317.

Laonamsai J., Julphunthong P., Saprathet T., Kimmany B., Ganchanasuragit T., Chomcheawchan P., Tomun N. Utilizing NDWI, MNDWI, SAVI, WRI, and AWEI for Estimating Erosion and Deposition in Ping River in Thailand. *Hydrology*, 2023. V. 10. P. 70. DOI: 10.3390/hydrology10030070.

Mustafa M., Khalid H., Modher H., Modher A. Using Water Indices (NDWI, MNDWI, NDMI, WRI and AWEI) to Detect Physical and Chemical Parameters by Apply Remote Sensing and GIS Techniques. *International Journal of Research — GRANTHAALAYAH*, 2017. V. 5. P. 117–128. DOI: 10.29121/granthaalayah.v5.i10.2017.2289.

Potemkina T., Sutyryna E., Potemkin V. Changing of the Riverine Sediment Load Supply into Lake Baikal: The Natural and Anthropogenic Causes (Russia). *Quaternary International*, 2019. V. 524. P. 57–66.

Sun F., Sun W., Chen J., Gong P. Comparison and Improvement of Methods for Identifying Waterbodies in Remotely Sensed Imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 2012. V. 33. No. 21. P. 6854–6875.

REFERENCES

Boldanova E. V. Modeling the Dependence of the Area and Volume of Posolsky Sor on the Level of Lake Baikal. *Izvestiya Irkutskogo Gosudarstvennogo Universiteta. Seriya “Nauki o Zemle”* (The Bulletin of Irkutsk State University. Series “Earth Sciences”), 2023. V. 44. P. 33–43 (in Russian). DOI: 10.26516/2073-3402.2023.44.33.

Feyisa G. L., Meilby H., Fensholt R., Proud S. R. Automated Water Extraction Index: A New Technique for Surface Water Mapping Using Landsat Imagery. *Remote Sensing of Environment*, 2014. No. 140. P. 23–35. DOI: 10.1016/j.rse.2013.08.029.

Gao B.-C. NDWI — A Normalized Difference Water Index for Remote Sensing of Vegetation Liquid Water from Space. *Remote Sensing of Environment*, 1996. V. 58. P. 257–266.

Ji L., Zhang L., Wylie B. Analysis of Dynamic Thresholds for the Normalized Difference Water Index. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 2009. V. 75. No. 11. P. 1307–1317.

Kataev M. Yu., Bekerov A. A. Methodology for Detecting Water Bodies Using Multispectral Satellite Measurements. *Proceedings of TUSUR University*, 2017. V. 20. No. 4. P. 105–108 (in Russian).

Kurganovich K. A., Noskova E. V. Using Water Indices to Assess Changes in the Water Surface Areas of Steppe Soda Lakes in the Southeast of Transbaikalia Based on Remote Sensing Data. *Transbaikal State University Journal*, 2015. No. 6(121). P. 16–24 (in Russian).

Laonamsai J., Julphunthong P., Saprathet T., Kimmany B., Ganchanasuragit T., Chomcheawchan P., Tomun N. Utilizing NDWI, MNDWI, SAVI, WRI, and AWEI for Estimating Erosion and Deposition in Ping River in Thailand. *Hydrology*, 2023. V. 10. P. 70. DOI: 10.3390/hydrology10030070.

Manilyuk T. A., Maslova A. V. Study of Lake Water Surfaces Using Water Indices Based on Remote Sensing Data. *Transbaikal State University Journal*, 2017. V. 23. No. 3. P. 4–11 (in Russian). DOI: 10.21209/2227-9245-2017-23-3-4-11.

Morozova V. A. Calculation of Indices for Identifying and Analyzing Characteristics of Water Bodies Using Remote Sensing Data. *Current Problems of Territorial Development*, 2019. No. 2. P. 1–12 (in Russian).

Mustafa M., Khalid H., Modher H., Modher A. Using Water Indices (NDWI, MNDWI, NDMI, WRI and AWEI) to Detect Physical and Chemical Parameters by Apply Remote Sensing and GIS Techniques. *International Journal of Research — GRANTHAALAYAH*, 2017. V. 5. P. 117–128. DOI: 10.29121/granthaalayah.v5.i10.2017.2289.

Potemkina T. G., Potemkin V. L. Sediment Runoff of Lake Baikal Tributaries: Changes and Trends. *Izvestiya Irkutskogo Gosudarstvennogo Universiteta. Seriya “Nauki o Zemle”* (The Bulletin of Irkutsk State University. Series “Earth Sciences”), 2023. V. 43. P. 79–90 (in Russian). DOI: 10.26516/2073-3402.2023.43.79.

Potemkina T., Sutyryna E., Potemkin V. Changing of the Riverine Sediment Load Supply into Lake Baikal: The Natural and Anthropogenic Causes (Russia). *Quaternary International*, 2019. V. 524. P. 57–66.

Pshenichnikov A. E. Using Spectral Indicators in Identifying Thermokarst Lakes Based on Remote Sensing Data. *Geoinformatika*, 2021. No. 2. P. 67–74 (in Russian). DOI: 10.47148/1609-364X-2021-2-67-74.

Sun F., Sun W., Chen J., Gong P. Comparison and Improvement of Methods for Identifying Waterbodies in Remotely Sensed Imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 2012. V. 33. No. 21. P. 6854–6875.

УДК: 504.4.054

DOI: 10.35595/2414-9179-2025-2-31-221-334

Ю. А. Спирин¹, С. И. Зотов², В. С. Таран³

АНАЛИЗ МЕЖГОДОВОЙ ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ КАЧЕСТВА ВОДЫ РЕКИ КРАСНОЙ В КАЛИНИНГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ

АННОТАЦИЯ

Цель данной работы — оценить пространственно-временную динамику загрязнения р. Красной по 4 гидрологическим сезонам 2023–2024 гг. посредством сравнительного анализа с 2022–2023 гг. Исследование базируется на комплексном подходе, включающем измерение гидрологических параметров и лабораторных химических анализов проб воды по 16 показателям. Мониторинг осуществлялся в четырех ключевых точках, отражающих различные типы антропогенной и природной нагрузки: верховье, границы лесных и сельскохозяйственных угодий, зоны интенсивного земледелия и урбанизированные территории. Пространственный анализ проводится с использованием ГИС-технологий и специализированных массивов данных. Среднее значение удельного комбинаторного индекса загрязнения воды (УКИЗВ) за 2023–2024 гг. составило 2,88, что соответствует категории «очень загрязненная». Это на 25 % ниже, чем в 2022–2023 гг. Основные загрязнители: нефтепродукты, железо и кислородные показатели. Загрязнение реки усиливается по мере движения от истока к устью, что, вероятно, обусловлено увеличением антропогенной нагрузки, сокращением площади лесных массивов и накоплением загрязняющих веществ. В этих процессах значительную роль играют подземные воды, насыщенные соединениями железа, однако их влияние пока не имеет четкой пространственно-временной характеристики. Исследование индекса загрязнения воды (ИЗВ) показало наличие сезонных колебаний уровня загрязнения, что, вероятно, связано с многочисленными циклами как природного, так и антропогенного воздействия. В соответствии с нашими предыдущими исследованиями особое внимание уделяется фазам водного режима. Это связано с тем, что для точной оценки и прогнозирования изменений химического состава воды необходимо принимать во внимание не только антропогенные, но и гидрологические аспекты. Если рассматривать ситуацию в бассейне в целом, то ее можно назвать благоприятной. Этому способствует наличие на территории большого количества лесов, часть из которых относится к особо охраняемым природным территориям, и низкий уровень антропогенной активности на большей части водосбора. В дальнейшем исследование будет дополнено заключительным периодом 2024–2025 гг.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: динамика загрязнения водотоков, антропогенные воздействия, бассейн реки Красной

¹ Институт географии РАН, лаборатория гидрологии, ул. Вавилова, д. 37, Москва, Россия, 117312, *e-mail: spirin.yuriy@rambler.ru*

² Балтийский федеральный университет имени И. Канта, Высшая школа живых систем, ул. Университетская, д. 2, Калининград, Россия, 236041, *e-mail: zotov.prof@gmail.com*

³ Балтийский федеральный университет имени И. Канта, Высшая школа живых систем, ул. Университетская, д. 2, Калининград, Россия, 236041, *e-mail: ronya.volkova@yandex.ru*

Yuri A. Spirin¹, Sergey I. Zotov², Veronika S. Taran³

ANALYSIS OF INTERANNUAL SPATIAL-TEMPORAL VARIABILITY OF WATER QUALITY OF THE KRASNAYA RIVER IN THE KALININGRAD REGION

ABSTRACT

The aim of the work is to assess the spatiotemporal dynamics of pollution of the Krasnaya River for 4 hydrological seasons of 2023–2024 by means of comparative analysis from 2022–2023. The study is based on an integrated approach, including measurement of hydrological parameters and laboratory chemical analyses of water samples for 16 indicators. Monitoring was carried out at four key points reflecting different types of anthropogenic and natural loads: the upper reaches, the boundaries of forest and agricultural lands, intensive farming zones and urbanized areas. Spatial analysis is carried out using GIS technologies and specialized data arrays. The average value of the specific combinatorial water pollution index (SCWPI) for 2023–2024 was 2.88, which corresponds to the “very polluted” category. This is 25 % lower than in 2022–2023. The main pollutants are oil products, iron, and oxygen indicators. River pollution increases as it moves from the source to the mouth, which is probably due to an increase in anthropogenic load, a reduction in the area of forests, and the accumulation of pollutants. Groundwater saturated with iron compounds also plays a significant role, but their influence does not yet have a clear spatio-temporal characteristic. The study of the water pollution index (WPI) showed the presence of seasonal fluctuations in the pollution level, which is probably due to numerous cycles of both natural and anthropogenic impacts. In accordance with our previous studies, special attention is paid to the phases of the water regime. This is due to the fact that in order to accurately assess and predict changes in the chemical composition of water, it is necessary to take into account not only anthropogenic but also hydrological aspects. If we consider the situation in the basin as a whole, it can be called favorable. This is facilitated by the presence of a large number of forests in the territory, some of which are specially protected natural areas, and low anthropogenic activity in most of the catchment area. In the future, the study will be supplemented by the final period of 2024–2025.

KEYWORDS: dynamics of watercourse pollution, anthropogenic impacts, Krasnaya River basin

ВВЕДЕНИЕ

Калининградская область, обладающая уникальным географическим положением и высокой плотностью речной сети, сталкивается с необходимостью постоянного контроля состояния своих водных ресурсов. Одним из приоритетных направлений экологических исследований в регионе является мониторинг качества поверхностных пресных вод [Ахмедова и др., 2015; Эйдельман и др., 2020; Валл, Ахмедова, 2021; Домнин и др., 2021; Zotov, Spirin, 2022]. Эта задача приобрела особую актуальность в последние три десятилетия, когда регион оказался отделен от основной территории России сухопутными границами. В условиях растущей геополитической напряженности и усиления антропогенной нагрузки на экосистемы контроль качества воды становится не просто важным, а жизненно необходимым. Без систематического анализа химического состава воды в реках

¹ Institute of Geography, Russian Academy of Science, Laboratory of Hydrology, 37, Vavilova str., Moscow, 117312, Russia, *e-mail:* spirin.yuriy@rambler.ru

² Immanuel Kant Baltic Federal University, Institute of Living Systems, 2, Universitetskaya str., Kaliningrad, 236041, Russia, *e-mail:* zotov.prof@gmail.com

³ Immanuel Kant Baltic Federal University, Institute of Living Systems, 2, Universitetskaya str., Kaliningrad, 236041, Russia, *e-mail:* ronya.volkova@yandex.ru

и озерах невозможно эффективно противостоять негативным последствиям урбанизации, промышленного развития и сельскохозяйственной деятельности. Игнорирование этих вопросов может привести к деградации водных ресурсов, что в свою очередь вызовет ухудшение здоровья населения и экономические проблемы.

Калининградская область, несмотря на высокую степень антропогенного воздействия на окружающую среду, сохранила несколько относительно нетронутых водных объектов. Среди них особое место занимает река Красная, которая является практически единственным примером малой реки с ненарушенной экосистемой. Этот водоток имеет важное значение для региона, т. к. в его водах обитают редкие виды рыб, занесенные в Красную книгу Российской Федерации (такие как кумжа и ручьевая форель). Наличие этих видов свидетельствует о высокой степени чистоты воды и благополучии экосистемы.

В 1974 г. 18-километровый участок р. Красной, протекающий через хвойный лесной массив (Красный лес) и холмисто-грядовый рельеф от государственной границы до пос. Токаревки, был объявлен особо охраняемой природной территорией. Этот участок получил статус регионального памятника природы гидрологического профиля. Для защиты экосистемы вдоль реки установлена охранный зона шириной 500 м по обоим берегам. Кроме того, р. Красная входит в состав национального парка «Виштынецкий», созданного для сохранения уникальных природных и культурных объектов, включая Красный лес и оз. Виштынецкое¹.

Река Красная имеет трансграничный характер: ее исток находится на Вармийско-Мазурской возвышенности в Польше, а устье — на территории России, где она впадает в р. Писсу недалеко от г. Гусева. Такое географическое положение делает реку уязвимой к различным источникам загрязнения, как природного, так и антропогенного характера. Например, на участке ниже пос. Токаревки активно ведется хозяйственная деятельность, что может негативно влиять на качество воды. Кроме того, естественные процессы, такие как жизненные циклы растительности в лесной зоне, также могут изменять химический состав воды, что не всегда благоприятно сказывается на ее качестве [Tang et al., 2013; Xiong, 2019].

Несмотря на экологическую значимость р. Красной, систематический гидрохимический мониторинг ее вод в настоящее время не проводится ни государственными, ни частными организациями. Большинство современных исследований сосредоточено на изучении физико-географических и гидрологических характеристик реки [Наумов, Ахмедова, 2017; Берникова и др., 2019; Тылик, 2021], в то время как данные о ее химическом состоянии и уровне загрязнения либо устарели, либо отсутствуют [Нагорнова, 2012]. Это создает пробел в понимании текущего состояния экосистемы и затрудняет разработку мер по ее защите.

В нашем прошлом исследовании [Спирин и др., 2024] проведена оценка пространственно-временной динамики загрязнения р. Красной по четырем гидрологическим сезонам 2022–2023 гг. Цель настоящего исследования — дать аналогичную характеристику за 2023–2024 гг. через призму сравнительного анализа с прошлым периодом.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Объективная оценка качества воды и выявление потенциальных загрязнителей строится на двух ключевых аспекта: временном и пространственном. Многие природно-хозяйственные факторы воздействия на качество воды представлены циклами, которые связаны с теми или иными сезонами, при этом они могут по-разному проявляться из года в год. По данным причинам исследование водотоков проведены посезонно в течение двух

¹ Исток. Некоммерческий фонд. Электронный ресурс: <https://istok39.ru> (дата обращения 29.12.24)

гидрологических лет, начиная с осени 2022 г. и заканчивая летом 2024 г. В сумме совершено 8 выездов и отобрано 32 пробы воды.

Пространственный подход формируется на территориальных факторах, способных влиять на качество воды, поэтому здесь в основу лег принцип дифференциации преобладающих в бассейне природно-антропогенных ландшафтов. Исходя из этого пункты мониторинга для измерения гидрологических параметров и отбора проб воды для химических анализов выбраны следующим образом: верховье на территории РФ (1), граница лесных и сельскохозяйственных угодий (2), граница сельскохозяйственных угодий и крупных населенных пунктов (3), устье водотока (4). Данные пункты мониторинга в свою очередь отождествляют участки лесной зоны, переходной от лесной к сельскохозяйственной зоне, сельскохозяйственную и урбанизированную зоны.

Граница бассейна реки выделена на основе SRTM снимков в программном пакете SAGA GIS с использованием стандартного встроенного инструментария. Природно-хозяйственные условия исследуемой территории ранжированы на категории, которые, вероятнее всего, в наибольшей степени влияют на качество воды, а в частности:

- сельское хозяйство,
- лесистость,
- урбанизация,
- озерность [Дмитриева, Нефедова, 2015; Кирейчева, Лентяева, 2020].

Данные об использовании земель получены путем синтеза информации из различных атласов и баз данных^{1,2,3} [Domnin et al., 2015]. Для построения слоя лесов использовалась глобальная карта лесного покрова EC JRC 2020, V2 с пространственным разрешением в 10 м. Количество человек, проживающих на территории бассейна, получено из Global Human Settlement Layer с пространственным разрешением в 100 м. Наиболее значимые характеристики спроецированы на карту-схему бассейна реки и в дальнейшем распределены по участкам.

На базе вышеизложенного была сформирована опорная схема исследования, на которой отображено распределение природно-хозяйственных условий, а также расположение пунктов гидрохимического и гидрологического мониторинга (рис. 1).

В процессе полевых выездов составлены описания русла реки и прилегающих территорий в пунктах мониторинга и измерены гидрометрические характеристики: скорости течения, ширины и глубины реки. Использовалась «Гидрологическая микровертушка ГМЦМ-1» и измерительная строительная рулетка в соответствии с принципом, изложенным в своде правил⁴. После этого рассчитаны расходы в пунктах мониторинга. Определены цветность, запах, мутность (ЕМФ — единица мутности по формазину), температура, кислотный остаток воды; отобраны пробы воды для химических анализов.

Химические анализы проб проводились в лаборатории Высшей школы живых систем БФУ им. И. Канта по перечню важнейших показателей. *Органолептические показатели* определены в соответствии с ГОСТ Р 57164-2016, *взвешенные вещества* — в

¹ Open Street Map. Электронный ресурс: <https://www.openstreetmap.org/> (дата обращения 20.12.2024)

² Атлас Варминско-Мазурского воеводства. Электронный ресурс: <https://atlas.warmia.mazury.pl/> (дата обращения 20.12.2024)

³ Генеральные планы муниципальных образований. Электронный ресурс: <https://mingrad.gov39.ru/> (дата обращения 20.12.2024)

⁴ Инженерно-гидрометеорологические изыскания для строительства. СП 11-103-97: Одобрен Департаментом развития научно-технической политики и проектно-изыскательских работ Госстроя России (письмо от 10.07.97 № 9-1-1/69). Электронный ресурс: <http://docs.cntd.ru/document/901704792> (дата обращения 10.03.24)

ких показателей загрязнения (КПЗ) за гидрологический год и индекс загрязнения воды (ИЗВ) по гидрологическим сезонам, а также дана классификация уровней загрязнения воды, исходя из полученных индексов^{1,2}.

Исходя из того, что качество воды в реках можно рассматривать как интегральный показатель экологической обстановки на их водосборах, то с учетом этого допущения и при помощи бассейново-ландшафтного подхода были построены схемы пространственной дифференциации УКИЗВ [Балдаков, Кудишин, 2019; Джамалов и др., 2019; Спирун и др., 2023; Lämmchen et al., 2021]. Стоит учесть, что в этом процессе более важна четкая визуализация распространения загрязнений в пространстве и выявление потенциального вектора возможных закономерностей относительно антропогенных и природных факторов для дальнейшего анализа сложившейся ситуации в бассейне, нежели высокая точность.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Как видно из рис. 1, основной вид антропогенной деятельности связан с сельским хозяйством и почти равномерно занимает 23,37 % от всей территории бассейна, выступая главным потенциальным источником загрязнения. Направленность сельскохозяйственной деятельности подразделяется на:

- животноводство (разведение крупного рогатого скота, свиней);
- растениеводство (выращивание пшеницы, ржи, ячменя, овса, рапса);
- овощеводство (выращивание картофеля, капусты, моркови, свеклы).

Категория «другое», составляющая 14,45 % с большой вероятностью также задействована в сельскохозяйственном производстве, но из-за особенностей административного межевания сельскохозяйственных земель на территории Польши, которая может не всегда коррелировать с реальным использованием, часть земель проходит как «неклассифицируемые». Учитывая это, реальная сельскохозяйственная деятельность на водосборе может достигать 37,82 %.

Урбанизация в районе исследования слабовыраженная и составляет 1,88 %. Населенные пункты представлены небольшими городами и деревнями с малоэтажной застройкой и обильным количеством частных земельных владений. Город Гусев с населением в 37 725 чел. — самый крупный населенный пункт на рассматриваемой территории, но в исследуемый бассейн попадает лишь малая его часть. Суммарно в бассейне р. Красной проживает 10 239 чел. (20,16 чел/км²). Несмотря на то, что процент застройки небольшой, он почти полностью сосредоточен в устьевой части и поэтому может оказывать существенное влияние на уровень загрязнения реки.

Такие природные свойства ландшафта, как лесистость и озерность, оказывают влияние на химический состав воды. Лесистость достигает 59,62 %, основные массивы лесов сосредоточены в верховье бассейна, часть из них относится к ООПТ. По большей части леса состоят из хвойных (сосна, ель, пихта) и лиственных (береза, дуб, бук, ольха, ясень, клен) пород. Озера присутствуют в бассейне не повсеместно, озерность составляет 0,99 %.

¹ РД 52.24.643-2002. Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. Электронный ресурс: <https://docs.cntd.ru/document/1200039667> (дата обращения 10.05.24)

² Временные методические указания, по комплексной оценке, качества поверхностных и морских вод по гидрохимическим показателям. Утв. Госкомгидрометом СССР 22.09 1986 г. № 250-1163. 5 с.

Таким образом, для того чтобы выдвинуть гипотезы о влиянии природно-хозяйственных факторов на загрязнение воды, был рассчитан УКИЗВ за 2023–2024 гг. по каждому пункту мониторинга и получившийся результат сравнен с 2022–2023 гг. (рис. 2).

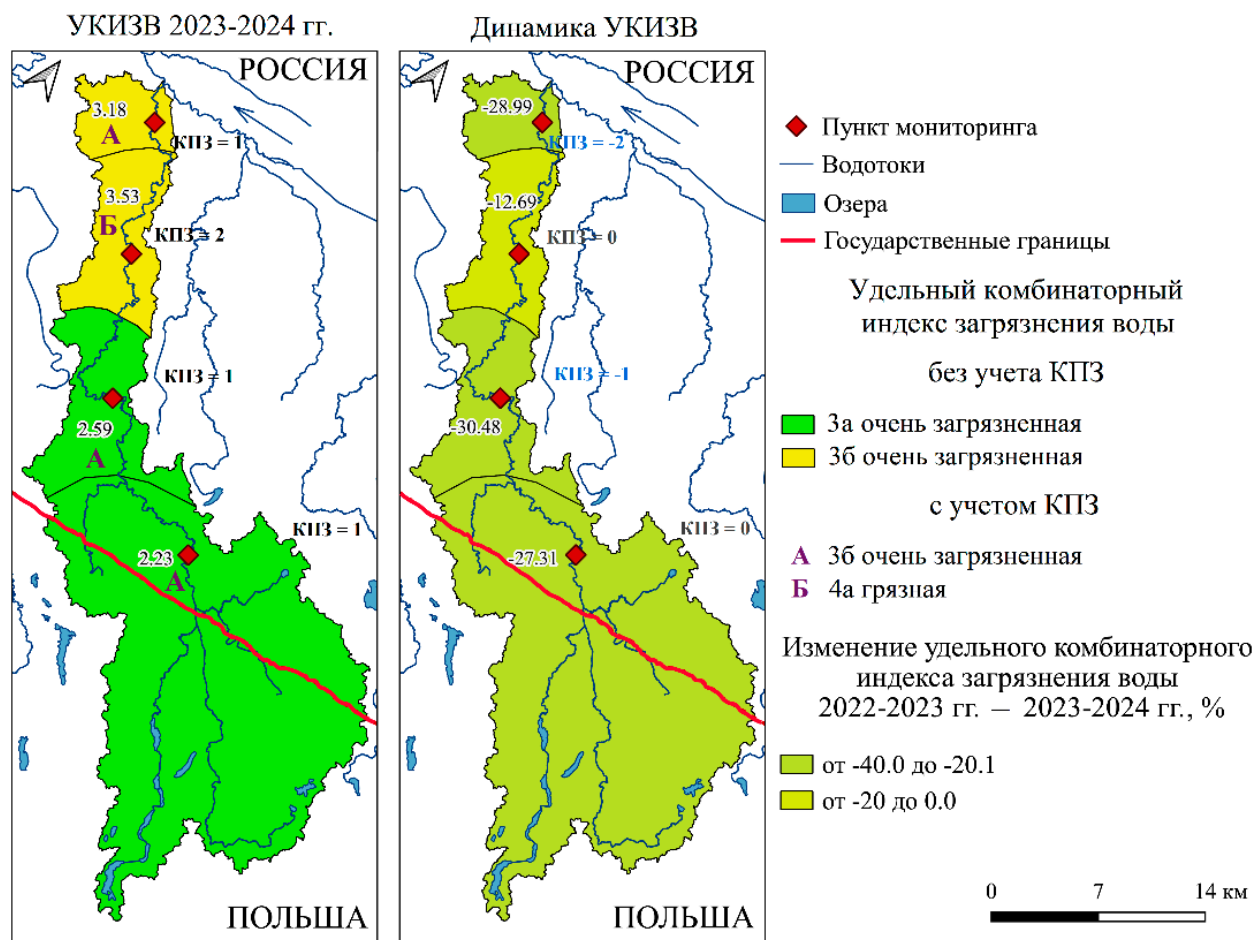


Рис. 2. Пространственно-временная изменчивость УКИЗВ в бассейне р. Красной 2023–2024 гг. по отношению к 2022–2023 гг.
Fig. 2. Spatio-temporal variability of the SCWPI in the Krasnaya River basin in 2023–2024 in relation to 2022–2023

В 2022–2023 гг. средний УКИЗВ составил 3,83, а класс качества воды варьировался без учета КПЗ от 3б (очень загрязненная) до 4а (грязная) и с учетом КПЗ от 3б (очень загрязненная) до 4б (грязная) [Спирин и др., 2024]. В 2023–2024 гг. ситуация улучшилась, и средний УКИЗВ стал равен 2,88, что меньше на 24,8 % по отношению к прошлому периоду; диапазон класса качества сместился на один пункт, и теперь он варьируется без учета КПЗ от 3а (очень загрязненная) до 3б (очень загрязненная) и с учетом КПЗ от 3б (очень загрязненная) до 4а (грязная).

Качество воды почти равномерно изменилось в пространстве по отношению к прошлому периоду. Падение УКИЗВ составило от 27,31 % до 30,48 %. Исключением стала точка КЗ — здесь уменьшение УКИЗВ составило 12,69 %. Распространение уровня загрязнения сохранило свою природу от истока к устью, или, другими словами, из лесной зоны к области с преобладанием сельскохозяйственных земель и урбанизированных территорий. Рост загрязнения в пространственном отношении почти идентичен для обоих периодов: 45,6 % в 2022–2023 гг. и 42,6 % в 2023–2024 гг. Различия наблюдаются лишь в

приросте КПЗ от 1 до 3 в 2022–2023 гг. и без изменений в 2023–2024 гг. В 2023–2024 гг. зафиксированы следующие несоответствия нормам:

- растворенный кислород (6 из 16 проб, средние кратности превышения ПДК = 2,26);
- ХПК (7 из 16 проб, средние кратности превышения ПДК = 1,13);
- БПК₅ (12 из 16 проб, средние кратности превышения ПДК = 1,20); нитриты (2 из 16 проб, средние кратности превышения ПДК = 0,36);
- аммоний (3 из 16 проб, средние кратности превышения ПДК = 0,52);
- фосфаты (1 из 16 проб, средние кратности превышения ПДК = 0,39);
- железо (14 из 16 проб, средние кратности превышения ПДК = 3,55);
- нефтепродукты (8 из 16 проб, средние кратности превышения ПДК = 1,08).

Перечень основных загрязнителей не претерпел сильных изменений по отношению к прошлому периоду. К систематическим все также относятся нефтепродукты, железо и сезонно-кислородные показатели. Явных превышений показателей биогенных элементов, которые бессистемно отмечались ранее, выявлено не было. Улучшение качества воды в текущем году связано с равномерным снижением концентрации загрязнителей, выявленных за время исследования.

Рассмотрим межсезонную изменчивость качества воды в 2023–2024 гг. (рис. 3).

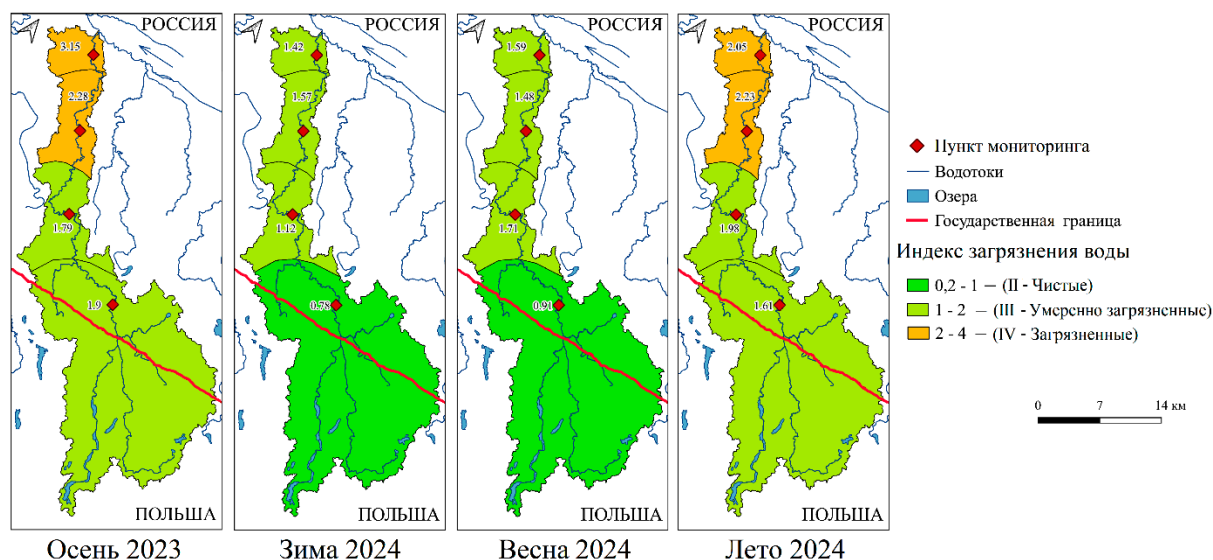


Рис. 3. Внутригодовая пространственно-временная изменчивость ИЗВ в бассейне р. Красной 2023–2024 гг.

Fig. 3. Intra-annual spatio-temporal variability of WPI in the Krasnaya River basin in 2023–2024

Как видно из рис. 3, в бассейне присутствует характерная сезонная изменчивость качества воды. В среднем от сезона к сезону ИЗВ распределен следующим образом:

- осенью — 2,28 (IV, загрязненные);
- зимой — 1,22 (III, умеренно загрязненные);
- весной — 1,42 (III, умеренно загрязненные);
- летом — 1,97 (III, умеренно загрязненные).

Если комплексно проанализировать сезонную и пространственную изменчивость ИЗВ и отмеченные несоответствия нормам ПДК, то можно выделить следующие факторы,

влияющие на качество воды: сельское хозяйство, урбанизация, подземные воды с высоким содержанием железа [Глуценко, 2008], сезонная водность, природные циклы водной и береговой растительности.

Пространственное распределение ИЗВ за 2023–2024 гг. аналогично УКИЗВ, поэтому дополнительных комментариев не требует. По сравнению с 2022–2023 гг. загрязнение в отдельные сезоны изменилось незначительно. Ранее увеличение ИЗВ от истока к устью проходило не так плавно. Различия ИЗВ между аналогичными сезонами 2022–2023 гг. и 2023–2024 гг. представлены на рис. 4.

Сезонная пространственно-временная динамика ИЗВ, представленная на рис. 4, имеет более дифференцированный характер по сравнению с межгодовым УКИЗВ. Если рассмотреть, как в среднем изменилось качество воды текущего периода по отношению к прошлому, то осенью 2023 г. оно стало выше на 41,68 %, зимой 2024 г. — на 33,09 %, весной 2024 г. — на 36,33 %. Исключением стал летний сезон 2024 г. — здесь наблюдается незначительное ухудшение (на 2,83 %). С учетом достаточно равномерной изменчивости по другим сезонам оно в первую очередь связано с сильным уменьшением водности (в 2,37 р.).

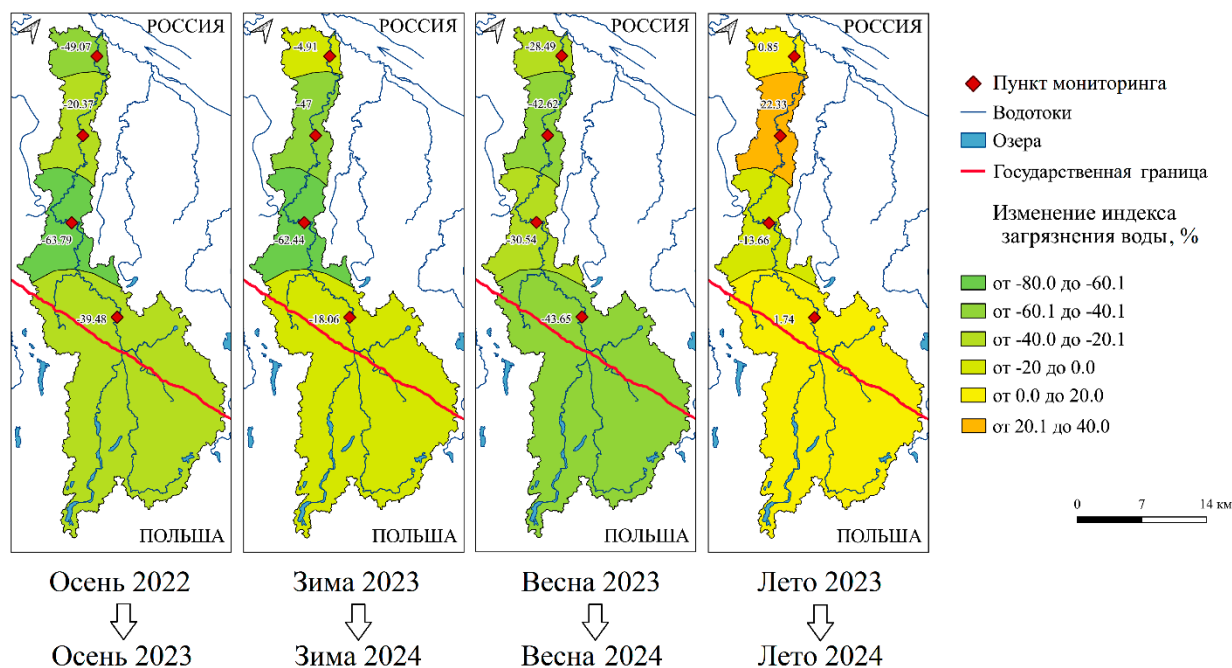


Рис. 4. Динамика ИЗВ между аналогичными сезонами 2022–2023 гг. и 2023–2024 гг. в бассейне р. Красной

Fig. 4. Dynamics of WPI between similar seasons of 2022–2023 and 2023–2024 in the Krasnaya River basin

Полученные результаты указывают на то, что в бассейн в период с 2023 по 2024 гг. количественно поступило на 30 % меньше загрязнений относительно периода с 2022 по 2023 гг. При этом стоит учитывать, что представленная относительная характеристика от сезона к сезону и от точки к точке в пространстве и времени изменяется неравномерно. Более детальная оценка вклада водности в ИЗВ приведена на рис. 5.

Проанализировав данный рисунок, можно заключить, что сезонная изменчивость водности реки может оказывать влияние на ИЗВ. Продолжительную осеннюю межень 2022 г. можно рассматривать как одну из причин высоких значений ИЗВ и неблагоприятного

качества вод в осенний сезон. В зимний сезон 2023 г. с увеличением водности рек классы качества воды улучшились. В весенний сезон 2023 г. отмечено половодье, в летний период 2023 г. высокая водность сохранилась, а качество вод незначительно изменилось по сравнению с зимним сезоном. Осенью 2023 г. начался спад стока, во время него качество воды немного ухудшилось. Зимний паводок, переходящий в весеннее половодье в 2024 г., вызвал значительное снижение ИЗВ. Падение стока летом 2024 г. сначала способствовало росту загрязнения.

Зачастую за периодом низкой водности следует повышение ИЗВ и наоборот, но такой процесс не повсеместен. Химический состав воды формируется под воздействием множества процессов, что объясняет недостаточно высокие коэффициенты корреляции между сезонной водностью и ИЗВ. Одним из ключевых элементов, влияющих на качество воды, является сельскохозяйственная деятельность и растительность. Однако их циклы активности далеко не всегда синхронизируются с периодами высокой или низкой водности, особенно в условиях изменчивого гидрологического режима, где отсутствуют четко выраженные временные фазы. Более того, воздействие водности на качество воды может варьироваться в зависимости от специфики гидрологических и природно-хозяйственных условий конкретного водосборного бассейна или его участка.

Как пример — поступление железа в воду из подземных источников не подчиняется явным сезонным или циклическим закономерностям. Это связано с тем, что концентрация железа зависит от геохимических процессов в почве и горных породах, которые могут происходить независимо от поверхностного стока или уровня осадков. Таким образом, даже в периоды высокой водности уровень железа может оставаться стабильным или изменяться непредсказуемо.

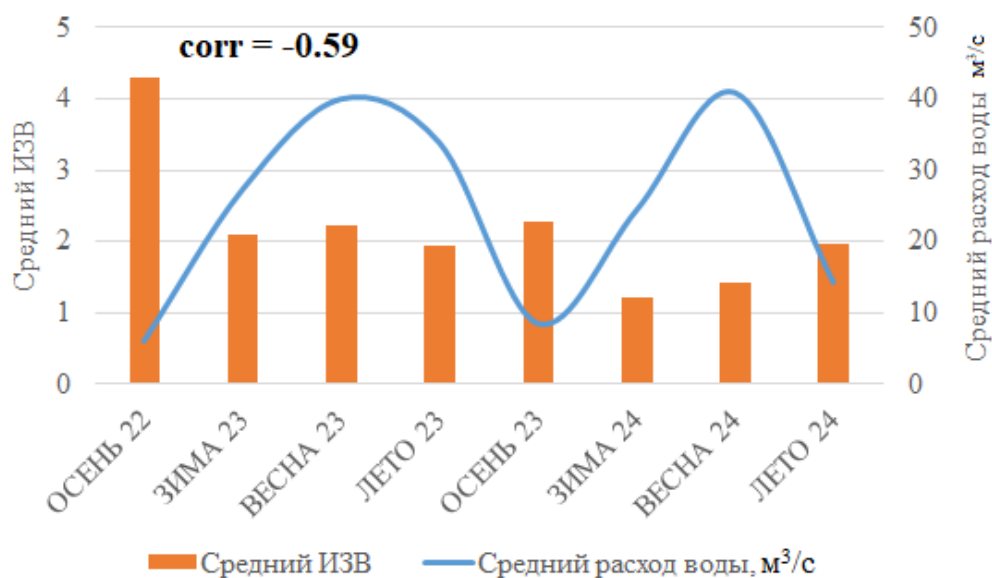


Рис. 5. Средние за сезон индексы загрязнения воды и средние по четырем пунктам расходы воды в р. Красной во время пробоотбора
Fig. 5. Average water pollution indices for the season and average water flow rates at four points in the Krasnaya River during sampling

В некоторых случаях увеличение водности может приводить к разбавлению загрязняющих веществ, снижая их концентрацию. В других ситуациях, напротив, интенсивный сток может способствовать вымыванию загрязнений с поверхности почвы,

что, наоборот, повышает уровень загрязнения воды. Это особенно характерно для бассейнов с интенсивной сельскохозяйственной деятельностью, где в воду могут попадать удобрения, пестициды и другие химические вещества.

Учитывая сложность и многогранность этих процессов, системно отследить вклад водности в величину ИЗВ бывает затруднительно. Тем не менее, важно принимать во внимание, что водность остается одной из ключевых причин, влияющих на качество воды, даже если ее воздействие не всегда очевидно.

ВЫВОДЫ

С 2023 по 2024 гг. наблюдаются улучшения качества воды в р. Красной по отношению к прошлому периоду. УКИЗВ почти равномерно уменьшился на 25 % и стал равен 2,88, что без учета КПЗ соответствует классу 3а (очень загрязненная). Перечень главных загрязнителей остался тем же: нефтепродукты, железо и кислородные показатели. Характер загрязнения от истока к устью предположительно связан с возрастанием антропогенной деятельности и уменьшением лесонасаждений, а также с аккумуляцией вещества. Свой вклад в загрязнения вносят подземные воды, обогащенные железом, но пока данный показатель не получил пространственно-временной привязки.

Анализ ИЗВ выявил сезонность загрязнений, которая может быть обусловлена достаточно большим количеством циклов природной и антропогенной нагрузки. Как и в более ранних наших работах, мы большое внимание уделяем фазам водного режима. При оценке и прогнозировании изменений химического состава воды необходимо учитывать не только антропогенные, но и гидрологические факторы. Стоит отметить, что в условиях регионального изменения климата, вследствие которого также изменяется и водный режим рек, влияние водности на качество воды может приобретать новые особенности. Например, учащение экстремальных погодных явлений, таких как засухи или наводнения, может усиливать нестабильность поступления загрязняющих веществ. Это делает актуальным дальнейшее изучение взаимосвязей между водностью, антропогенной нагрузкой и качеством воды для разработки более эффективных мер по управлению водными ресурсами. Таким образом, хотя связь между водностью и ИЗВ не всегда прямолинейна, ее учет остается важным элементом при анализе и прогнозировании состояния водных объектов.

БЛАГОДАРНОСТИ

Картографирование и работа с ГИС выполнены в Институте географии РАН в рамках государственного задания № FMWS-2024-0007.

ACKNOWLEDGMENTS

Mapping and work with GIS were carried out at the Institute of Geography, Russian Academy of Sciences within the framework of state assignment No. FMWS-2024-0007.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Ахмедова Н. Р., Великанов Н. Л., Наумов В. А. Оценка качества воды малых водотоков Калининградской области. Вода: химия и экология, 2015. № 10. С. 19–24.
- Балдаков Н. А., Кудишин А. В. Автоматизация расчета характеристик водосборного бассейна для решения задач моделирования поверхностного стока. Интерэкспо Гео-Сибирь, 2019. Т. 4. № 1. С. 83–89. DOI: 10.33764/2618-981X-2019-4-1-83-89.
- Берникова Т. А., Тылик К. В., Цветкова Н. Н. Физико-географическая характеристика реки Красной — памятника природы гидрологического профиля Калининградской области. Известия КГТУ, 2019. № 52. С. 11–23.

Валл Е. В., Ахмедова Н. Р. Эколого-гидрохимические исследования малых водотоков Калининградской области. Вестник науки и образования Северо-Запада России, 2021. Т. 7. № 4. С. 33–37.

Глушченко А. И. Экологическое состояние и качество подземных вод Калининградского скважинного водозабора. Вестник Балтийского федерального университета им. И. Канта. Серия: Естественные и медицинские науки, 2008. № 1. С. 28.

Джамалов Р. Г., Мироненко А. А., Мяжкова К. Г., Решетняк О. С., Сафронова Т. И. Пространственно-временной анализ гидрохимического состава и загрязнения вод в бассейне Северной Двины. Водные ресурсы, 2019. Т. 46. № 2. С. 149–160.

Дмитриева В. А., Нефедова Е. Г. Гидроэкологическая роль лесных насаждений в формировании режима водных ресурсов. Лесотехнический журнал, 2015. Т. 5. № 3(19). С. 22–33. DOI: 10.12737/14150.

Домнин Д. А., Домнина А. Ю., Попова И. Ю. Анализ состояния биогенной нагрузки в бассейнах рек муниципального уровня с учетом удерживающей роли прудов. Астраханский вестник экологического образования, 2021. № 1(61). С. 160–168. DOI: 10.36698/2304-5957-2021-20-1-160-168.

Зотов С. И., Спиринов Ю. А. Оценка геоэкологического состояния малых водотоков полейдерных земель: методический подход и картографическое обеспечение. ИнтерКарто. ИнтерГИС, 2022. Т. 28. № 2. С. 597–613. DOI: 10.35595/2414-9179-2022-2-28-597-613.

Кирейчева Л. В., Лентяева Е. А. Влияние сельскохозяйственного производства на загрязнение водных объектов. Природообустройство, 2020. № 5. С. 18–26. DOI: 10.26897/1997-6011/2020-5-18-27.

Нагорнова Н. Н. Геоэкологическая оценка состояния малых водотоков Калининградской области: диссертация на соискание ученой степени кандидата географических наук. Калининград, 2012. С. 8–19.

Наумов В. А., Ахмедова Н. Р. Инженерные изыскания в бассейне реки Преголи. Калининградский государственный технический университет. Калининград, 2017. 183 с.

Спиринов Ю. А., Зотов С. И., Таран В. С., Королева Ю. В. Оценка пространственных особенностей загрязнения рек юго-восточной части Калининградской области. ИнтерКарто. ИнтерГИС, 2023. Т. 29. № 1. С. 186–200. DOI: 10.35595/2414-9179-2023-1-29-186-200.

Спиринов Ю. А., Зотов С. И., Таран В. С., Филимонова А. А. Оценка пространственно-временной динамики загрязнения реки Красной в Калининградской области. Географический вестник, 2024. № 3(70). С. 113–124. DOI: 10.17072/2079-7877-2024-3-113-124.

Тылик К. В. Гидроэкологические особенности реки Красной — памятника природы гидрологического профиля Калининградской области. Известия КГТУ, 2021. № 61. С. 39–50. DOI: 10.46845/1997-3071-2021-61-39-50.

Эйдельман Я. В., Королева Ю. В., Голубева Ю. В. Комплексная оценка загрязнения реки Преголи и акватории Калининградского залива. Международный научно-исследовательский журнал, 2020. № 6-2(96). С. 74–78. DOI: 10.23670/IRJ.2020.96.6.051.

Domnin D., Chubarenko B., Lewandowski A. Vistula Lagoon catchment: Atlas of water use. Moscow: Exlibris Press, 2015.

Lämmchen M., Klasmeier J., Hernandez-Leal L., Berlekamp J. Spatial Modelling of Micro-pollutants in a Strongly Regulated Cross-border Lowland Catchment. Environmental Processes, 2021. V. 8. P. 973–992.

Tang J. Y., Cao P. P., Xu C., Liu M.S. Effects of aquatic plants during their decay and decomposition on water quality. *Ying Yong Sheng Tai Xue Bao*, 2013. V. 24(1). P. 83–90.

Xiong H. Study on the release of carbon, nitrogen and phosphorus from the decomposition of aquatic plants. *IOP Conference Series: Earth Environmental Sciences*, 2019. V. 384. P. 1–4.

REFERENCES

Akhmedova N. R., Velikanov N. L., Naumov V. A. Water quality assessment of small watercourses in the Kaliningrad Region. *Water: chemistry and ecology*, 2015. No. 10. P. 19–24 (in Russian).

Baldakov N. A., Kudishin A. V. Automation of calculation of catchment basin characteristics for solving surface runoff modeling problems. *Interexpo GEO-Siberia*, 2019. V. 4. No. 1. P. 83–89 (in Russian). DOI: 10.33764/2618-981X-2019-4-1-83-89.

Bernikova T. A., Tylik K. V., Tsvetkova N. N. Physical and geographical characteristics of the Krasnaya River — a natural monument of the hydrological profile of the Kaliningrad Region. *KSTU News*, 2019. No. 52. P. 11–23 (in Russian).

Dmitrieva V. A., Nefedova E. G. Hydroecological role of forest plantations in the formation of the water resources regime. *Lesotekhnicheskii zhurnal (Forestry Engineering Journal)*, 2015. V. 5. No. 3(19). P. 22–33 (in Russian). DOI: 10.12737/14150.

Domnin D., Chubarenko B., Lewandowski A. Vistula Lagoon catchment: Atlas of water use. Moscow: Exlibris Press, 2015.

Domnin D. A., Domnina A. Yu., Popova I. Yu. Analysis of the state of biogenic load in municipal river basins taking into account the retaining role of ponds. *Astrakhan Bulletin of Ecological Education*, 2021. No. 1(61). P. 160–168 (in Russian). DOI: 10.36698/2304-5957-2021-20-1-160-168.

Dzhamalov R. G., Mironenko A. A., Myagkova K. G., Reshetnyak O. S., Safronova T. I. Spatio-temporal analysis of the hydrochemical composition and pollution of waters in the Northern Dvina basin. *Water Resources*, 2019. V. 46. No. 2. P. 149–160 (in Russian).

Eidelman Ya. V., Korolyova Yu. V., Golubeva Yu. V. Comprehensive assessment of pollution of the Pregolya River and the Kaliningrad Bay. *International Research Journal*, 2020. No. 6-2(96). P. 74–78 (in Russian). DOI: 10.23670/IRJ.2020.96.6.051.

Glushchenko A. I. Ecological state and quality of groundwater in the Kaliningrad well water intake. *IKBFU's Vestnik. Natural and Medical Sciences*, 2008. No. 1. P. 28 (in Russian).

Kireycheva L. V., Lentiaeva E. A. The impact of agricultural production on the pollution of water bodies. *Prirodoobustrojstvo (Environmental Engineering)*, 2020. No. 5. P. 18–26 (in Russian). DOI: 10.26897/1997-6011/2020-5-18-27.

Lämmchen M., Klasmeier J., Hernandez-Leal L., Berlekamp J. Spatial Modelling of Micro-pollutants in a Strongly Regulated Cross-border Lowland Catchment. *Environmental Processes*, 2021. V. 8. P. 973–992.

Nagornova N. N. Geoecological assessment of the state of small watercourses in the Kaliningrad region: dissertation for a PhD of geographical sciences. Kaliningrad, 2012. P. 8–19 (in Russian).

Naumov V. A., Akhmedova N. R. Engineering surveys in the Pregolya River basin. Kaliningrad State Technical University. Kaliningrad, 2017. P. 183 (in Russian).

Spirin Yu. A., Zotov S. I., Taran V. S., Filimonova A. A. Assessment of spatio-temporal dynamics of pollution of the Krasnaya River in the Kaliningrad Region. *Geographical Bulletin*, 2024. No. 3(70). P. 113–124 (in Russian). DOI: 10.17072/2079-7877-2024-3-113-124.

Spirin Yu. A., Zotov S. I., Taran V. S., Korolyova Yu. V. Assessment of spatial features of pollution of rivers in the southeastern part of the Kaliningrad Region. *InterCarto. InterGIS*, 2023. V. 29. No. 1. P. 186–200 (in Russian). DOI: 10.35595/2414-9179-2023-1-29-186-200.

Tang J. Y., Cao P. P., Xu C., Liu M. S. Effects of aquatic plants during their decay and decomposition on water quality. *Ying Yong Sheng Tai Xue Bao*, 2013. V. 24(1). P. 83–90.

Tylik K. V. Hydroecological features of the Krasnaya River — a natural monument of the hydrological profile of the Kaliningrad Region. *KSTU News*, 2021. No. 61. P. 39–50 (in Russian). DOI: 10.46845/1997-3071-2021-61-39-50.

Vall E. V., Akhmedova N. R. Ecological and hydrochemical studies of small watercourses in the Kaliningrad Region. *Journal of Science and Education of North-West Russia*, 2021. V. 7. No. 4. P. 33–37 (in Russian).

Xiong H. Study on the release of carbon, nitrogen and phosphorus from the decomposition of aquatic plants. *IOP Conference Series: Earth Environmental Sciences*, 2019. V. 384. P. 1–4.

Zotov S. I., Spirin Yu. A. Assessment of the geoecological state of small watercourses in polder lands: a methodological approach and cartographic support. *InterCarto. InterGIS*, 2022. V. 28. No. 2. P. 597–613 (in Russian). DOI: 10.35595/2414-9179-2022-2-28-597-613.

УДК: 551.467.3(262.54)

DOI: 10.35595/2414-9179-2025-2-31-235-344

А. А. Магаева¹

ГЕОИНФОРМАЦИОННЫЙ АНАЛИЗ И КАРТОГРАФИРОВАНИЕ ЛЕДЯНЫХ ТОРОСИСТЫХ ОБРАЗОВАНИЙ АЗОВСКОГО И КАСПИЙСКОГО МОРЕЙ В 2015–2025 ГГ.

АННОТАЦИЯ

Статья посвящена исследованию ледяных торосистых образований (ЛТО) Азовского и Каспийского морей в 2015–2025 гг. на основе результатов спутникового мониторинга и ГИС. Исследуемый период характеризуется сокращением ледовитости Азовского и Каспийского морей, а также продолжающимся падением уровня Каспийского моря, что оказывает влияние на формирование и локализацию ЛТО. Геоинформационный анализ совместно с цифровыми моделями рельефа дна позволил оценить местоположение ЛТО. Установлено, что наибольшее количество ЛТО сосредоточено на глубинах 1–2 м, максимальная глубина распространения единичных ледяных объектов — 9 м. Построены карты вероятности формирования ЛТО Азовского и Каспийского морей для периода 2015–2025 гг. Карты представлены в электронном варианте «Атласа опасных гидрометеорологических явлений в Азовском и Каспийском морях в XX–XXI вв.», который содержит результаты исследований опасных гидрометеорологических явлений и их сочетаний, совместного воздействия на берега и гидротехнические сооружения. В Азовском море ЛТО расположены преимущественно в Таганрогском зал., что обусловлено малой площадью морского льда в последние годы. Однако в отдельные зимы с большей площадью льда ЛТО могут образовываться в открытом море и у входа в Керченский пролив (например, в зимы 1953/54, 1955/56 гг. и др.). На Северном Каспии зона активного торошения льда захватывает большую площадь. Ледяные торосистые образования с вероятностью 75–100 % образуются в районе взморья дельты р. Волги и на мелководье восточной части Северного Каспия от устья Урала до п-ва Бузачи и в районе о-ов Кулалы.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: ледяные торосистые образования, морской лёд, ледовитость, Азовское море, Каспийское море, ГИС

Anastasia A. Magaeva²

GEOINFORMATION ANALYSIS AND MAPPING OF ICE HUMMOCKY FORMATIONS OF THE AZOV AND CASPIAN SEAS IN 2015-2025

ABSTRACT

The article is dedicated to the investigation of ice hummocky formations of the Azov and Caspian Seas in 2015–2025 based on the results of satellite monitoring and GIS. During this period, the ice cover of the Azov and Caspian Seas is decreasing, and the sea level of the Caspian Sea continues to decline. As a result, these changes affect the formation and localization of ice

¹ Федеральный исследовательский центр Южный научный центр Российской академии наук, пр-т Чехова, д. 41, Ростов-на-Дону, Россия, 344006, e-mail: a.magaeva@mail.ru

² Southern Scientific Centre of Russian Academy of Sciences, 41, Chekhova ave., Rostov-on-Don, 344006, Russia, e-mail: a.magaeva@mail.ru

hummocky formations. The location of the ice hummocky formations was estimated using geoinformation analysis and digital elevation models. The results showed that the largest number of ice hummocky formations are concentrated at depths of 1–2 m, the maximum depth of distribution of some single ice objects is 9 m. Maps of the probability of formation of ice hummocky formations have been created for the period 2015–2025. The maps are presented in the electronic version of the “Atlas of dangerous hydrometeorological phenomena in the Azov and Caspian Seas in the 20th–21st centuries”, which contains the results of studies of dangerous hydrometeorological phenomena and their combinations, the combined impact on the coast and hydraulic structures. In the Sea of Azov, ice hummocky formations are located mainly in the Taganrog Bay, which is due to the small area of sea ice in recent years. However, in some winters with a larger ice area, ice hummocky formations can form in the open sea and at the entrance to the Kerch Strait (for example, in the winters of 1953/54, 1955/56, etc.). In the Northern Caspian, the zone of active ice hummocking covers a larger area. Ice hummock formations with a probability of 75–100 % are formed in the coastal area of the Volga Delta and in the shallow waters of the eastern part of the Northern Caspian from the mouth of the Ural to the Buzachi Peninsula and in the area of the Kulaly Islands.

KEYWORDS: ice hummocky formations, sea ice, ice concentration, Sea of Azov, Caspian Sea, GIS

ВВЕДЕНИЕ

Азовское и Каспийского моря — это южные замерзающие акватории, выгодное географическое положение которых обусловило широкое развитие морской транспортной сети. В Азово-Черноморском бассейне расположено 8 портов, в Северном Каспии — 3. Основными особенностями портов российского сектора являются относительно небольшие глубины и сезонный ледяной покров. Для обеспечения безопасного мореплавания здесь ежегодно проводятся дноуглубительные работы, а в зимний период организована ледовая проводка судов. Но иногда, ледовые условия бывают настолько сложными для судоходства, что ледоколы не справляются со своей задачей. Например, в январе 2008 г. около 150 судов ожидало ледокольной проводки у кромки льда в Керченском проливе. В экстремально суровую зиму 1953/1954 гг. вся акватория Северного Каспия была занята припаем толщиной 60–65 см, ледокольная проводка была приостановлена ввиду ее неэффективности, несколько нефтяных вышек были разрушены. Усложняет судоходство и работу ледоколов активное торошение льда. Данные процессы широко развиты на Азовском и северной части Каспийского морей ввиду их физико-географических особенностей: мелководность, извилистость береговой черты и довольно сложный рельеф дна с большим количеством банок, кос и островов в совокупности с ветровой активностью и колебаниями уровня создают благоприятные условия для торошения льдов и образования торосов и стамух. Подвижки этих ледяных торосистых образований приводят к механическому выпаживанию дна, образованию специфических ледово-экзарационных форм [Кошечкин, 1958; Barnes et al., 1984]. Данные процессы представляют опасность для гидротехнических и других инженерных сооружений. Так, в зимний сезон 2012–2013 гг. подвижки и наслоение льдин, толщина которых достигала нескольких десятков сантиметров, привели к аварии на нефтепромысле «Кашаган» в Казахском секторе Северного Каспия, где льдом были повреждены четыре нитки трубопровода, проложенного по дну без заглупления [Огородов и др., 2019].

Локализация ледяных торосистых образований зависит от степени суровости зимы и развития ледяного покрова на акватории, а также текущего положения уровня моря [Бухарицин и др., 2015]. Ранее в работе [Бухарицин, 1984] было показано, что падение уровня Каспийского моря в 1973–1980 гг. привело к смещению зоны максимальной

торосистости на юг от берега, в сторону больших глубин. Анализ зон ледовой экзарации на Аральском море [Maznev et al., 2019] также показал, что при падении уровня ледяные образования и зоны максимальных воздействий смещаются вслед за уровнем, удаляясь от изначальной береговой черты. Исследование [Ogorodov et al., 2020], в котором была применена цифровая модель рельефа (ЦМР) дна Северного Каспия, созданная в Научно-исследовательской лаборатории геоэкологии Севера Географического факультета Московского государственного университета им. М. В. Ломоносова (МГУ), показало, что подъем уровня в 2013–2019 гг. на ≈ 1 м по сравнению с периодом 1973–1980 гг. привел к значительному уменьшению расстояния до берега и глубины посадки стамух на мель.

Исследований, посвященных процессам торошения льдов и локализации ледяных торосистых образований Азовского моря чрезвычайно мало, в особенности для современных ледовых условий. В публикации [Атлас..., 1962] представлены карты распределения торосистого льда в Азовском море для различных типов зим для фактически наблюдавшихся условий, т. к. многолетние наблюдения на тот момент отсутствовали. В работе [Гидрометеорология..., 1991] представлена схема зон торосистости льда Азовского моря по данным прибрежных пунктов и судовых наблюдений. В ходе ранее выполненного исследования [Магаева, 2025] на основе данных дистанционного зондирования земли получены данные о локализации ЛТО Азовского моря для 2015–2024 гг. Данный период характеризуется сокращением ледовитости Азовского и Каспийского морей, изменением ветро-волновой активности [Яицкая, Магаева, 2025], а также продолжающимся с 2005 г. падением уровня Каспийского моря. Актуальная информация о локализации ЛТО в условиях изменения климата позволит повысить безопасность морского природопользования в акваториях Азовского и Каспийского морей.

Цель настоящей работы — выполнить геоинформационный анализ и картографирование ЛТО Азовского и Каспийского морей для современного гидроклиматического периода 2015–2025 гг.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Информационной основой исследования является геоинформационная система (ГИС) «Ледовый режим южных морей России». ГИС разработана как уникальная среда для сбора, хранения, накопления, быстрого доступа к данным, их совместного использования и различных манипуляций [Магаева, Яицкая, 2021]. ГИС включает информацию о ледовых характеристиках в Азовском, Черном и Каспийском морях за период 1916–2025 гг. Также ГИС содержит данные о ЛТО, полученные из исторических картосхем авиаразведки и литературных источников [Атлас..., 1961; Атлас..., 1962; Гидрометеорология..., 1992], и данные из информационной системы ICEMAN¹ — положение стамух в Каспийском море за период 2013–2020 гг.

Данные о локализации ЛТО Азовского моря получены в ходе спутникового мониторинга для 2015–2025 гг., для Каспийского моря — для 2021–2025 гг. Алгоритм обнаружения ЛТО подробно описан в [Обнаружение..., 2017]. В ходе работы были использованы радиолокационные спутниковые снимки Sentinel-1 и оптические снимки Sentinel-2, а также Landsat-8. Работа со снимками проводилась с помощью сервиса «BS ИКИ-Мониторинг» разработанного Институтом космических исследований РАН [Loupian et al., 2022]. Сервис предоставляет распределенный доступ к многолетним ежедневно пополняющимся архивам спутниковых данных и получаемым на их основе различным информационным продуктам.²

¹ ICEMAN. Электронный ресурс: <https://www.ice-service.net/> (дата обращения 17.08.2024)

² ВЕГА-Science (УНУ «BS ИКИ-Мониторинг»). Электронный ресурс: <http://sci-vega.ru/> (дата обращения 17.08.2024)

Все исходные данные были объединены в ГИС, что позволило выполнить геоинформационный анализ местоположения и картографирование вероятности встречи ледяных торосистых образований Азовского и Каспийского морей для современных гидроклиматических условий 2015–2025 гг. Для создания карт вероятности была использована сетка с размером ячейки 10×10 км, которая ранее применялась для построения карт вероятности встречи льда и припая [Магаева, Яицкая, 2021]. Всего — 442 ячейки для Азовского моря и 1 371 ячейка для северной части Каспийского моря. Для каждой ячейки был выполнен расчет вероятности наличия ЛТО P_k (1):

$$P_k = \frac{N_k}{n_k} * 100 \% \quad (1),$$

где N_k — число встреч ЛТО,
 n_k — количество наблюдений в k -й ячейке.

Для оценки местоположения ЛТО использованы цифровые модели рельефа дна, созданные на основе карт батиметрии различного масштаба [Яицкая, 2016; Matishov, 2006].

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Период 2015–2025 гг. характеризуется чередованием умеренных и мягких зим, суровых зимних периодов не наблюдалось. Значения сумм градусодней мороза (СГДМ) Азовского моря по данным пункта наблюдений Таганрог варьируется от $-524,4$ °С до $-57,2$ °С, северной части Каспийского моря по данным пункта наблюдений Астрахань — от $-423,1$ °С до $-110,3$ °С.

Среднее значение ледовитости Азовского моря за 2015–2025 гг. составляет 10,4 %, северной части Каспийского — 46,5 %, что меньше как среднееголетнее значения 1950–2025 гг., так и климатической нормы 1991–2020 гг. (табл. 1). Таким образом, тенденция сокращения площади льда с начала 1990-х гг. [Яицкая, Магаева, 2025] продолжается по настоящее время.

Табл. 1. Значения сумм градусодней мороза (СГДМ) и ледовитости Азовского и Каспийского морей

Table 1. Cumulative freezing degree-days and sea ice cover of the Azov and Caspian Seas

Акватория	Параметр	1950–2025	1991–2020	2015–2025
Азовское море	СГДМ Таганрог, °С	544	459	253
	Ледовитость, %	28,4	27,1	10,4
Каспийское море (северная часть)	СГДМ Астрахань, °С	446	367	261
	Ледовитость, %	55	49,2	46,5

По данным [Беспалова и др., 2020], среднееголетнее за 2003–2016 гг. значение уровня Азовского моря составляет 486 см. Уровень моря растет в среднем на 0,17 см/год, что сопоставимо с ростом уровня Мирового океана за последнее столетие [Venevsky et al., 2024]. По другим оценкам [Гинзбург и др., 2021], основанным на данных спутниковой альтиметрии, за период 1993 по 2020 гг. скорость подъема уровня Азовского моря составила $+0,21 \pm 0,05$ см/год, в результате чего уровень моря поднялся примерно на 6 см.

Уровень Каспийского моря с начала проведения инструментальных наблюдений и до XX в. колебался в среднем около отметки минус 25,8 м [Матишов и др., 2018]. Затем наблюдалась тенденция понижения, продлившаяся до 1977 г., когда уровень моря

находился на самой низкой отметке — $-29,0$ м. С 1980-х до 2005 г. уровень моря повышался и, достигнув отметки $-26,7$ м, начал падение, которое продолжается до настоящего времени. По информации¹, в конце 2024 г. уровень Каспийского моря достиг рекордно низкого уровня — $-29,5$ м.

На рис. 1 представлены карты вероятности формирования ледяных торосистых образований Азовского и Каспийского морей для периода 2015–2025 гг. На современном этапе, характеризующемся сокращением ледовитости Азовского моря, ледяные торосистые образования расположены преимущественно в Таганрогском заливе. В вершине залива вероятность встречи ЛТО составляет 50–100 %, в прибрежных районах залива — от 10 до 50 %. В открытой части моря за исследуемый период зафиксированы единичные ЛТО, что обусловлено малой площадью морского льда в последние годы. Однако в отдельные зимы с большей площадью льда ЛТО могут образовываться в открытом море и у входа в Керченский пролив (например, в зимы 1953/54, 1955/56 гг. и др.). Зона наибольшей концентрации ЛТО Азовского моря сосредоточена на глубинах 1–2 м; максимальная глубина, на которой зафиксированы ЛТО — 9 м.

На Каспийском море, ввиду большего распространения припая и его динамики в течение зимнего сезона, зона активного торошения льда захватывает большую площадь, нежели на Азовском море. Ледяные торосистые образования с вероятностью 75–100 % образуются в районе взморья дельты р. Волги и на мелководье восточной части Северного Каспия от устья Урала до п-ова Бузачи и в районе о-вов Кулалы. Наименьшая вероятность образования ЛТО в пределах впадины Уральская бороздина, глубина которой — 5–8 м, и в районе о-ва Тюлений. Наибольшая глубина распространения ЛТО — 9,6 м, единичный объект зафиксирован в зимний сезон 2016/2017 гг. в районе мыса Тюб-Караган.

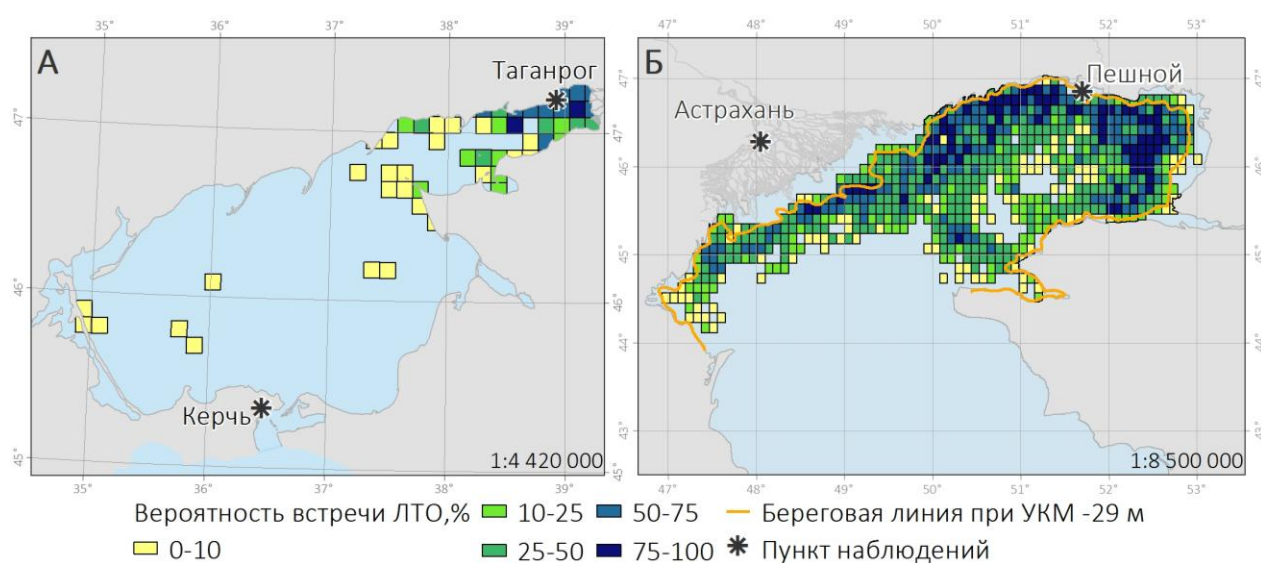


Рис. 1. Вероятность формирования ледяных торосистых образований за 2015–2025 гг. А — Азовское море, Б — Каспийское море

Fig. 1. Probability of formation of ice hummocky formations 2015–2025.

A — Sea of Azov, B — Caspian Sea

¹ ИзвестияИЗ. «Каспий достиг рекордно низкого уровня за последние 400 лет». Электронный ресурс: <https://iz.ru/1838800/andrei-korsunov/kaspii-dostig-rekordno-nizkogo-urovna-za-poslednie-400-let> (дата обращения 1.04.2025)

Локализация ледяных торосистых образований варьируется год от года в зависимости от гидрометеорологических условий зимнего сезона. Прямой взаимосвязи между локализацией ЛТО и гидрологическими параметрами не обнаружено: коэффициент корреляции ледовитости и средней глубины местоположения ЛТО составляет 0,6, между уровнем моря и средней глубиной местоположения ЛТО — $-0,4$ (для Каспийского моря). Однако несмотря на это, графики распределения ЛТО по глубине (рис. 2) показывают, что в 2025 г. продолжающееся падение уровня Каспийского моря привело к смещению зоны максимальной концентрации ЛТО.

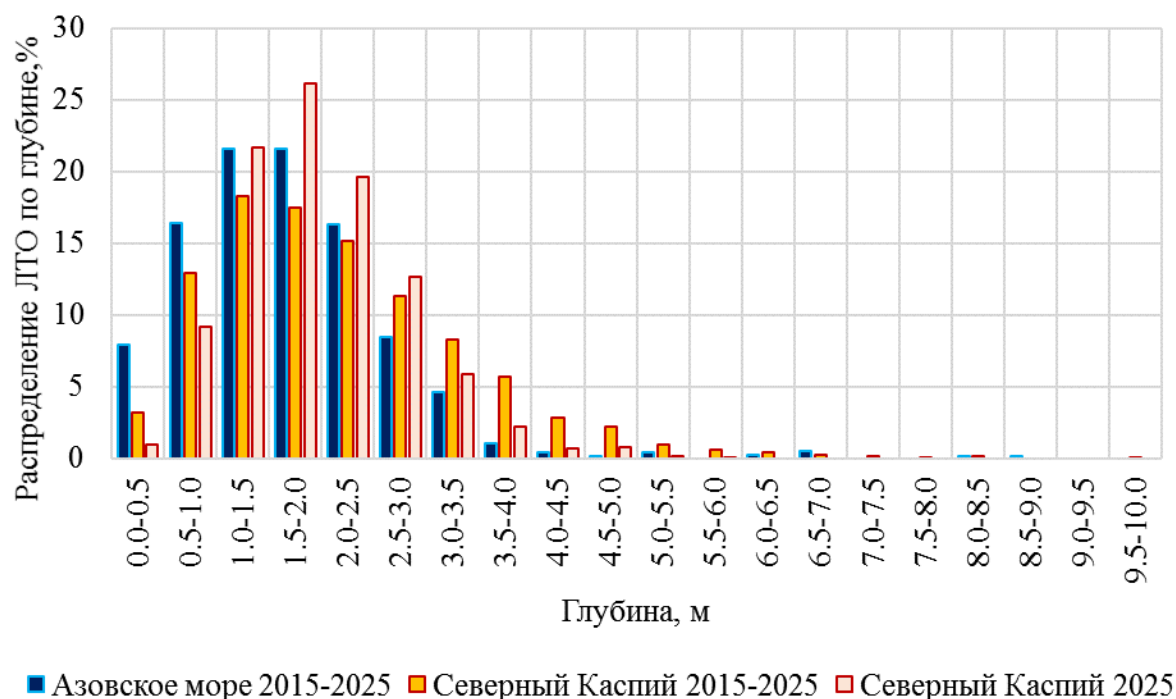


Рис. 2. Распределение ЛТО Азовского и Каспийского морей по глубине
Fig. 2. Distribution of ice hummocky formations of the Azov and Caspian Seas by depth

Полученные результаты еще раз подтверждают, что мониторинг и оценка динамики морского льда в условиях изменения климата и, как следствие, перестройки гидрометеорологического режима морей является чрезвычайно важной и актуальной задачей не только для получения новых фундаментальных знаний о природных процессах, но и для отраслей экономики и хозяйства. Разработанные карты вероятности встречи ледяных торосистых образований Азовского и Каспийского морей, а также карты вероятности встречи льда и припая, карты районирования акваторий по степени проявления опасных ледовых явлений представлены в электронном варианте «Атласа опасных гидрометеорологических явлений в Азовском и Каспийском морях в XX–XXI вв.».¹ Атлас содержит результаты исследований опасных гидрометеорологических явлений и их сочетаний, совместного воздействия на берега и гидротехнические сооружения. Разработанный комплекс карт имеет особую практическую значимость, т. к. может быть использован для морского пространственного планирования, обеспечения безопасности природопользования и эксплуатации морских и прибрежных гидротехнических сооружений.

¹ Атлас опасных гидрометеорологических явлений в Азовском и Каспийском морях в XX–XXI вв. Электронный ресурс: <http://caspien-atlas.com/> (дата обращения 1.04.2025)

ВЫВОДЫ

На основе данных дистанционного зондирования земли выполнен геоинформационный анализ и картографирование зон скопления ЛТО Азовского и Каспийского морей для периода 2015–2025 гг.

Установлено, что наибольшее число ледяных торосистых образований формируется на глубинах 1–2 м. В Азовском море на фоне сокращения ледовитости ледяные торосистые образования образуются преимущественно в Таганрогском заливе. В Каспийском море, ввиду большего распространения припая и его динамики в течение зимнего сезона, зона активного торошения льда захватывает большую площадь, нежели на Азовском море. Наибольшее число ЛТО образуется в районе взморья дельты р. Волги и на мелководье восточной части Северного Каспия от устья Урала до п-ова Бузачи и в районе о-ов Кулалы. Однако продолжающееся в 2025 г. падение уровня Каспийского моря привело к смещению зоны максимальной концентрации ледяных образований.

БЛАГОДАРНОСТИ

Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 24-77-00088, <https://rscf.ru/project/24-77-00088/>.

ACKNOWLEDGEMENTS

The study was funded by the Russian Science Foundation, No. 24-77-00088, <https://rscf.ru/en/project/24-77-00088/>.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Атлас льдов Каспийского моря: Практическое пособие для работников морского флота и рыбной промышленности Л.: Гидрометеиздат, 1961. 76 с.

Атлас льдов Черного и Азовского морей. Л.: Гидрометеиздат, 1962. 120 с.

Беспалова Л. А., Цыганкова А. Е., Беспалова Е. В., Мисиров С. А. Штормовые нагоны в Азовском море и их влияние на абразионные процессы. Труды Южного научного центра Российской академии наук, 2020. Т. 8. С. 111–121. DOI: 10.23885/1993-6621-2020-8-111-121.

Бухарицин П. И. Особенности процессов торошения ледяного покрова северной части Каспийского моря. Водные ресурсы, 1984. № 6. С. 115–123.

Бухарицин П. И., Огородов С. А., Архипов В. В. Воздействие ледяных образований на дно Северного Каспия в условиях колебаний уровня и ледовитости. Вестник Московского университета. Серия 5. География, 2015. № 2. С. 101–108.

Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. V. Азовское море. СПб.: Гидрометеиздат, 1991. 237 с.

Гидрометеорология и гидрохимия морей. Т. VI. Каспийское море. Вып. 1. Гидрометеорологические условия. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 360 с.

Гинзбург А. И., Костяной А. Г., Серых И. В., Лебедев С. А. Климатические изменения гидрометеорологических параметров Черного и Азовского морей (1980–2020). Океанология, 2021. Т. 61. № 6. С. 900–912. DOI: 10.31857/S003015742106006X.

Кошечкин Б. И. Следы деятельности подвижных льдов на поверхности дна мелководных участков Северного Каспия. Труды Лаборатории аэрометодов АН СССР, 1958. Т. 6. С. 227–234.

Магаева А. А. Спутниковый мониторинг ледяных торосистых образований Азовского моря в 2015–2024 гг. Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса, 2025. Т. 22. № 2. С. 256–266. DOI: 10.21046/2070-7401-2025-22-2-256-266.

Магаева А. А., Яицкая Н. А. Динамика припая Азовского моря в XXI веке. ИнтерКарто. ИнтерГИС. Материалы Международной конференции, 2021. Т. 27. № 3. С. 74–84. DOI: 10.35595/2414-9179-2021-3-27-74-84.

Матишов Д. Г., Яицкая Н. А., Бердников С. В. Изменение температуры и солености вод Каспийского моря в XX веке. Океанология, 2018. Т. 58. № 6. С. 864–874. DOI: 10.1134/S0030157418060114.

Обнаружение по спутниковым данным опасных ледяных образований вблизи инженерных объектов хозяйственной деятельности на шельфе Арктических морей: методическое пособие. СПб.: АНИИ, 2017. 75 с.

Огородов С. А., Мазнев С. В., Бухарицин П. И. Ледово-экзарационный рельеф на дне Каспийского и Аральского морей. Известия Русского географического общества, 2019. Т. 151. № 2. С. 35–50. DOI: 10.31857/S0869-6071151235-50.

Яицкая Н. А. Цифровая модель рельефа дна Каспийского моря. Экология. Экономика. Информатика, 2016. С. 187–196.

Яицкая Н. А., Магаева А. А. Климатический сдвиг гидрометеорологического режима Азовского и Каспийского морей. География и природные ресурсы, 2025. Т. 46. № 1. С. 105–113. DOI: 10.15372/GIPR20250110.

Barnes P. W., Rearic D. M., Reimnitz E. Ice Gouging Characteristics and Processes. The Alaskan Beaufort Sea: Ecosystems and Environments, 1984. P. 185–212.

Loupian E., Burtsev M., Proshin A., Kashnitskii A., Balashov I., Bartalev S., Konstantinova A., Kobets D., Radchenko M., Tolpin V., Uvarov I. Usage Experience and Capabilities of the VEGA-Science System. Remote Sensing, 2022. V. 14. No. 1. P. 77. DOI: 10.3390/rs14010077.

Matishov G. G. New Data on Bottom Geomorphology of the Sea of Azov. Doklady Earth Sciences, 2006. V. 409. No. 6. P. 853–85. DOI: 10.1134/S1028334X06060031.

Maznev S. V., Ogorodov S. A., Baranskaya A. V., Selyuzhenok V. V. Aral Sea Ice Conditions in the Second Part of the 20th Century and their Effect on the Bottom Topography. Proceedings of the International Conference on Port and Ocean Engineering under Arctic Conditions, POAC, 2019. P. 1–10.

Ogorodov S. A., Magaeva A. A., Maznev S. V., Yaitskaya N. A., Vernyayev S., Sigitov A., Kadranov Y. Ice Features of the Northern Caspian under Sea Level Fluctuations and Ice Coverage Variations. Geography, Environment, Sustainability, 2020. V. 13. No. 3. P. 129–138. DOI: 10.24057/2071-9388-2020-77.

Venevsky S. V., Berdnikov S. V., Day J. W., Sorokina V. V., Gong P., Kleshchenkov A. Y., Kulygin V. V., Li W., Misirov S. A., Sheverdyayev I. V. Don River Delta Hydrological and Geomorphological Transformation under Anthropogenic and Natural Forcings. Dynamics of Delta Shoreline, Risk of Coastal Flooding and Related Management Options. Ocean & Coastal Management, 2024. V. 258. P. 107364. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2024.107364.

REFERENCES

- Atlas of the Black and Azov Seas Ice. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1962. 120 p. (in Russian).
Atlas of Caspian Sea Ice: A Practical Guide for Workers of the Maritime Fleet and Fishing. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1961. 76 p. (in Russian).

Barnes P. W., Rearic D. M., Reimnitz E. Ice Gouging Characteristics and Processes. The Alaskan Beaufort Sea: Ecosystems and Environments, 1984. P. 185–212.

Bespalova L. A., Tsygankova A. E., Bespalova E. V., Misirov S. A. Storm Surges in the Sea of Azov and their Impact on Abrasion Processes. Proceedings of the Southern Scientific Center of the Russian Academy of Sciences, 2020. V. 8. P. 111–121 (in Russian). DOI: 10.23885/1993-6621-2020-8-111-121.

Bukharitsin P. I. Features of Processes of Ice Hummocking in the Northern Part of the Caspian Sea. Water resources, 1984. No. 6. P. 115–123 (in Russian).

Bukharitsin P. I., Ogorodov S. A., Arkhipov A. A. Impact of Ice Bodies on the Seabed of the Northern Caspian Sea under Sea Level Fluctuation and Ice Coverage Changes. Moscow University Bulletin. Series 5. Geography, 2015. No. 2. P. 101–108 (in Russian).

Detection Using Satellite Data Hazardous Ice Formations Near Engineering Facilities of Economic Activity on the Shelf of the Arctic Seas: A Methodical Manual. Saint Petersburg: AARI, 2017. 76 p. (in Russian).

Ginzburg A. I., Kostianoy A. G., Serykh I. V., Lebedev S. A. Climate Change in the Hydrometeorological Parameters of the Black and Azov Seas (1980–2020). Oceanology, 2021. V. 61. No. 6. P. 745–756. DOI: 10.1134/S0001437021060060.

Hydrometeorology and Hydrochemistry of Seas. V. VI. Caspian Sea. Iss. 1. Hydrometeorological Conditions. St. Petersburg: Gidrometeoizdat, 1992. 360 p. (in Russian).

Hydrometeorology and Hydrochemistry of the USSR Seas. V. V. The Sea of Azov. St. Petersburg: Gidrometeoizdat, 1991. 237 p. (in Russian).

Koshechkin B. I. Traces of the Action of the Drifting Ice on the Sea Bottom in Shallow-Water Areas of the Northern Caspian. Proceedings of the Laboratory of Aeromethods of the USSR Academy of Sciences, 1958. V. 6. P. 227–234 (in Russian).

Loupian E., Burtsev M., Proshin A., Kashnitskii A., Balashov I., Bartalev S., Konstantinova A., Kobets D., Radchenko M., Tolpin V., Uvarov I. Usage Experience and Capabilities of the VEGA-Science System. Remote Sensing, 2022. V. 14. No. 1. P. 77. DOI: 10.3390/rs14010077.

Magaeva A. A. Satellite Monitoring of Ice Hummocky Formations in the Sea of Azov in 2015–2024. Current Problems in Remote Sensing of the Earth from Space, 2025. V. 22. No. 2. P. 256–266 (in Russian). DOI: 10.21046/2070-7401-2025-22-2-256-266.

Magaeva A. A., Yaitskaya N. A. Fast Ice Dynamics of the Sea of Azov in the XXI Century. InterCarto. InterGIS. Proceedings of the International Conference, 2021. V. 27. Part 3. P. 74–84 (in Russian). DOI: 10.35595/2414-9179-2021-3-27-74-84.

Matishov G. G. New Data on Bottom Geomorphology of the Sea of Azov. Doklady Earth Sciences, 2006. V. 409. No. 6. P. 853–85. DOI: 10.1134/S1028334X06060031.

Matishov D. G., Yaitskaya N. A., Berdnikov S. V. Temperature and Salinity Variations in Caspian Sea Waters in the 20th Century. Oceanology, 2018. Vol. 58. No. 6. P. 786–795. DOI: 10.1134/S0001437018060103.

Maznev S. V., Ogorodov S. A., Baranskaya A. V., Selyuzhenok V. V. Aral Sea Ice Conditions in the Second Part of the 20th Century and their Effect on the Bottom Topography. Proceedings of the International Conference on Port and Ocean Engineering under Arctic Conditions, POAC, 2019. P. 1–10.

Ogorodov S. A., Magaeva A. A., Maznev S. V., Yaitskaya N. A., Vernyayev S., Sigitov A., Kadranov Y. Ice Features of the Northern Caspian under Sea Level Fluctuations and Ice Coverage

Variations. *Geography, Environment, Sustainability*, 2020. V. 13. No. 3. P. 129–138. DOI: 10.24057/2071-9388-2020-77.

Ogorodov S. A., Maznev S. V., Bukharitsin P. I. Ice Gouging Topography on the Caspian and Aral Seas Bottom. *Izvestiya Russkogo Geograficheskogo Obshestva (Proceedings of the Russian Geographical Society)*, 2019. V. 151. No. 2. P. 35–50 (in Russian). DOI: 10.31857/S0869-6071151235-50.

Venevsky S. V., Berdnikov S. V., Day J. W., Sorokina V. V., Gong P., Kleshchenkov A. Y., Kulygin V. V., Li W., Misirov S. A., Sheverdyaev I. V. Don River Delta Hydrological and Geomorphological Transformation under Anthropogenic and Natural Forcings. Dynamics of Delta Shoreline, Risk of Coastal Flooding and Related Management Options. *Ocean & Coastal Management*, 2024. V. 258. P. 107364. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2024.107364.

Yaitskaya N. A. Digital Elevation Model of the Caspian Sea Bottom. *Ecology. Economy. Informatics*, 2016. P. 187–196 (in Russian).

Yaitskaya N. A., Magaeva A. A. Climatic Shift in the Hydrometeorological Regime of the Sea of Azov and the Caspian Sea. *Geography and Natural Resources*, 2025. V. 46. No. 1. P. 59–66. DOI: 10.1134/S1875372825700076.

УДК: 912.4

DOI: 10.35595/2414-9179-2025-2-31-245-358

В. Ю. Третьяков¹, В. В. Дмитриев², С. М. Клубов³

МЕТОДИКА ВЫЯВЛЕНИЯ ВНУТРИГОДОВОЙ ДИНАМИКИ ИНТЕНСИВНОСТИ ПЕРВИЧНОГО БИОСИНТЕЗА ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПО ДАННЫМ ДЗЗ

АННОТАЦИЯ

Водные экосистемы характеризуются пятнистым характером распределения фитопланктона и быстротой изменения его удельной биомассы и интенсивности первичного биосинтеза в течение всего года, а особенно в течение вегетационного периода. При проведении натурных исследований легко пропустить зоны повышенных концентраций и периоды интенсивного развития фитопланктона, его «вспышки» или «периоды цветения», т. к. они могут продолжаться всего несколько суток. Из-за этого не всегда корректно определяется продуктивность водной экосистемы, ее трофический статус, степень устойчивости к изменению параметров естественного режима и антропогенного воздействия. В статье рассматривается авторская методика исследования внутригодовой динамики интенсивности первичного биосинтеза водной экосистемы с помощью анализа временной изменчивости значений индексов NDVI (нормализованного вегетационного) и NDTI (мутности), рассчитываемых по спутниковым данным Landsat. Растровые слои этих данных могут целиком покрывать исследуемые акватории, их повторяемость составляет несколько сроков за месяц. Результаты пространственно-временного анализа индексов NDVI и NDTI существенно дополняют данные мониторинга состава и численности фитопланктона в водной экосистеме и объективно отражают его пространственное распределение в водоеме. Диапазон изменения индекса NDVI отражает диапазон интенсивности первичного биосинтеза фитопланктона, а временные динамики среднего, минимального и максимального значений индекса для всей исследуемой акватории в целом — особенности развития фитопланктона в течение вегетационного периода, количество периодов интенсивного развития фитопланктона, их временную локализацию и продолжительность. Исследование пространственной изменчивости значений индекса NDVI позволяет выявить объективное подразделение акватории на отдельные экологические зоны. Благодаря параллельному исследованию пространственно-временной изменчивости индексов NDVI и NDTI и корреляционной связи между ними возможно выявление влияния мутности воды на первичный биосинтез и определение причин изменения мутности. Исследователь получает возможность выяснить, является ли источником мутности терригенная взвесь, частицы донных осадков, пыльца растений, или же имеет место затенение фитопланктона самими одноклеточными организмами (самозатенение). Представленная методика применена для исследования экосистемы малого оз. Суури на севере Карельского перешейка. Это озеро расположено на территории Учебно-научной базы «Приладожская» СПбГУ, на которой проходят практики студенты ряда учебных направлений.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: интенсивность биосинтеза фитопланктона, дистанционное зондирование Земли, NDVI, NDTI

¹ Санкт-Петербургский государственный университет, Университетская наб., д. 7/9, Санкт-Петербург, Россия, 199034, *e-mail*: v.tretiyakov@spbu.ru

² Санкт-Петербургский государственный университет, Университетская наб., д. 7/9, Санкт-Петербург, Россия, 199034, *e-mail*: v.dmitriev@spbu.ru

³ Государственное бюджетное учреждение дополнительного образования Дворец творчества «У Вознесения моста» Адмиралтейского района, ул. Гражданская, д. 26, Санкт-Петербург, Россия, 19031, *e-mail*: klubov_stepan@mail.ru

Victor Yu. Tretyakov¹, Vasilii V. Dmitriev², Stepan M. Klubov³

METHODOLOGY FOR DISCOVERY OF AQUATIC ECOSYSTEMS PRIMARY BIOSYNTHESIS INTENSITY WITHIN-YEAR DYNAMICS ON THE BASE OF THE EARTH REMOTE SENSING

ABSTRACT

Aquatic ecosystems are characterized by the spotty spatial distribution of phytoplankton and the quick variance of its specific biomass and the primary production intensity throughout the year, and especially for the vegetation period. Therefore, it is easy during natural research to miss zones of the phytoplankton's increased specific biomass and the periods of its intensive development, so-called "blooming", because the periods can last only a few days. Because of this reason, it can oftentimes be difficult to evaluate the productivity of an aquatic ecosystem, its trophic state, degree of steadiness to alteration of the natural regime parameters, and anthropogenic impacts. There is considered the proprietary methodology for research of within-year dynamics of an aquatic ecosystem primary biosynthesis intensity by analysis of temporal variability of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) and the Normalized Difference Turbidity Index (NDTI). The indices are evaluated by satellite data from Landsat Program. The raster layers of the satellite data can in full occupy researched water areas. The data frequency is equal to a few times per a month. Results of the spatial and temporal analysis of the indices essentially fill up data of phytoplankton monitoring within an aquatic ecosystem and reflect the phytoplankton spatial distribution. The range of the NDVI variation reflects the range of the phytoplankton primary biosynthesis intensity. The temporal dynamics of average, minimal, and maximal values of the index for all the researched water area as a whole reflect specificity of the phytoplankton development for the vegetation period, number of the phytoplankton intensive growth periods (algal blooms), and temporal localization and duration of the periods. Research of the NDVI values spatial variability allows ascertaining of a water area objective partition into ecological zones. Owing to parallel research of spatial and temporal variability of the NDVI and NDTI indices, and the correlation relationship between them, we can reveal the water turbidity influence on the primary biosynthesis and designate reasons for the turbidity alterations. A researcher obtains an opportunity of response for a question about the turbidity reason. It can be terrigenous suspended matter, particles of the bottom sediments, or plant pollen. In addition, it can take place the phytoplankton occultation by its cells, so-called self-shadowing. The presented methodology was applied for research of the Suuri Lake ecosystem. The lake is situated within the north part of the Karelian Isthmus, inside the area of the Training and Scientific Facility "Priladozhskaya" of St. Petersburg State University.

KEYWORDS: phytoplankton biosynthesis intensity, Earth remote sensing, NDVI, NDTI

ВВЕДЕНИЕ

Крайне актуальными являются оценки трофического статуса и степени загрязнения экосистем внутренних водоемов, эстуариев и прибрежных морских акваторий. Однако внутригодовой цикл функционирования этих экосистем характеризуется высокой скорос-

¹ Saint Petersburg State University, 7/9, Universitetskaya emb., St. Petersburg, 199034, Russia,
e-mail: v.tretyakov@spbu.ru

² Saint Petersburg State University, 7/9, Universitetskaya emb., St. Petersburg, 199034, Russia,
e-mail: v.dmitriev@spbu.ru

³ State Budgetary Institution of Additional Education, Palace of Child Youth Art "At the Voznesensky Bridge" of the Admiralteyskiy District, 26, Grazhdanskaya str., St. Petersburg, 190031, Russia,
e-mail: klubov_stepan@mail.ru

тью изменения интенсивности первичного биосинтеза фитопланктона. Периоды высоких удельных биомасс фитопланктона в течение года могут неоднократно сменяться временными интервалами крайне низких значений биомассы и интенсивности первичного биосинтеза. Внутригодовая динамика интенсивности первичного биосинтеза определяет функционирование всей водной экосистемы.

Политика импортозамещения предполагает широкое развитие хозяйств по разведению ценных видов рыб в озерах северной части Карельского перешейка и в Карелии. Однако привнесение в озерные экосистемы дополнительных объемов соединений азота и фосфора в составе кормов, фекалий и экскретов разводимых рыб чревато эвтрофикацией водоемов. Для определения экологически обоснованных пределов антропогенного воздействия необходимо понимание внутригодовой динамики интенсивности первичного биосинтеза в озерных экосистемах, находящихся в состоянии, близком к естественному. Именно такова экосистема оз. Суури (рис. 1), антропогенное воздействие на которую незначительно. Площадь озера составляет около 0,28 км², максимальная глубина около 6 м. Сток осуществляется по ручью Мянти-Лампи в залив Лехмалахти Ладожского оз. Питание — атмосферное и подземное. Озеро островами разделено на два плеса. Дно илистое. Высшая водная растительность представлена рдестами. Озеро окружено покрытыми хвойными и смешанными лесами скальными грядовыми возвышенностями — сельгами.

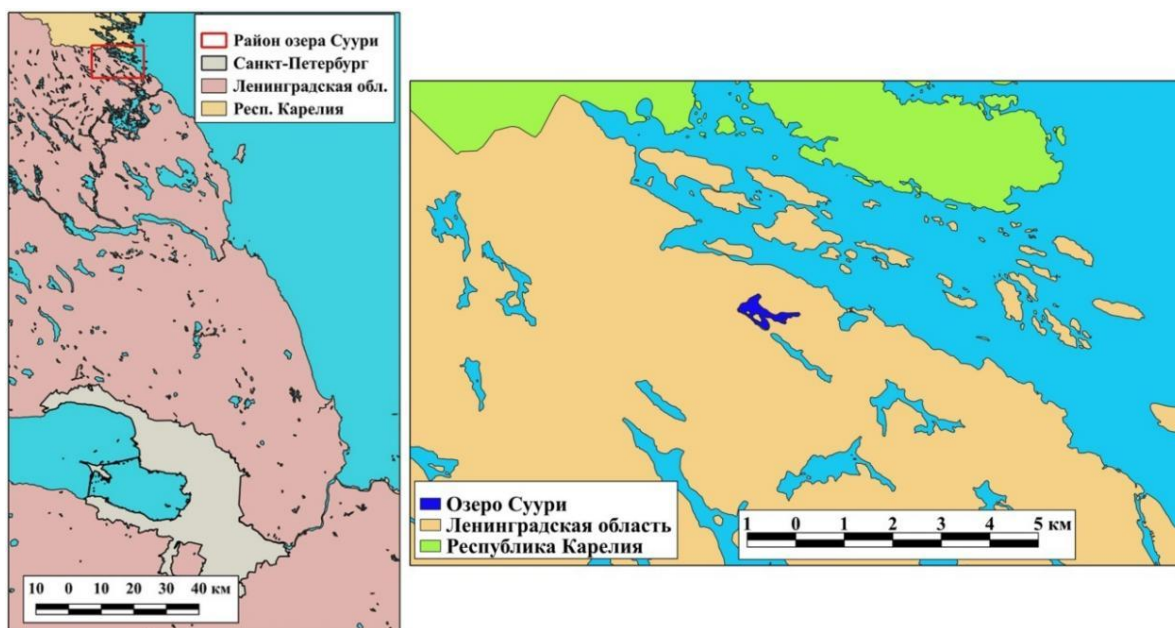


Рис. 1. Местоположение оз. Суури

Fig. 1. Location of Suuri Lake

Одна из наиболее актуальных научных проблем современности — оценка и прогноз изменения продуктивности природных наземных и водных экосистем [Титлянова, 1983]. Ее решение служит основой для рационального использования, охраны, ресурсо- и жизнеобеспечения, воспроизводства биоресурсов. Частной задачей в рамках этой проблемы является исследование внутригодовой динамики и пространственного изменения удельных скоростей первичного биосинтеза водной экосистемы. Крайне актуальными являются также оценки изменения трофического статуса водных экосистем. Приведем некоторые особенности таких исследований:

- сложность сравнения продуктивности разных экосистем, характеризующихся доминированием разных таксонов во временной динамике и пространстве;

- необходимость учета региональных особенностей изменения климатических параметров, масштабов и источников антропогенного воздействия на фоне естественных изменений влияющих факторов;
- сложность совместного учета влияния лимитирующих первичную продукцию факторов, когда в один интервал времени их совокупный эффект лучше описывается одним типом моделей, а в другой лучшее совпадение с реальностью обеспечивают иные типы моделей.

Дистанционное зондирование Земли (ДЗЗ) позволяет выявить подробности, которые при проведении натурных наблюдений невозможно учесть или которые требуют больших финансовых затрат. Спутниковые данные ориентированы на контроль природных и антропогенных явлений и процессов, протекающих на значительных площадях с помощью значений ряда индексов:

- NDVI — нормализованный разностный индекс растительности;
- NDRE — нормализованный индекс красного спектрального края;
- MSAVI — модифицированный индекс растительности, скорректированный по почве;
- MCARI — индекс для измерения концентрации хлорофилла;
- NDTI — нормализованный разностный индекс мутности;
- а также некоторых других.

Эти индексы — это показатели, представляющие собой соотношения интенсивностей отраженного от поверхности Земли излучения Солнца в разных диапазонах спектра. При крупномасштабной съемке дистанционное зондирование предоставляет возможность выявления быстро протекающих в растительном покрове процессов [Баширова, 2019]. NDVI может также применяться для изучения внутригодовой динамики первичной продуктивности водных экосистем. Однако NDVI может отражать только линейные зависимости между соотношением излучения в ближнем инфракрасном (NIR) и красном диапазонах спектра и продуктивностью экосистемы. Для учета взаимосвязей более высокого порядка предложено использовать индекс kNDVI, который обеспечивает более высокую точность при оценке параметров растительности [Wang et al., 2023]. Разработаны методы для улучшения согласованности NDVI с динамикой фотосинтеза, что позволяет более точно отслеживать сезонные изменения продуктивности [Wang et al., 2017]. Разработка новых индексов и улучшение способов использования NDVI повышают точность и надежность исследований в этой области [Li et al., 2023]. Индекс мутности (NDTI) характеризует уменьшение прозрачности воды из-за взвешенных частиц и/или развития планктона. При расчетах данного индекса используется только видимый диапазон спектра, что позволяет использовать данные съемок с высоким пространственным разрешением¹.

Целью работы является разработка авторской методики определения внутригодовой динамики интенсивности первичного биосинтеза фитопланктона в водной экосистеме с помощью анализа временной изменчивости значений индексов NDVI (нормализованного вегетационного) и NDTI (мутности), рассчитываемых по данным дистанционного зондирования Земли.

В водоемах умеренного климата динамика интенсивности первичного биосинтеза демонстрирует ярко выраженную сезонность. Как отмечают исследователи [Makarevich et al., 2012], обычно наблюдаются два пика интенсивности первичного биосинтеза. Первый отмечается весной. Он характеризуется преобладанием диатомовых водорослей и совпа-

¹ Виды водных индексов и их применение. Электронный ресурс: <https://innoter.com/articles/vidy-vodnykh-indeksov-i-ikh-primenenie/> (дата обращения 24.04.2025)

дает с увеличением температуры и освещенности. Второй пик приходится на вторую половину лета [Gamier et al., 1995]. В ходе этого пика преобладают классы водорослей *Chrysophyceae* и *Dinophyceae* [Blaauboer, 1982]. Отмечается, что могут происходить вспышки и в другое время года в связи с доступностью питательных веществ [Munawar, Talling, 1986]. Подобная внутригодовая динамика отмечена как в пресных водоемах (Куйбышевское вдхр. [Rakhuba, 2012], озерах Центральной Европы [Sommer et al., 1986], оз. Кортковское [Jaworska et al., 2014]), так и в морских экосистемах (Гданьский зал. [Kudryavtseva et al., 2023], Вислинский и Брестский зал. [Poppeschi et al., 2022], Белое море [Radchenko et al., 2023]).

Несмотря на постоянство общей динамики интенсивности первичного биосинтеза фитопланктона в умеренном поясе, на нее могут влиять различные факторы. Изменения климата и антропогенных воздействий могут нарушать традиционные сезонные циклы и приводить к нерегулярным колебаниям биомассы [Winder, Cloern, 2010]. В Финском, Куршском и Вислинском зал. отмечается два пика повышения интенсивности первичного биосинтеза. Первый наблюдается во второй половине весны и связан с «цветением» диатомовых водорослей, второй — летом и связан с «цветением» цианобактерий. Летний «пик» (июль–сентябрь) происходит на фоне высокого прогрева воды ($>20\text{--}22\text{ }^{\circ}\text{C}$). Такая температура оптимальна для цианобактерий. В Вислинском зал. интенсивность и длительность «цветения» цианобактерий ниже, чем в Куршском зал. из-за большей солености и лучшего водообмена [Александров и др., 2022]. В Невской губе и восточной части Финского зал. максимальные количественные показатели развития фитопланктона отмечались в весенний период. В биомассе преимущественно доминировали диатомовые и динофитовые. Летом биомасса была, в основном, ниже весенней, в ней возрастала доля цианопрокариот, в отдельные годы — криптофитовых и зеленых, осенью биомасса относительно летней понижалась, доминировали цианопрокариоты и криптофитовые [Ляшенко и др., 2020]. Процессы в мелководных пресноводных экосистемах умеренного пояса протекают аналогично процессам в прибрежных сильно распресненных морских экосистемах, в них представлены те же группы фитопланктона.

Индекс нормализованной разности растительности (NDVI) широко используется для оценки первичной продуктивности в различных экосистемах. В контексте изучения внутригодовой динамики фитопланктона NDVI может быть полезен для оценки сезонных изменений в биомассе и продуктивности. В прибрежных экосистемах NDVI помогает оценивать сезонную динамику микрофитобентоса. Однако на результаты оценки могут повлиять вспышки численности аллохтонных микроорганизмов [Wang et al., 2023].

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В качестве исходных данных использованы изображения поверхности Земли спутниковых систем Sentinel-2¹ и Landsat-8². Изображения Sentinel-2 имеют размеры ячеек 10×10 м, пространственное разрешение ячеек изображений Landsat-8 — 30×30 м. Нормализованный разностный индекс растительности NDVI показывает интенсивность фотосинтеза. Он рассчитывается по формуле (1):

$$\text{NDVI} = (\text{NIR} - \text{RED}) / (\text{NIR} + \text{RED}) \quad (1),$$

¹ Сайт программы Европейской миссии Copernicus. Электронный ресурс: <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home> (дата обращения 15.05.2022)

² Сайт Геологической службы США. Электронный ресурс: <https://earthexplorer.usgs.gov/> (дата обращения 20.05.2022)

где NIR — интенсивность отраженной солнечной радиации в ближней инфракрасной области спектра,
RED — интенсивность отраженной солнечной радиации в красной области спектра.

Диапазон возможных значений: от -1 до 1 . Величина 1 означает максимальную интенсивность фотосинтеза, когда вся солнечная радиация в красном диапазоне спектра поглощается растительностью. Нормализованный разностный индекс мутности NDTI показывает наличие в воде взвешенных частиц, рассчитывается по формуле (2):

$$NDTI = (RED - GREEN) / (RED + GREEN) \quad (2),$$

где RED — интенсивность отраженной солнечной радиации в красной области спектра,
GREEN — интенсивность отраженной солнечной радиации в зеленой области спектра.

Диапазон возможных значений также от -1 до 1 . Значение 1 показывает максимальное наличие в воде взвешенных частиц. Скачанные файлы изображений представляют собой матрицы интенсивности отраженного поверхностью Земли солнечного излучения в различных диапазонах спектра. Системы координат этих файлов: Universal Transverse Mercator 35N и 36N. Обработка спутниковой информации выполнялась в геоинформационной системе QGIS.

Разумеется, акватория оз. Суури занимает незначительную часть скачанных изображений. В системе QGIS выполнялась обрезка растров по границе изучаемой акватории. Поскольку точность локализации изображений спутниковых систем Sentinel-2 и Landsat-8 не превышает 2 м, граница исследуемой акватории была построена на основании спутниковых изображений с некоторым смещением от береговой черты на векторном слое озера (рис. 2). Береговая черта оз. Суури была определена по снимкам, выполненным в весенний сезон до развития макрофитов и прибрежной полуводной растительности. Различия смещения границы исследуемой акватории от береговой черты определяются характером берегов. В случае скалистых берегов, представляющих собой практически вертикальные обрывы, смещение было минимально. На прибрежных мелководьях, где летом происходит развитие прибрежной и погруженной водной растительности, это смещение задавалось максимальным. Максимальное смещение составляет до 20 м для исключения мелководий с интенсивным развитием макрофитов и отражением солнечной радиации от донных отложений.

Расчеты индексов выполнялись с помощью Калькулятора растров. Чтобы исключить при статистической обработке ячейки растровых слоев индексов, хотя бы частично расположенные вне исследуемой акватории, эти слои преобразовывались в векторные слои шейпфайлов. Каждая ячейка растра превращалась в квадратный полигон векторного слоя с сохранением. Затем выполнялась оверлейная операция «извлечения по расположению», при которой в новый шейпфайл отбирались только полностью расположенные внутри исследуемой акватории квадраты.

Анализ внутригодовой динамики значений вегетационного индекса NDVI требует определения чувствительности, «порогового» значения, ниже которого значения индекса неинформативны. Для этого на основании изображений Sentinel-2 был создан векторный полигональный слой участков дорог с асфальтовым покрытием рядом с оз. Суури. По изображениям Sentinel-2, созданным на базе спутниковых снимков 21 мая 2022 г., были рассчитаны значения NDVI для исследуемой акватории оз. Суури и участков дорог. Созданный растровый слой NDVI был преобразован в векторный слой совпадающих с ячейками растра квадратов, из которого в отдельные слои были извлечены квадраты, полностью расположенные в пределах исследуемой акватории и участков дорог. На рис. 3 приведены значения NDVI на акватории озера и на асфальтированных дорогах.

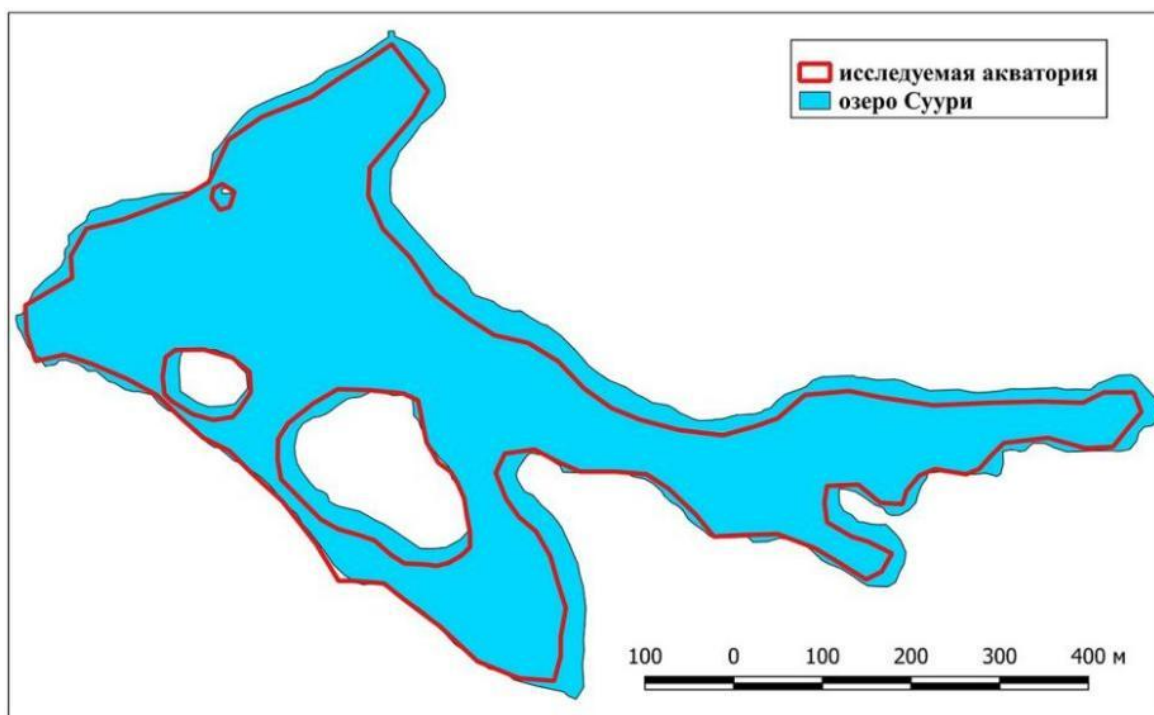


Рис. 2. Исследуемая акватория озера Суури
Fig. 2. Researched water area of Suuri Lake

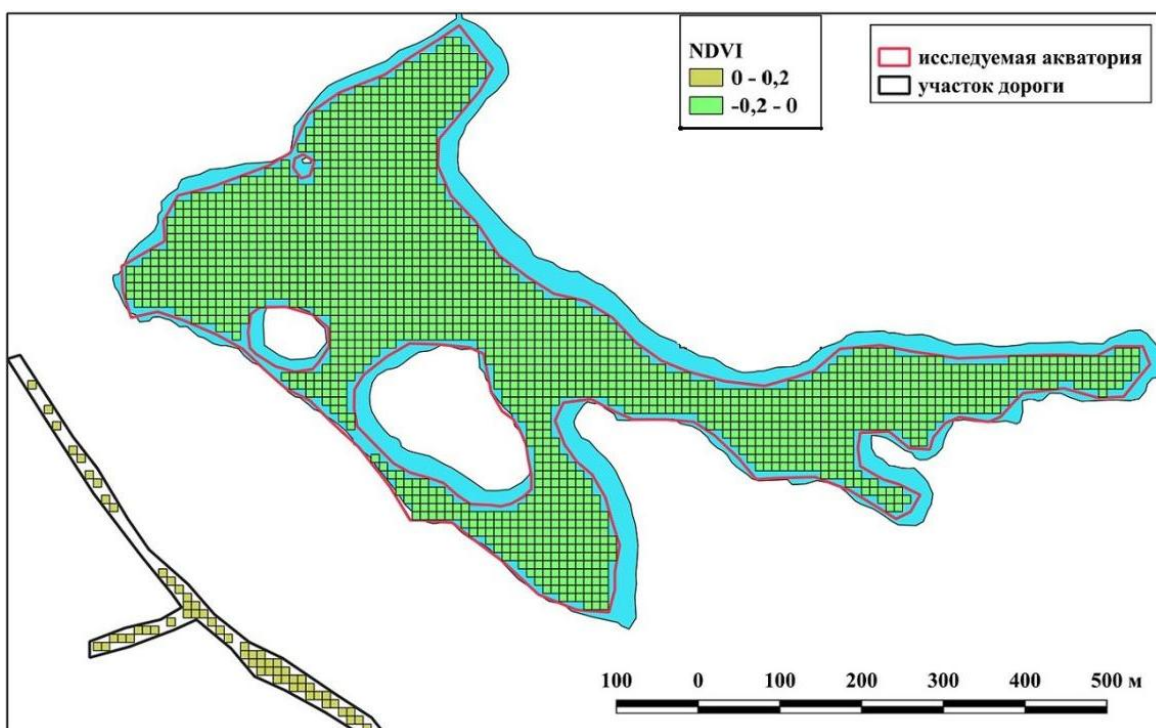


Рис. 3. Значения NDVI на исследуемой акватории озера Суури
и на участках асфальтированных дорог 21 мая 2022 г.
Fig. 3. NDVI values within the researched water area of Suuri Lake
and asphalt roads on the 21 May of 2022

Для определения средних значений индекса NDVI для изучаемой акватории и участков дорог таблицы атрибутов соответствующих векторных слоев были экспортированы в файлы таблиц Microsoft Excel, в которых были рассчитаны средние значения. Оценка однородности значений индекса NDVI в пределах акватории определялась построением гистограмм распределения значений и проверки нулевой гипотезы о соответствии распределения значений нормальному закону с помощью критерия Пирсона в среде Mathcad с помощью специально разработанных программ. Корреляция между значениями индексов NDVI и NDTI определялась следующим образом. Индексы рассчитывались по растровым спутниковым данным, относящимся к одному и тому же сроку. Полученные растровые слои индексов преобразовывались в векторные слои, полигональные объекты которых (квадраты из ячеек исходных растровых слоев) пространственно совпадали. Затем с помощью опции «Объединение атрибутов по расположению» выполнялась генерация нового векторного слоя, таблица атрибутов которого содержит поля обоих исходных слоев. Значения полей каждой записи этой таблицы соответствуют атрибутам пространственно совпадающих объектов (квадратов) слоев «родителей». Таблица атрибутов вновь сгенерированного слоя экспортировалась в таблицу Microsoft Excel, в которой выполнялся расчет коэффициента корреляции.

На акваториях многих мелководных водоемах летом происходит распространение макрофитов (погруженной высшей водной растительности). Эта растительность препятствует интенсивному развитию фитопланктона. Однако расходование растворенного кислорода на окисление отмерших макрофитов осенью и особенно зимой в период существования ледяного покрова может привести к дефициту растворенного кислорода и заморам гидробионтов, в первую очередь ихтиофауны. Для выделения зон с наличием макрофитов и их отсутствием может быть полезной классификация в QGIS векторного слоя значений NDVI методом естественных интервалов с разделением значений на два диапазона. При этом методе геоинформационная система автоматически анализирует интегральную функцию распределения значений, находит на ней места скачков и в этих местах устанавливает границы диапазонов. Разумеется, для каждого срока спутниковой съемки эти границы будут различны (рис. 4).

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Сравнение значений NDVI, рассчитанных по результатам съемки 21.05.2025 для акватории оз. Суури и участков дорог с асфальтовым покрытием, показало, что среднее значение этого индекса на дороге (0,045) превышает его среднее значение для акватории (–0,035). Вероятно, в это время фотосинтез в экосистеме озера еще не начался.

При классификации акватории озера по значению NDVI методом естественных интервалов (рис. 4) области повышенных значений в основном расположены в более мелководных частях акватории. Однако по данным снимка 25.06.2022 повышенные значения индекса наблюдались и в самой глубокой части озера к северу от более крупного острова. Такая классификация, вероятно, не может помочь с выделением зон распространения погруженной водной растительности, которая, в отличие от прибрежной воздушно-водной растительности, не образует сплошного покрова и сосуществует с фитопланктоном.

На рис. 5 представлена временная динамика индекса NDVI на акватории оз. Суури в 2024 г. Рисунок показывает, что средние значения индекса NDVI невысоки в течение всего сезона вегетации. Периоды повышенной интенсивности первичной продукции в 2024 г. приходились на середину июня и вторую половину августа.

На рис. 6 представлен совмещенный график временной изменчивости средних для акватории оз. Суури значений индексов NDVI и NDTI и коэффициента корреляции между ними в течение вегетационного сезона 2024 г.

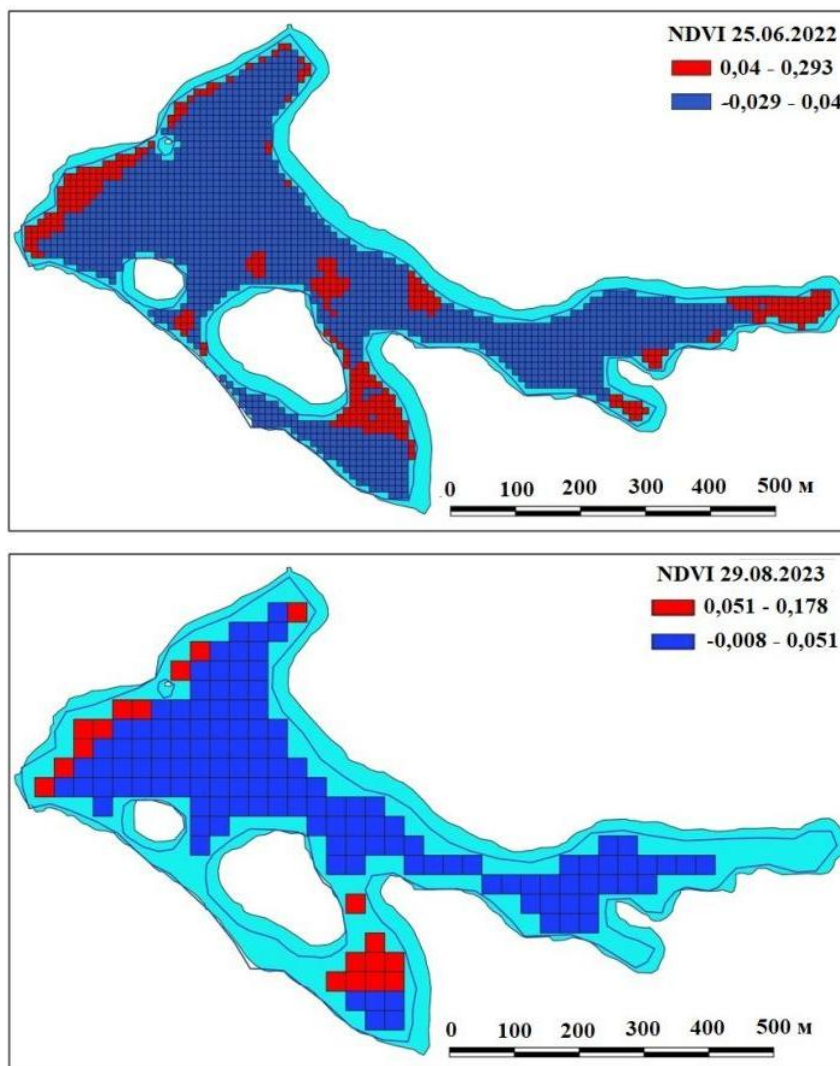


Рис. 4. Классификация методом естественных интервалов акватории оз. Суури по значениям NDVI по данным Sentinel-2 (25.06.2022) и Landsat-8 (29.08.2023)
Fig. 4. Classification of the Suuri Lake water area by the natural breaks method on the base of the NDVI values of the Sentinel-2 (25.06.2022) and the Landsat-8 (29.08.2023) data

Рисунок 6 демонстрирует, что значения NDTI незначительно изменяются в течение вегетационного сезона. Интервал его некоторого повышения в августе совпадает с периодом повышенных значений NDVI. Возможно, здесь имеет место увеличение мутности воды из-за развития фитопланктона. Значимыми являются только отрицательные значения коэффициента корреляции между индексами. Они наблюдались в конце июня, конце июля и начале августа, а также в сентябре. Сентябрьский интервал значимых отрицательных значений коэффициента корреляции наблюдается после периода повышенных значений NDVI. Вероятно, это следствие самозатенения фитопланктона.

На рисунках 7–9 представлены гистограммы распределения значений индексов NDVI и NDTI акватории оз. Суури в июне 2024 г. Видно, что во всех случаях наблюдаются одномодальные статистические распределения. Слабо выраженная вторая мода присутствует только на графике статистического распределения значений NDVI 13.06.2024. Это свидетельствует о пространственной однородности экосистемы оз. Суури. Применение критерия согласия Пирсона показало, что все статистические распределения индексов NDVI и NDTI 13, 28 и 29 июня 2024 г. не соответствуют нормальному закону.

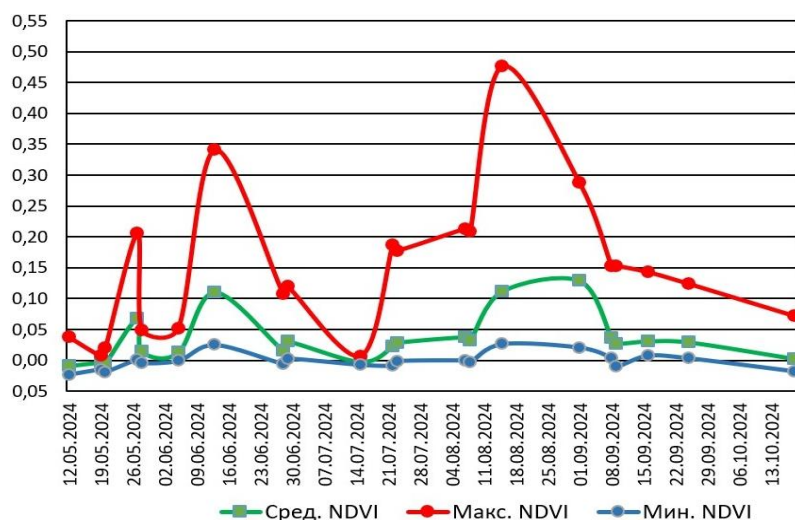


Рис. 5. Временная динамика NDVI на исследуемой акватории оз. Суури
Fig. 5. Temporal dynamics of the NDVI values within the researched water area of Suuri Lake

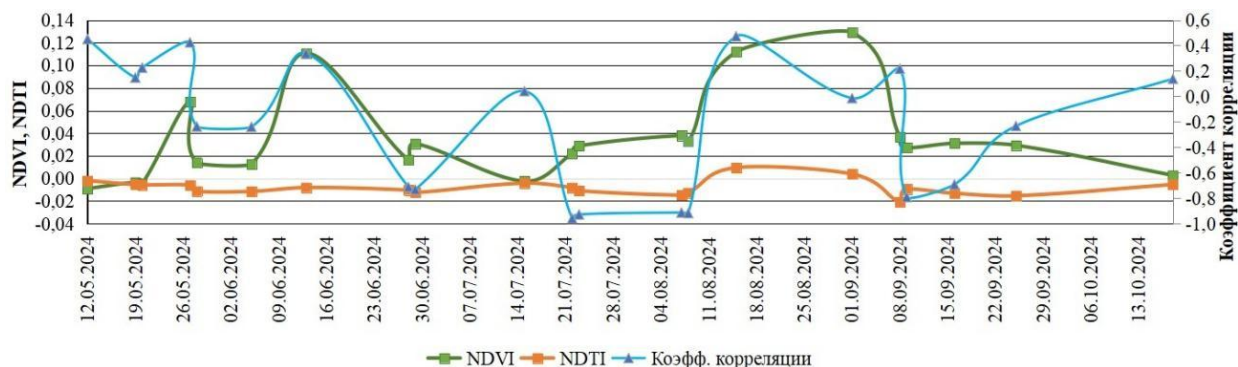


Рис. 6. Временная динамика индексов NDVI, NDTI, и коэффициента корреляции между ними на исследуемой акватории оз. Суури
Fig. 6. Temporal dynamics of the NDVI and NDTI values, and the correlation coefficient within the researched water area of Suuri Lake

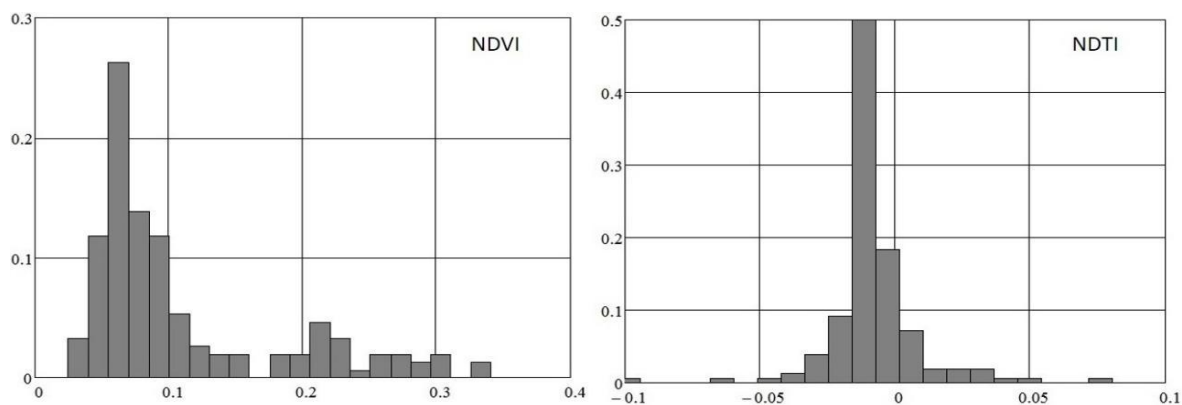


Рис. 7. Статистическое распределение значений индексов NDVI и NDTI на исследуемой акватории оз. Суури 13.06.2024
Fig. 7. Statistical partition of the NDVI and NDTI values within the researched water area of Suuri Lake on the 13 of June 2024

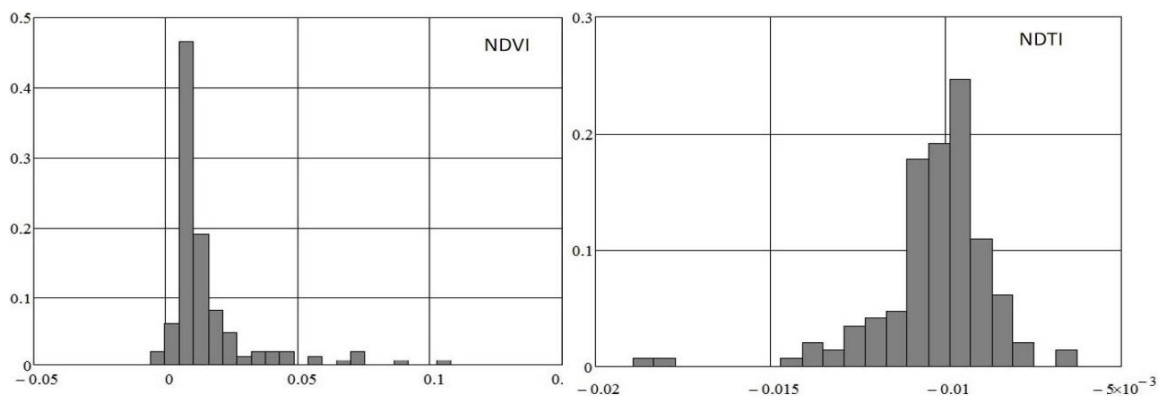


Рис. 8. Статистическое распределение значений индексов NDVI и NDTI на исследуемой акватории оз. Суури 28.06.2024
Fig. 8. Statistical partition of the NDVI and NDTI values within the researched water area of Suuri Lake on the 28 of June 2024

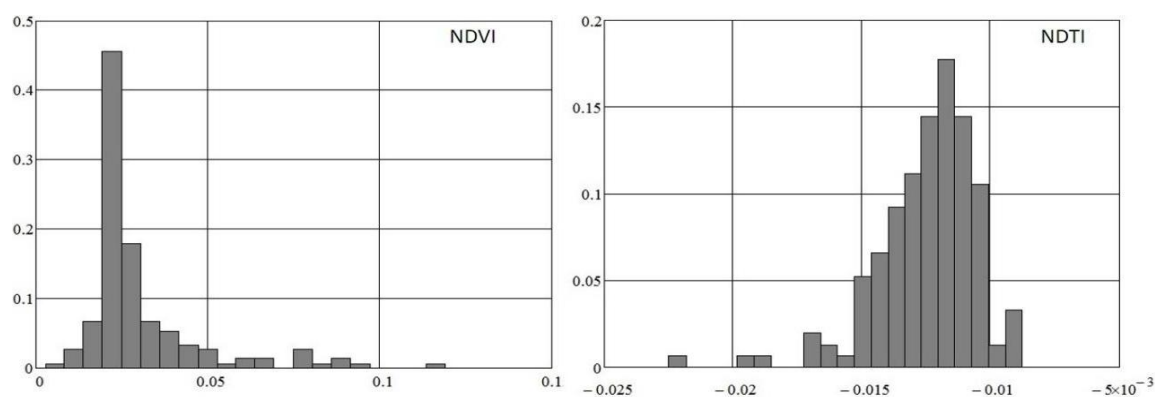


Рис. 9. Статистическое распределение значений индексов NDVI и NDTI на исследуемой акватории оз. Суури 29.06.2024
Fig. 9. Statistical partition of the NDVI and NDTI values within the researched water area of Suuri Lake on the 29 of June 2024

ВЫВОДЫ

Результаты исследования показали, что анализ пространственной и временной изменчивости индексов NDVI и NDTI позволяет:

- выявлять сезонную динамику интенсивности первичной продукции с определением периодов интенсивного развития фитопланктона;
- определять преобладающий состав взвешенных в воде частиц: абиотическая взвесь или фитопланктон;
- определять особенности взаимосвязей между первичной продукцией фитопланктона и взвешенным в воде веществом (сестоном): лимитирует ли взвешенное вещество фотосинтез фитопланктона, или наоборот, сестон в основном представлен фитопланктоном;
- определять степень пространственной однородности водной экосистемы.

Разработанная методика позволяет без выполнения полевых исследований определять степень пространственной однородности водной экосистемы и особенности цикла ее внутригодового функционирования, что обеспечивает оптимизацию исследований мониторингового типа.

БЛАГОДАРНОСТИ

Данное исследование продолжает НИР, выполненную при поддержке РФФИ и СПбНФ, проект № 23-27-10011.

ACKNOWLEDGEMENTS

The study continues the research funded by Russian Science Fund and by St. Petersburg Science Fund, project No. 23-27-10011.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Александров С. В., Буканова Т. В., Семенова А. С. Динамика биопродуктивности экосистем лагун Балтийского моря под влиянием изменений климата, эвтрофикации и «цветений» цианобактерий. Динамика экосистем в голоцене. Материалы научно-практической конференции, 2022. С. 20–25.

Баширова Ч. Ф. Индекс NDVI для дистанционного мониторинга растительности. Молодой ученый, 2019. № 31(269). С. 30–31. Электронный ресурс: <https://help.onesoil.ai/ru/articles/5237493-как-отслеживать-индексы-вегетации-ndvi-msavi-ndre-и-др> (дата обращения 04.03.2025).

Ляшенко О. А., Падченко А. П., Сулопарова О. Н. Мониторинг состояния фитопланктона Лужской губы Финского зал. в условиях природного и антропогенного воздействия. Труды ВНИРО. Среда обитания водных биологических ресурсов, 2020. Т. 179. С. 149–163.

Титлянова А. А. Методология и методы оценки чистой первичной продукции и построения баланса химических элементов в экосистемах. Теоретические основы и опыт экологического мониторинга. М.: Наука, 1983. С. 63–76.

Blaauuboer M. C. T. The Phytoplankton Species Composition and the Seasonal Periodicity in Lake Vechten from 1956–1979. *Hydrobiologia*, 1982. No. 95. P. 25–36.

Gamier J., Billen G., Coste M. Seasonal Succession of Diatoms and Chlorophyceae in the Drainage Network of the Seine River: Observations and Modeling. *Limnology and Oceanography*, 1995. No. 40. P. 750–765.

Jaworska B., Dunalska J., Górniak D., Bowszys M. Phytoplankton Dominance Structure and Abundance as Indicators of the Trophic State and Ecological Status of Lake Kortowskie (Northeast Poland) Restored with Selective Hypolimnetic Withdrawal. *Archives of Polish Fisheries*, 2014. No. 22. P. 7–15. DOI: 10.2478/aopf-2014-0002.

Kudryavtseva E., Bukanova T., Kostianoy A., Melnik A., Alexandrov S., Krek A., Kanapatskiy T., Rusanov I., Ezhova E. Influence of Circulation Processes on Cyanobacteria Bloom and Phytoplankton Succession in the Baltic Sea Coastal Area. *Ecologica Montenegrina*, 2023. No. 70. P. 164–182. DOI: 10.37828/em.2023.70.18.

Li Z., Wu H., Duan S., Zhao W., Ren H., Liu X., Leng P., Tang R., Ye X., Zhu J., Sun Y., Si M., Liu M., Li J., Zhang X., Shang G., Tang B., Yan G., Zhou C. Satellite Remote Sensing of Global Land Surface Temperature: Definition, Methods, Products, and Applications. *Reviews of Geophysics*, 2023. No. 61(1). P. 1–18. DOI: 10.1029/2022RG000777.

Makarevich P., Druzhkova E., Larionov V. Primary Producers of the Barents Sea. *Diversity of Ecosystems*, 2012. P. 367–392. DOI: 10.5772/37512.

Munawar M., Talling J. F. Seasonality of Freshwater Phytoplankton: A Global Perspective. Boston: Springer, 1986. 236 p.

Poppeschi C., Charria G., Daniel A., Verney R., Retho M., Goberville E., Grossteffan E., Plus M. Interannual Variability of the Initiation of the Phytoplankton Growing Period in Two French Coastal Ecosystems. *Biogeosciences Discussions*, 2022. P. 1–2. DOI: 10.5194/bg-2022-86.

Radchenko I., Aksenova V., Voronov D., Rostanets D., Krasnova E. Annual Dynamics of a Layered Phytoplankton Structure in a Meromictic Lagoon Partially Isolated from the White Sea. *Diversity*, 2023. V. 15. No. 1009. P. 1–28. DOI: 10.3390/d15091009.

Rahuba A. V. Hydroecological Studies of Water Bodies Using the “Chiton-Wave” Measuring and Computing System. *Information and Computing Technologies (ICT) and Their Applications*. Penza: RIO PGSKHA, 2012. P. 64–68 (in Russian).

Sommer U., Gliwicz Z., Lampert W., Duncan A. The PEG-Model of Seasonal Succession of Planktonic Events in Fresh Waters. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 1986. No. 106. P. 433–471. DOI: 003-9136/86/0106-0433.

Wang Q., Moreno-Martínez Á., Muñoz-Marí J., Campos-Taberner M., Camps-Valls G. Estimation of Vegetation Traits with Kernel NDVI. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2023. V. 195. P. 408–417. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2022.12.019.

Wang S., Zhang L., Huang C., Qiao N. An NDVI-Based Vegetation Phenology is Improved to be More Consistent with Photosynthesis Dynamics Through Applying a Light Use Efficiency Model Over Boreal High-Latitude Forests. *Remote Sensing*, 2017. No. 9(695). DOI: 10.3390/rs9070695.

Winder M., Cloern J. The Annual Cycles of Phytoplankton Biomass. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences*, 2010. No. 365. P. 3215–3226. DOI: 10.1098/rstb.2010.0125.

REFERENCES

Alexandrov S. V., Bukanova T. V., Semenova A. S. Dynamics of Bioproductivity of Ecosystems of the Baltic Sea Lagoons Under the Influence of Climate Change, Eutrophication and “Blooms” of Cyanobacteria. *Dynamics of Ecosystems in the Holocene. Proceedings of the Scientific and Practical Conference*, 2022. P. 20–25 (in Russian).

Bashirova Ch. F. Index NDVI for Vegetation Remote Monitoring. *Young Scientist*, 2019. No. 31(269). P. 30–31. Web resource: <https://help.onesoil.ai/ru/articles/5237493-как-отслеживать-индексы-вегетации-ndvi-msavi-ndre-и-др> (accessed 04.03.2025) (in Russian).

Blaauboer M. C. T. The Phytoplankton Species Composition and the Seasonal Periodicity in Lake Vechten from 1956–1979. *Hydrobiologia*, 1982. No. 95. P. 25–36.

Gamier J., Billen G., Coste M. Seasonal Succession of Diatoms and Chlorophyceae in the Drainage Network of the Seine River: Observations and Modeling. *Limnology and Oceanography*, 1995. No. 40. P. 750–765.

Jaworska B., Dunalska J., Górniak D., Bowszys M. Phytoplankton Dominance Structure and Abundance as Indicators of the Trophic State and Ecological Status of Lake Kortowskie (Northeast Poland) Restored with Selective Hypolimnetic Withdrawal. *Archives of Polish Fisheries*, 2014. No. 22. P. 7–15. DOI: 10.2478/aopf-2014-0002.

Kudryavtseva E., Bukanova T., Kostianoy A., Melnik A., Alexandrov S., Krek A., Kanapatskiy T., Rusanov I., Ezhova E. Influence of Circulation Processes on Cyanobacteria Bloom and Phytoplankton Succession in the Baltic Sea Coastal Area. *Ecologica Montenegrina*, 2023. No. 70. P. 164–182. DOI: 10.37828/em.2023.70.18.

Li Z., Wu H., Duan S., Zhao W., Ren H., Liu X., Leng P., Tang R., Ye X., Zhu J., Sun Y., Si M., Liu M., Li J., Zhang X., Shang G., Tang B., Yan G., Zhou C. Satellite Remote Sensing of Global

Land Surface Temperature: Definition, Methods, Products, and Applications. Reviews of Geophysics, 2023. No. 61(1). P. 1–18. DOI: 10.1029/2022RG000777.

Lyashenko O. A., Radchenko A. P., Susloparova O. N. Monitoring of Phytoplankton Status in the Luga Bay of the Gulf of Finland Under Natural and Anthropogenic Influence. Trudy VNIRO. Habitat of Aquatic Biological Resources, 2020. V. 179. P. 149–163 (in Russian).

Makarevich P., Druzhkova E., Larionov V. Primary Producers of the Barents Sea. Diversity of Ecosystems, 2012. P. 367–392. DOI: 10.5772/37512.

Munawar M., Talling J. F. Seasonality of Freshwater Phytoplankton: A Global Perspective. Boston: Springer, 1986. 236 p.

Poppeschi C., Charria G., Daniel A., Verney R., Retho M., Goberville E., Grossteffan E., Plus M. Interannual Variability of the Initiation of the Phytoplankton Growing Period in Two French Coastal Ecosystems. Biogeosciences Discussions, 2022. P. 1–2. DOI: 10.5194/bg-2022-86.

Radchenko I., Aksenova V., Voronov D., Rostanets D., Krasnova E. Annual Dynamics of a Layered Phytoplankton Structure in a Meromictic Lagoon Partially Isolated from the White Sea. Diversity, 2023. V. 15. No. 1009. P. 1–28. DOI: 10.3390/d15091009.

Rahuba A. V. Hydroecological Studies of Water Bodies Using the “Chiton-Wave” Measuring and Computing System. Information and Computing Technologies (ICT) and Their Applications. Penza: RIO PGSKHA, 2012. P. 64–68 (in Russian).

Sommer U., Gliwicz Z., Lampert W., Duncan A. The PEG-Model of Seasonal Succession of Planktonic Events in Fresh Waters. Archiv Fur Hydrobiologie, 1986. No. 106. P. 433–471. DOI: 003-9136/86/0106-0433.

Titlyanova A. A. Methodology and Methods for Evaluation of Net Primary Production and Building a Balance of Chemical Elements in Ecosystems. Theoretical Foundation and Experience of Ecological Monitoring. Moscow: Nauka, 1983. P. 63–76 (in Russian).

Wang Q., Moreno-Martínez Á., Muñoz-Marí J., Campos-Taberner M., Camps-Valls G. Estimation of Vegetation Traits with Kernel NDVI. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 2023. V. 195. P. 408–417. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2022.12.019.

Wang S., Zhang L., Huang C., Qiao N. An NDVI-Based Vegetation Phenology is Improved to be More Consistent with Photosynthesis Dynamics Through Applying a Light Use Efficiency Model Over Boreal High-Latitude Forests. Remote Sensing, 2017. No. 9(695). DOI: 10.3390/rs9070695.

Winder M., Cloern J. The Annual Cycles of Phytoplankton Biomass. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences, 2010. No. 365. P. 3215–3226. DOI: 10.1098/rstb.2010.0125.

УДК: 574.55(282.247.211)

DOI: 10.35595/2414-9179-2025-2-31-259-373

Н. М. Калинкина¹, Е. В. Теканова², А. В. Коросов³, М. Т. Сярки⁴, Е. М. Макарова⁵,
К. В. Исакова⁶

ОПЫТ ЭКСТРАПОЛЯЦИИ ОЦЕНОК ПЕРВИЧНОЙ ПРОДУКЦИИ НА АКВАТОРИЮ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА

АННОТАЦИЯ

Использованы ГИС-технологии для изучения пространственного распределения продукции фитопланктона на акватории оз. Онежского. Основой для построения карт послужили эмпирические гидробиологические данные за 1982–2023 гг. Для оценки влияния изменений климата и антропогенной нагрузки на продуктивность водоема рассмотрены два периода — до и после 2000 г. В качестве показателя продуктивности озера использовали инструментально измеренные величины фотосинтеза. Для прогноза уровня первичной продукции использовали эмпирические показатели сапрофитного бактериопланктона, биомассу рачкового зоопланктона, концентрацию хлорофилла *a* и прозрачность воды. Для этого подобрали и рассчитали оптимальную нейросетевую модель (однослойный персептрон из 4 нейронов), имеющую низкие и равные стандартные ошибки для обучающей и проверочной выборок. Для прогноза уровня первичной продукции на всей акватории оз. Онежского построили сеть из 142 точек, покрывающих всю акваторию озера. В каждую ячейку внесли значения четырех изучаемых показателей, полученных методом пространственной интерполяции с использованием треугольной сглаживающей функции. Используя сеть точек, рассчитали величины продукции в каждой из них. Полученные картограммы наглядно отражают основные тренды пространственного и временного распределения первичной продукции по акватории оз. Онежского. Центральная часть акватории оз. Онежского характеризуется низкой продуктивностью. В заливах, на побережье которых расположены крупные промышленные центры (г. Петрозаводск и г. Кондопога) отмечается повышенная продуктивность, связанная с активным загрязнением онежских вод. В последние десятилетия продуктивность экосистемы Петрозаводской губы стала ниже, а Кондопожской губы — возросла, видимо, в результате наращивания мощности товарного производства садковой форели.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: Онежское озеро, продуктивность, ГИС, нейронные сети, экстраполяция

- ¹ Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук», пр-т А. Невского, д. 50, Петрозаводск, Россия, 185030, *e-mail*: cerioda@mail.ru
- ² Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук», пр-т А. Невского, д. 50, Петрозаводск, Россия, 185030, *e-mail*: etekanova@mail.ru
- ³ Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук», пр-т А. Невского, д. 50, Петрозаводск, Россия, 185030; Петрозаводский государственный университет, пр-т Ленина, д. 30, Петрозаводск, Россия, 185035, *e-mail*: korosov@mail.ru
- ⁴ Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук», пр-т А. Невского, д. 50, Петрозаводск, Россия, 185030, *e-mail*: msyarki@mail.ru
- ⁵ Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук», пр-т А. Невского, д. 50, Петрозаводск, Россия, 185030, *e-mail*: emm777@bk.ru
- ⁶ Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук», пр-т А. Невского, д. 50, Петрозаводск, Россия, 185030, *e-mail*: ksusha_isakova@mail.ru

**Natalia M. Kalinkina¹, Elena V. Tekanova², Andrey V. Korosov³, Maria T. Syarki⁴,
Elena M. Makarova⁵, Ksenia V. Isakova⁶**

THE EXPERIENCE OF EXTRAPOLATING PRODUCTIVITY ESTIMATES FOR THE WATER AREA OF LAKE ONEGO

ABSTRACT

GIS technologies were used to study the spatial distribution of phytoplankton production in the water area of Lake Onego. Empirical hydrobiological data for 1982–2023 were the basis for the map development. Two periods, before and after 2000, were considered separately to assess the impact of climate change and anthropogenic load on the productivity of the reservoir. Empirical values of the number of saprophytic bacterioplankton, concentration of chlorophyll *a*, and water transparency were used to predict the level of primary production. To do this, we selected and calculated the optimal neural network model (a single-layer perceptron of 4 neurons), which has low and equal standard errors for training and test samples. A network of 142 points, covering the entire water area of Lake Onego was built to predict the level of primary production. Each cell contains the values of the four studied indicators, obtained by the method of spatial interpolation using a triangular smoothing function. The primary production values were calculated at each of the 142 points. The resulting cartograms clearly reflect the main trends in the territorial and temporal distribution of primary production in the water area of Lake Onego. The central part of the water area of Lake Onego is characterized by low productivity. Increased productivity is observed in bays on the coast of which large industrial centers are located (Petrozavodsk and Kondopoga), which is associated with the active pollution of these waters. In recent decades, the productivity of the Petrozavodskaya Bay ecosystem has decreased, while the productivity of the Kondopozhskaya Bay has increased, apparently as a result of the increase in commercial trout production capacity.

KEYWORDS: Lake Onego, lake productivity, GIS, neural network, extrapolation

ВВЕДЕНИЕ

С началом XXI в. большое влияние на природу России оказывает не только интенсификация хозяйственной деятельности, но и потепление климата [Третий оценочный доклад..., 2022; Государственный доклад..., 2024]. Типичной реакцией водной экосистемы на увеличение биогенной нагрузки является возрастание уровня продуктивности экосистемы и, в конечном итоге, ее эвтрофирование [Алимов, 1989; *Henderson-Sellers, Makland*, 1987; *Eutrophication: causes...*, 2011]. Этот процесс сопровождается ухудшением качества воды, в т. ч. заморными явлениями и «цветением» токсичных цианобактерий [*Eutrophica-*

¹ Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences, 50, Aleksandra Nevskogo ave., Petrozavodsk, 185030, Russia, *e-mail: cerioda@mail.ru*

² Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences, 50, Aleksandra Nevskogo ave., Petrozavodsk, 185030, Russia, *e-mail: etekanova@mail.ru*

³ Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences, 50, Aleksandra Nevskogo ave., Petrozavodsk, 185030, Russia; Petrozavodsk State University, 30, Lenina ave., Petrozavodsk, 185030, Russia, *e-mail: korosov@mail.ru*

⁴ Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences, 50, Aleksandra Nevskogo ave., Petrozavodsk, 185030, Russia, *e-mail: msyarki@mail.ru*

⁵ Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences, 50, Aleksandra Nevskogo ave., Petrozavodsk, 185030, Russia, *e-mail: emm777@bk.ru*

⁶ Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences, 50, Aleksandra Nevskogo ave., Petrozavodsk, 185030, Russia, *e-mail: ksusha_isakova@mail.ru*

tion: causes..., 2011; Cyanotoxins: occurrence, causes..., 2012; *Chorus et al.*, 2021]. Последствия совместного влияния антропогенной нагрузки и потепления климата (увеличение температуры воды, изменение объема и химического состава речного стока) для водных экосистем, особенно глубоких озер со сложным термогидродинамическим режимом, до сих пор труднопредсказуемы [*Magnuson et al.*, 1997; *Stich, Brinker*, 2010; *Schwefel et al.*, 2019].

Базовой характеристикой биопродуктивности водной экосистемы служит ее первичная продукция, в частности, в больших глубоких озерах — продукция фитопланктона [*Винберг*, 1960; *Бульон*, 1983; *Китаев*, 1984; *Алимов*, 1989]. Мы неоднократно обращались к проблеме оценки продуктивности в оз. Онежском с разных позиций и используя разные методики для ее косвенной оценки и прогнозирования [*Калинкина и др.*, 2018; 2019; *Коросов и др.*, 2021]. Онежское озеро — глубоководный олиготрофный водоем. Основная антропогенная нагрузка на озеро определяется прошедшими биологическую очистку коммунально-промышленными сточными водами двух крупных промышленных центров, которые поступают в большие глубокие северо-западные заливы — Петрозаводскую губу (г. Петрозаводск) и Кондопожскую губу (г. Кондопога и Кондопожский ЦБК — целлюлозно-бумажный комбинат) [*Крупнейшие озера...*, 2015]. Кроме того, в Кондопожской губе в последние 20 лет активно развивается товарное садковое форелеводство [*Калинкина и др.*, 2017]. В результате хозяйственной деятельности происходит загрязнение водоема, главным образом биогенными и органическими веществами [*Sabylina*, 2010].

Как выяснилось, основная проблема экологической характеристики оз. Онежского, водоема с огромной площадью, состоит в крайней неравномерности расположения станций и периодичности сбора гидробиологических проб. Это требует постоянного поиска более адекватных технологий пространственной экстраполяции оценок по акватории озера. Кроме этого, явно назрел переход от косвенных оценок продуктивности к прямым, инструментальным.

Цель работы состоит в оценке уровня продуктивности всей акватории Онежского озера по показателю первичной продукции с использованием нейронных сетей и пространственной интерполяции.

Одно из направлений разработок состояло в апробации разнообразных методов изучения зависимостей и количественного прогноза; нами были апробированы множественная регрессия, многомерная статистика, байесовский классификатор, процедуры нечеткой логики. Пришло время применения нейронных сетей, преимущество которых состоит в возможности учитывать сложные нелинейные зависимости.

Еще одно новшество, использованное в данной работе, состоит в том, что весь картографический анализ выполнен с помощью пакета terra программы R. Эта среда позволяет анализировать как пространственные, так и атрибутивные отношения объектов без необходимости обращения к специализированным ГИС и связанных с этим операций конвертации данных, существенно замедлявших анализ.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Данных по измерению фотосинтеза фитопланктона в оз. Онежском значительно меньше, чем по другим гидробиологическим показателям, т. к. это достаточно трудоемкая и времязатратная процедура. Тем не менее, к настоящему времени накоплены десятки данных по первичной продукции водоема, полученных разными методами. Параллельно с оценкой первичной продукции велась стандартная гидробиологическая съемка. Известно, что все компоненты экосистемы прямо или косвенно связаны друг с другом функционально [*McCaun*, 2011]. Когда все гидробиологические данные были оцифрованы и переведены в формат экспертной системы [*Калинкина и др.*, 2019], появилась возможность количественно

связать показатели первичной продукции с другими показателями состояния водоема и выполнить экстраполяцию на другие временные периоды и районы озера.

Работа основана на материалах лаборатории гидробиологии Института водных проблем Севера КарНЦ РАН за последние 40 лет — с 1982 по 2023 гг. В расчетах использованы традиционные при изучении водных экосистем показатели: биомасса зоопланктона (z , мг/м³), концентрация хлорофилла a (c , мкг/л), а также количество сапрофитных бактерий (b , КОЕ/мл), прозрачность воды (tr , м) и температура (te , °C) в верхнем слое водной толщи в летний период (июль–август). Выборки содержали собственные данные авторов и сведения из зарегистрированных баз данных Федерального исследовательского центра «Карельский научный центр РАН»^{1,2,3}.

Измерения фотосинтеза фитопланктона на оз. Онежском выполнялись разными методами — радиоуглеродным (1989–2006 гг.) и кислородным (2007–2023 гг.), которые мало сопоставимы по причине измерения динамики разных веществ — потребления углерода и выделения кислорода микроводорослями [Бульон, 1993]. В работе были использованы натурные данные о первичной продукции, выполненные кислородным методом в 2007–2023 гг.³

Число строк (проб) в базах для разных показателей различалось: b — 476, c — 457, tr — 457, te — 425, z — 251, p — 120. Расчет значений продуктивности планировалось проводить по формуле вида $p \sim b + c + tr + z + te$ с помощью множественной регрессии (функция glm) и нейронной сети (функция $neuralnet$).

В работе использовали значения первичной продукции, возведенные в степень $p^{0,4}$, поскольку при этом их распределение имеет симметричную форму, близкую к нормальному. Показатели количества сапрофитного бактериопланктона и зоопланктона имеют логнормальное распределение, поэтому в анализ были включены логарифмы их значений, чтобы унифицировать показатели изменчивости данных.

В анализе использовались ГИС-слои, построенные ранее в среде QGIS [Калинкина и др., 2019]: линия берега оз. Онежского, точки станций отбора проб (361 станция), точки центроидов сети прямоугольных выделов 8×8 км для интерполяции исходных данных на всю акваторию и экстраполяции оценок продуктивности (142 точки) (рис. 1).

Подготовка и обработка данных осуществлялась в четыре этапа с чередованием процедур интерполяции и экстраполяции.

Вначале был подготовлен общий массив данных как основа для последующей экстраполяции на всю акваторию озера. Для каждой из 142 равномерно распределенных точек сети был составлен список окрестных станций, входящих в окружность радиусом 20 км, и оценка расстояния до каждой из них (s) (рис. 2).

¹ Сярки М. Т., Теканова Е. В., Чекрыжева Т. Н. Планктон пелагиали Онежского озера. Свидетельство о государственной регистрации базы данных RU 2015620274, 13.02.2015. Правообладатель: Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт водных проблем Севера Карельского научного центра Российской академии наук (ИВПС КарНЦ РАН), 2015

² Сабылина А. В., Теканова Е. В., Калинкина Н. М. Хлорофилл «а» в воде Онежского озера. Свидетельство о государственной регистрации базы данных RU 2018621068, 13.06.2018. Правообладатель: Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук», 2018

³ Калинкина Н. М., Теканова Е. В., Сярки М. Т., Георгиев А. П., Исакова К. В., Толстиков А. В., Здорovenнов Р. Э., Смирнова В. С. Лимнологические показатели состояния Онежского озера и Выгозерского водохранилища: температура воды, концентрация хлорофилла a , продукция фитопланктона. Свидетельство о регистрации базы данных RU 2023621189, 12.04.2023. Правообладатель: Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук», 2023

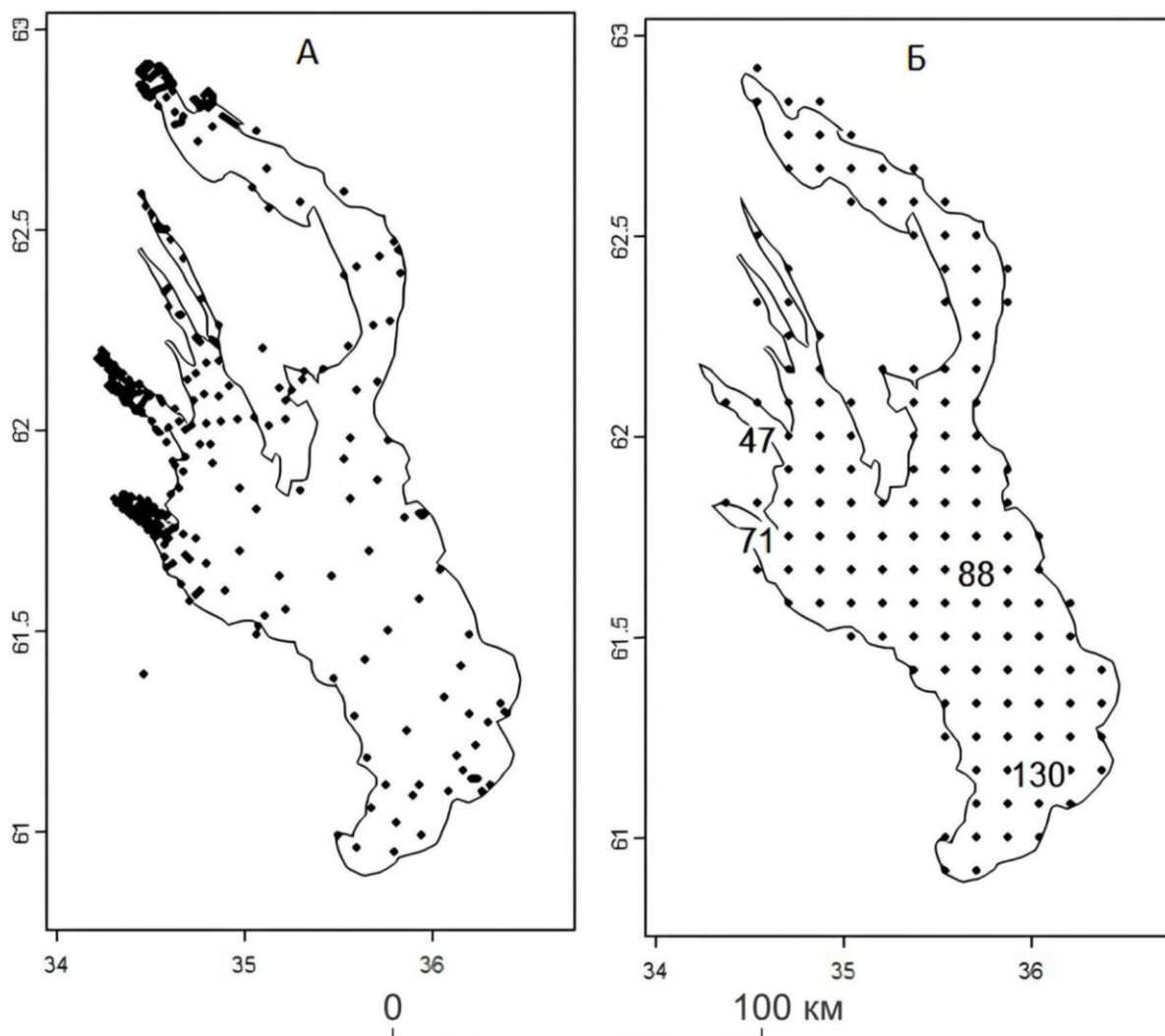
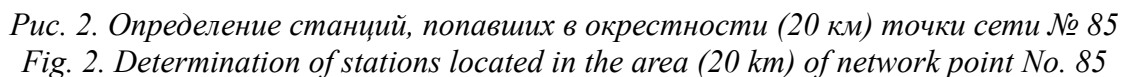


Рис. 1. Расположение 361 станции (А) и 142 точек сети (Б)
на акватории оз. Онежского
Fig. 1. Location of 361 stations (A) and 142 network points (B)
on the water area of Lake Onego

Эти расстояния послужили для расчета «веса» значения показателей с данной станции: $w = (20\,000 - s) / 20\,000$. Максимальное значение ($w = 1$) получала станция, совпадающая с данной точкой сети, минимальное ($w = 0$) — удаленная на 20 000 м и более (треугольная сглаживающая функция). Далее была составлена общая база данных по всем входным переменным (b , c , tr , z , te) для точек сети. Для каждой из 142 точек значение переменной определялось в процедуре взвешенного усреднения значений с окрестных станций (интерполяция) — значение характеристики x умножалось на вес w и делилось на сумму весов (число станций в выборках различалось): $\sum x * w / \sum w$. Так сформировался массив (таблица) из 142 строк (точек) и 4 полей (показателей). Этот метод позволил получить оценки почти для всех точек сети акватории, которые оказались достаточно выровненными без резких перепадов, но в то же время сохранили специфику региона. Всего было построено две таблицы для двух периодов — с 1982 по 2000 гг. и с 2000 по 2023 гг. К сожалению, для небольшой части точек не удалось подобрать значения всех переменных; такие точки выпали из анализа.



На основе этой матрицы было построено несколько вариантов нейронных сетей (однослойный персептрон) [Коросов, 2023]. Для настройки использовались 2/3 данных, для проверки точности настройки — 1/3 строк исходного массива. Использование дробных выходных значений и нескольких нейронов позволяют получить на выходе сети также дробные значения — оценки продукции. В роли показателей качества модели выступили

две величины — средние суммы квадратов отклонений модели от реальности, полученные на обучающей и тестовой выборке. Эти величины сравнивали по критерию Фишера (var.test). При отсутствии значимых различий делали вывод о приемлемом качестве модели и об отсутствии эффекта переобучения сети. В процессе настройки варьировалось число нейронов, входящих в один слой. Адекватность модели оценивали по критерию Фишера, сравнивая остаточную дисперсию с модельной $F = S^2_{\text{ост.}} / S^2_{\text{мод.}}$.

Наконец, на последнем этапе на основе построенной нейронной сети выполнили расчет (экстраполяцию) значений первичной продукции для каждой из 142 точек акватории оз. Онежского для двух периодов — с 1982 по 2000 гг. и с 2000 по 2023 гг.

Все расчеты выполнены в среде R.¹

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Исходные данные для построения нейронной сети представляет собой массив из 25 наборов непосредственных оценок четырех характеристик (p, b, c, tr). Эти значения достаточно широко варьируются (рис. 3А), но линейные тренды их направления изменчивости значимо связаны с варьированием показателя продукции (рис. 3Б, табл. 1).

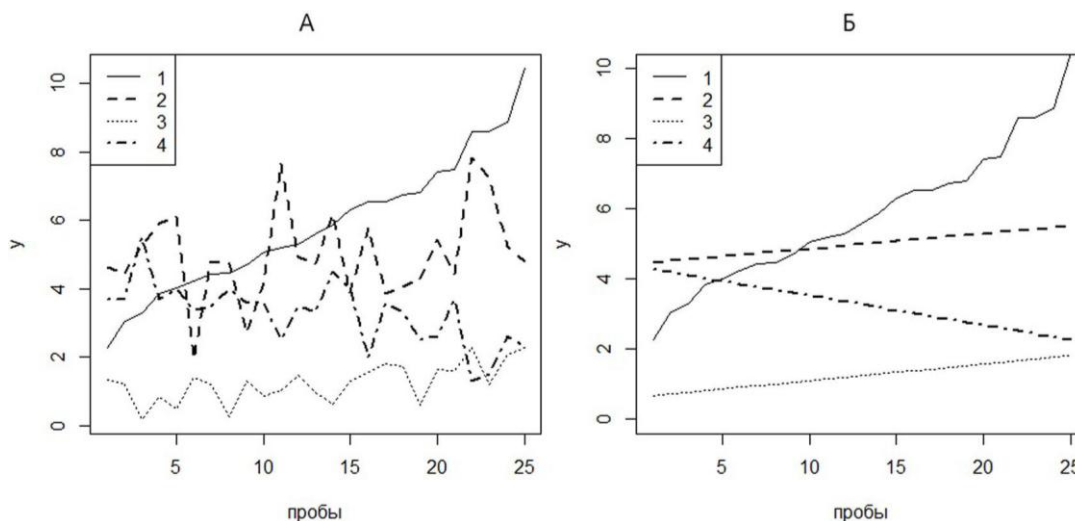


Рис. 3. Упорядоченные по возрастанию значения первичной продукции (1) и соответствующие им значения изучаемых переменных (2 — бактериопланктон, 3 — хлорофилл, 4 — прозрачность воды):

А — исходные данные, Б — линейные тренды

Fig. 3. Primary production values (1) ordered by increasing value and the corresponding values of the studied variables (2 — bacterioplankton, 3 — chlorophyll, 4 — water transparency): A — original data, B — linear trends

Используя эти данные, был выполнен множественный регрессионный анализ (табл. 2); в результирующем уравнении все коэффициенты оказались незначимыми, очевидно, из-за нелинейного характера зависимостей между переменными.

Выполняя многократные расчеты нейронной сети разным числом нейронов, нашли их оптимальное число — 4 нейрона; при большем количестве сеть «переучивалась» и плохо распознавала проверочные данные, при меньшем числе оценки теряли стабильность. Варьируя случайным образом входные значения обучающей выборки, нашли несколько

¹ The R Project for Statistical Computing. Электронный ресурс: <https://www.r-project.org/> (дата обращения 26.07.2023)

вариантов сети, при которых стандартные ошибки для обучающей и проверочной выборок были наименьшими и примерно равными друг другу (порядка 0,2–0,3) и значимо не отличались при $p = 0,05$ (рис. 4–5).

Табл. 1. Коэффициенты корреляции между изучаемыми переменными
(порог значимости для $p=0,05$ составляет $r=0,38$)
Table 1. Correlation coefficients between the studied variables
(the significance threshold for $p=0,05$ is $r=0,38$)

	p	b	c	tr
p	1	0,26	0,65	–0,68
b	0,26	1	–0,02	–0,41
c	0,65	–0,02	1	–0,61
tr	–0,68	–0,41	–0,61	1

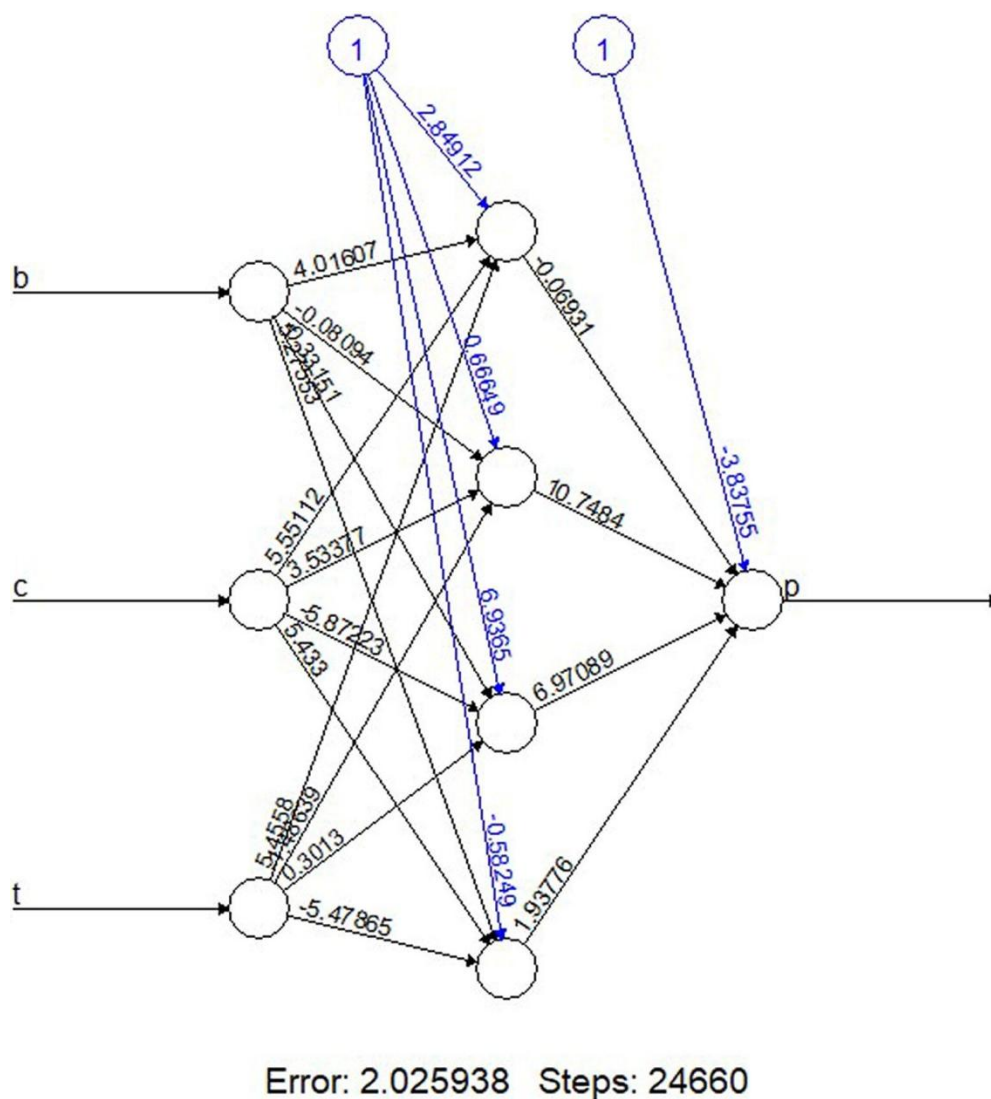


Рис. 4. Нейронная сеть для прогноза первичной продукции
Fig. 4. Neural network for forecasting primary production

Табл. 2. Коэффициенты множественной регрессии (a), их ошибки (m_a)
и оценки уровня значимости (p)
Table 2. Multiple regression coefficients (a), errors (m_a), and significance level estimates (p)

Предиктор	a	m_a	p
Свободный член	6,33	4,57	0,19
b	0,05	0,35	0,89
c	1,32	0,98	0,20
tr	-0,78	0,62	0,23

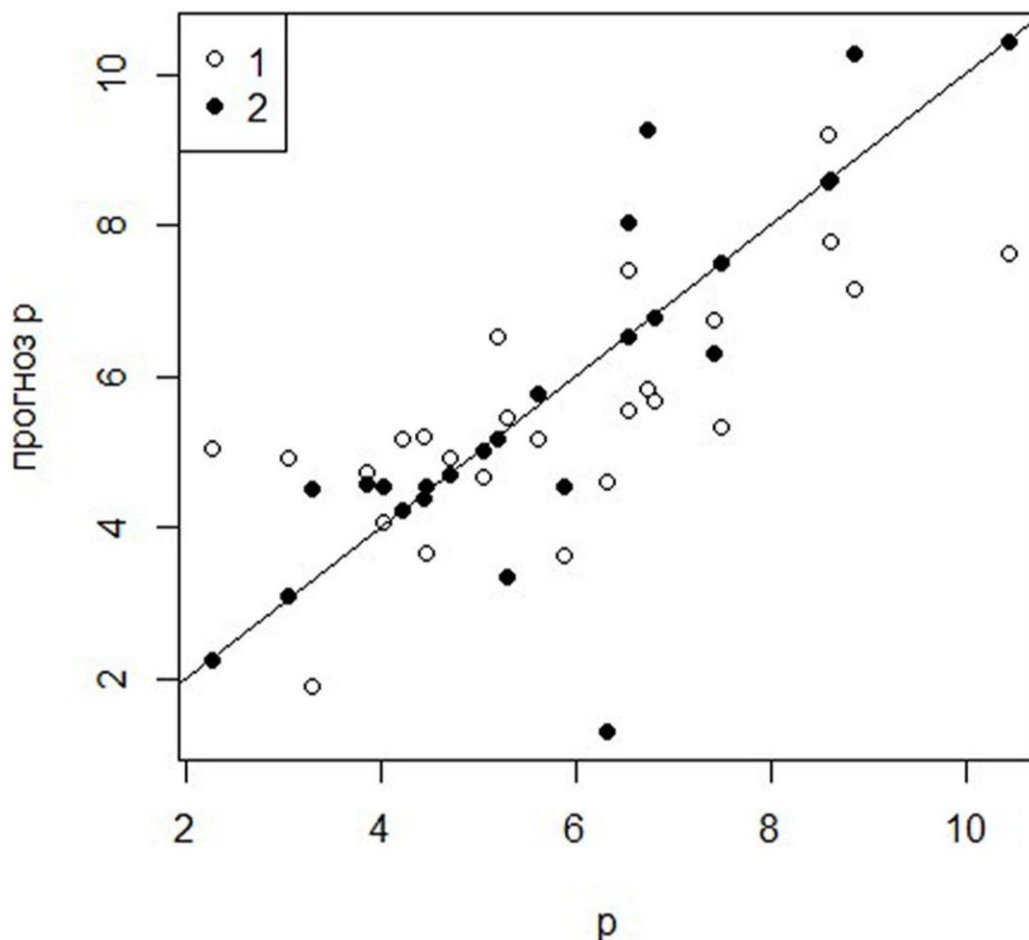


Рис. 5. Соотношение между реальными (p) и расчетными (прогноз p) значениями первичной продукции ($\log(y)$), рассчитанными по модели множественной регрессии (1) и нейронной сети (2)
Fig. 5. The relationship between the measured (p) values of primary production ($\log(y)$) and the calculated (predicted p) values using the multiple regression model (1) and the neural network (2)

Используя разные варианты сети с четырьмя нейронами, авторы выполнили расчет прогнозных значений для всей акватории оз. Онежского, используя заранее подготовленный массив со значениями входных переменных, интерполированных на 142 точки акватории озера (табл. 3). Полученные оценки отображены на картограммах, отражающих относительную величину продуктивности в каждой точке акватории за два периода (рис. 6).

Табл. 3. Расчетные значения первичной продукции ($\text{мг С/м}^3 \cdot \text{сут.}$) за два периода для некоторых точек акватории (рис. 1)

Table 3. Calculated values of primary production ($\text{mg C/m}^3 \cdot \text{day}$) for some points in the water area for two periods (Fig. 1)

Точки сети	47	71	88	130
1982–2000 гг.	56	86	35	54
2000–2023 гг.	227	44	35	40

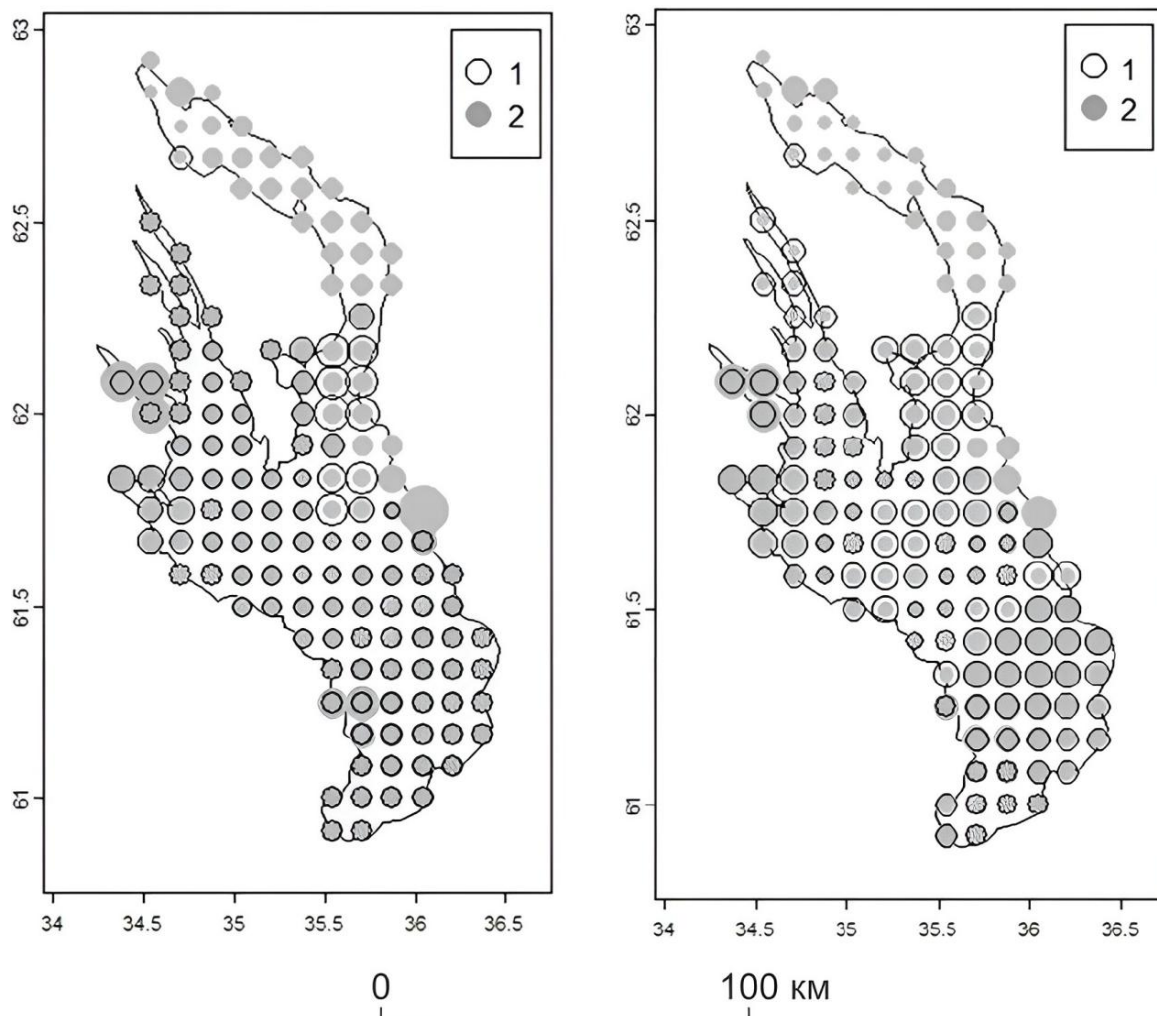


Рис. 6. Оценки первичной продукции на акватории оз. Онежского в разных вариантах нейронной сети. Диаметр точки отражает относительную величину продукции для ее сравнения в разные периоды (1 — для 1982–2000 гг.; 2 — для 2000–2023 гг.)

Fig. 6. Estimates of primary production in the water area of Lake Onego in different versions of the neural network. The diameter of the point reflects the relative value of production for comparison in two different periods (1 — for 1982–2000; 2 — for 2000–2023)

Несмотря на частные различия картограмм, полученных на разных вариантах сети, они отражают ряд характерных закономерностей. Как отмечалось ранее, в центральных частях оз. Онежского первичная продукция имеет минимальные значения, в прибрежной загрязняемой зоне — повышенные [Теканова, Тимакова, 2007]. Так, в Петрозаводской и Кондопожской губах, на побережье которых расположились крупные промышленные

центры, уровни продуктивности выше, чем в других частях акватории вследствие техногенной нагрузки. Отчетливо видны и тренды изменения показателя в последнее время. В открытом плесе озера продуктивность либо уменьшилась, либо сохранилась неизменной. На выходе из Петрозаводской губы продуктивность понизилась, что может быть связано с существенным сокращением нагрузки сточных вод¹. В Кондопожской губе уровень продуктивности существенно возрос. Учитывая, что нагрузка сточных вод на этот залив тоже значительно сократилась за последние 20 лет, повышение продуктивности, видимо, является следствием активной деятельности форелевых хозяйств, действующих в заливе с 2000 г. [Калинкина и др., 2017]. При нарушении водно-биологических обоснований и систематического контроля накопление отходов деятельности форелевых хозяйств, содержащих большое количество биогенных элементов и органических веществ, может быстро привести к эвтрофированию [Рыжков, Дзюбук, 2014]. Ранее ухудшение экологической ситуации отмечалось в прибрежной зоне больших северных озер — шхерном районе оз. Ладожского [Дудакова и др., 2024] и маленьких заливах оз. Онежского [Стерлигова и др., 2009; 2011]. На данном этапе хозяйственная деятельность остается главным фактором, влияющим на продуктивность оз. Онежского.

ВЫВОДЫ

С помощью нейронной сети удалось достаточно точно связать уровень первичной продукции с другими гидробиологическими показателями и выполнить прогноз ее значений для любой точки акватории крупного водоема. Возможность точного прогноза показателей первичной продукции, одного из наиболее трудоемких методов в гидробиологии, по значениям хлорофилла *a*, количеству сапрофитных бактерий и прозрачности воды, обеспечивает получение важной информации для контроля процессов эвтрофирования различных районов оз. Онежского с целью нормирования на водоем антропогенной нагрузки.

Треугольная сглаживающая функция обеспечивает расчет достаточно выровненного ландшафта интерполированных значений без резких перепадов, но с сохранением региональной специфики.

Примененный способ экстраполяции довольно хорошо воспроизводит полученные ранее инструментальным способом закономерности распределения первичной продукции на акватории оз. Онежского. Большие значения первичной продукции отмечались в заливах, которые испытывают интенсивную антропогенную нагрузку от крупных промышленных центров (г. Петрозаводск и г. Кондопога). Меньшие величины первичной продукции были отмечены в открытом плесе оз. Онежского, который сохраняет олиготрофный статус за счет барьерной роли заливов.

Анализ показал, что после 2000 г. в Петрозаводской губе оз. Онежского отмечается тенденция к снижению продуктивности, а продуктивность эвтрофируемой Кондопожской губы, напротив, возросла, особенно в срединной части губы, где в начале 2000-х гг. было размещено большое количество форелевых ферм. Ускорение эвтрофирования Кондопожской губы, связанное с деятельностью форелевых хозяйств, необходимо учитывать для нормализации экологической ситуации в заливе.

¹ Калинкина Н. М., Теканова Е. В., Сярки М. Т., Георгиев А. П., Исакова К. В., Толстиков А. В., Здоровеннов Р. Э., Смирнова В. С. Лимнологические показатели состояния Онежского озера и Выгозерского водохранилища: температура воды, концентрация хлорофилла *a*, продукция фитопланктона. Свидетельство о регистрации базы данных RU 2023621189, 12.04.2023. Правообладатель: Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук», 2023

БЛАГОДАРНОСТИ

Работа выполнена в рамках Государственного задания Института водных проблем Севера КарНЦ РАН (государственной регистрация № 121021700117-3).

ACKNOWLEDGEMENTS

The study was carried out within the framework of the State assignment of Northern Water Problems Institute, Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences (№ 121021700117-3).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Алимов А. Ф.* Введение в продукционную гидробиологию. Л.: Гидрометеиздат, 1989. 152 с.
- Бульон В. В.* Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Л.: Наука, 1983. 150 с.
- Бульон В. В.* Радиоуглеродный метод определения первичной продукции фитопланктона, его возможности и ограничения в сравнении с кислородным методом. Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов. СПб., 1993. С. 41–47.
- Винберг Г. Г.* Первичная продукция водоемов. Минск: Издательство Академии наук БССР, 1960. 328 с.
- Государственный доклад «О состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2023 году». М.: Минприроды – ООО «Интеллектуальная аналитика», 2024. 707 с.
- Дудакова Д. С., Капустина Л. Л., Митрукова Г. Г., Трифонов А. Е., Зарипова К. М.* Состояние планктонных и бентосных сообществ шхерного района Ладожского озера вблизи садковых рыбоводных хозяйств. Труды ВНИРО, 2024. Т. 196. С. 163–178 DOI: 10.36038/2307-3497-2024-196-163-178.
- Калинкина Н. М., Коросов А. В., Белкина Н. А., Теканова Е. В., Сярки М. Т., Коросов А. А.* Географическая информационная система «биоресурсы Онежского озера». ИнтерКарто. ИнтерГИС. Материалы Международной конференции, 2018. Т. 24. Ч. 2. С. 362–370. DOI: 10.24057/2414-9179-2018-2-24-362-370.
- Калинкина Н. М., Коросов А. В., Теканова Е. В.* Экологическая информационная система «Онего». Принципы экологии, 2019. Т. 8. № 1. С. 72–88. DOI: 10.15393/j1.art.2019.8222.
- Калинкина Н. М., Теканова Е. В., Сярки М. Т.* Экосистема Онежского озера: Реакция водных сообществ на антропогенные факторы и климатические изменения. Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление, 2017. № 1. С. 4–18.
- Китаев С. П.* Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М.: Наука, 1984. 207 с.
- Коросов А. В.* Нейронные сети для экологии: введение. Принципы экологии, 2023. № 3. С. 76–96. DOI: 10.15393/j1.art.2023.14002.
- Коросов А. В., Калинкина Н. М., Теканова Е. В., Сярки М. Т., Исакова К. В.* Разработка индексов трофности для Онежского озера с помощью экологической информационной системы. ИнтерКарто. ИнтерГИС. Материалы Международной конференции, 2021. Т. 27. Ч. 3. С. 256–273. DOI: 10.35595/2414-9179-2021-3-27-256-273.
- Крупнейшие озера-водохранилища Северо-Запада европейской территории России: современное состояние и изменения экосистем при климатических и антропогенных воздействиях. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2015. 374 с.

Рыжков Л. П., Дзюбук И. М. Экологическая безопасность садкового рыбоводства. Петрозаводск: Издательство ПетрГУ, 2014. 98 с.

Стерлигова О. П., Кутаев С. П., Ильмаст Н. В., Комулайнен С. Ф., Кучко Я. А., Павловский С. А., Савосин Е. С. Состояние заливов Онежского озера при товарном выращивании форели. Поволжский экологический журнал, 2011. № 3. С. 386–393.

Стерлигова О. П., Кутаев С. П., Ильмаст Н. В., Кучко Я. А., Павловский С. А., Савосин Е. С. Состояние Кефтень губы Онежского озера при товарном выращивании радужной форели. Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера. Материалы XXVIII Международной конференции. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2009. С. 532–528.

Третий оценочный доклад об изменениях климата и их последствиях на территории Российской Федерации. Общее резюме. СПб.: Наукоемкие технологии, 2022. 124 с.

Chorus I., Fastner J., Welker M. Cyanobacteria and Cyanotoxins in a Changing Environment: Concepts, Controversies, Challenges. Water, 2021. V. 13. P. 2463–2504. DOI: 10.3390/w1318246.

Cyanotoxins: Occurrence, Causes, Consequence. Berlin: Springer, 2012. 357 p.

Eutrophication: Causes, Consequences and Control. Dordrecht: Springer, 2011. 394 p. DOI: 10.1007/978-90-481-9625-8.

Henderson-Sellers B., Makland H. R. Decaying Lakes: The Origins and Control of Cultural Eutrophication. New York: Wiley, 1987. 254 p.

Magnuson J. J., Webster K. E., Assel R. A., Bowser C. J., Dillon P. J., Eaton J. G., Evans H. E., Fee E. J., Hall R. I., Mortsch L. R., Schindler D. W., Quinn F. H. Potential Effects of Climate Changes on Aquatic Systems: Laurentian Great Lakes and Precambrian Shield Region. Hydrological Processes, 1997. V. 11. No. 3. P. 825–871.

McCann K. S. Food Webs (MPB-50). Princeton: Princeton University Press, 2011. 256 p.

Sabylina A. V., Lozovik P. A., Zobkov M. B. Water Chemistry in Onega Lake and its Tributaries. Water Resources, 2010. V. 37. No. 6. P. 842–853. DOI: 10.1134/S0097807810060102.

Schwefel R., Müller B., Boisgontier H., Wüest A. Global Warming Affects Nutrient Upwelling in Deep Lakes. Aquatic Sciences, 2019. V. 81. No. 50. DOI: 10.1007/s00027-019-0637-0.

Stich H. B., Brinker A. Oligotrophication Outweighs Effects of Global Warming in a Large, Deep, Stratified Lake Ecosystem. Global Change Biology, 2010. V. 16. No. 2. P. 877–888. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.02005.x.

Tekanova Ye. V., Timakova T. M. Assessment of the Current Trophic State of Lake Onega by Primary Production of Phytoplankton. Hydrobiological Journal, 2007. V. 43. No. 5. С. 87–90. DOI: 10.1615/HydrobJ.v43.i5.60.

REFERENCES

Alimov A. F. An Introduction to Production Hydrobiology. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1989. 152 p. (in Russian).

Boulion V. V. Primary Production of Plankton of Inland Waters. Leningrad: Nauka, 1983. 150 p. (in Russian).

Boulion V. V. Radiocarbon Method for Determining Primary Production of Phytoplankton, its Capabilities and Limitations in Comparison with the Oxygen Method. Methodological Issues of Studying Primary Production of Plankton of Inland Waters. St. Petersburg, 1993. P. 41–47 (in Russian).

Chorus I., Fastner J., Welker M. Cyanobacteria and Cyanotoxins in a Changing Environment: Concepts, Controversies, Challenges. *Water*, 2021. V. 13. P. 2463–2504. DOI: 10.3390/w1318246.

Cyanotoxins: Occurrence, Causes, Consequence. Berlin: Springer, 2012. 357 p.

Dudakova D. S., Kapustina L. L., Mitrukova G. G., Trifonov A. E., Zaripova K. M. The State of Planktonic and Benthic Communities of the Skerry Region of Lake Ladoga Near Fish Farms. *Trudy VNIRO*, 2024. V. 196. P. 163–78 (in Russian). DOI: 10.36038/2307-3497-2024-196-163-178.

Eutrophication: Causes, Consequences and Control. Dordrecht: Springer, 2011. 394 p. DOI: 10.1007/978-90-481-9625-8.

Henderson-Sellers B., Makland H. R. Decaying Lakes: The Origins and Control of Cultural Eutrophication. New York: Wiley, 1987. 254 p.

Kalinkina N. M., Korosov A. V., Belkina N. A., Tekanova E. V., Syarki M. T., Korosov A. A. Geographic Information System “Biological Resources of Onego Lake”. *InterCarto. InterGIS. Proceedings of the International Conference*, 2018. V. 24. Part 2. P. 362–370 (in Russian). DOI: 10.24057/2414-9179-2018-2-24-362-370.

Kalinkina N. M., Korosov A. V., Tekanova E. V. Ecological Information System “Onego”. *Principles of the Ecology*, 2019. V. 8. No. 1. P. 72–88 (in Russian). DOI: 10.15393/j1.art.2019.8222.

Kalinkina N. M., Tekanova Y. V., Syarki M. T. The Lake Onego Ecosystem: Aquatic Communities’ Response to Anthropogenic Factors and Climate Change. *Water Sector of Russia: Problems, Technologies, Management*, 2017. No. 1. P. 4–18 (in Russian).

Kitaev S. P. Ecological Bases of Bioproductivity of Lakes of Different Natural Zones. Moscow: Nauka, 1984. 207 p. (in Russian).

Korosov A. V. Neural Networks for Ecology: Introduction. *Principles of the Ecology*, 2023. No. 3. P. 76–96 (in Russian). DOI: 10.15393/j1.art.2023.14002.

Korosov A. V., Kalinkina N. M., Tekanova E. V., Syarki M. T., Isakova K. V. Development of Trophic Indices for Lake Onego Using of the Ecological Information System. *InterCarto. InterGIS. Proceedings of the International Conference*, 2021. V. 27. Part 3. P. 256–273 (in Russian). DOI: 10.35595/2414-9179-2021-3-27-256-273.

The Largest Lakes-Reservoirs of the North-West European Part of Russia: Current State and Changes of Ecosystems under Climate Variability and Anthropogenic Impact. Petrozavodsk: Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences, 2015. 374 p. (in Russian).

Magnuson J. J., Webster K. E., Assel R. A., Bowser C. J., Dillon P. J., Eaton J. G., Evans H. E., Fee E. J., Hall R. I., Mortsch L. R., Schindler D. W., Quinn F. H. Potential Effects of Climate Changes on Aquatic Systems: Laurentian Great Lakes and Precambrian Shield Region. *Hydrological Processes*, 1997. V. 11. No. 3. P. 825–871.

McCann K. S. Food Webs (MPB-50). Princeton: Princeton University Press, 2011. 256 p.

Ryzhkov L. P., Dzyubuk I. M. Environmental Safety of Cage Fish Farming. Petrozavodsk: Publishing House of the Petrozavodsk State University, 2014. 98 p. (in Russian).

Sabylina A. V., Lozovik P. A., Zobkov M. B. Water Chemistry in Onega Lake and its Tributaries. *Water Resources*, 2010. V. 37. No. 6. P. 842–853. DOI: 10.1134/S0097807810060102.

Schwefel R., Müller B., Boisgontier H., Wüest A. Global Warming Affects Nutrient Upwelling in Deep Lakes. *Aquatic Sciences*, 2019. V. 81. No. 50. DOI: 10.1007/s00027-019-0637-0.

State Report “On the State and Protection of the Environment of the Russian Federation in 2023”. Moscow: Ministry of Natural Resources and Environment of the Russian Federation – “Intelligent Analytics” Ltd., 2024. 707 p. (in Russian).

Sterligova O. P., Kitayev S. P., Ilmast N. V., Komulainen S. F., Kuchko Ya. A., Pavlovsky S. A., Savosin E. S. Status of Onega Lake Bays Affected by Commercial Rainbow Trout Cultivation. *Povolzhskiy Journal of Ecology*, 2011. No. 3. P. 386–393 (in Russian).

Sterligova O. P., Kitaev S. P., Ilmast N. V., Kuchko Ya. A., Pavlovsky S. A., Savosin E. S. The State of the Keften Bay of Lake Onego During Commercial Cultivation of Rainbow Trout. *Biological Resources of the White Sea and Inland Waters of the European North. Proceedings of the XXVIII International Conference*. Petrozavodsk: Karelian Research Center of the Russian Academy of Sciences, 2009. P. 532–528 (in Russian).

Stich H. B., Brinker A. Oligotrophication Outweighs Effects of Global Warming in a Large, Deep, Stratified Lake Ecosystem. *Global Change Biology*, 2010. V. 16. No. 2. P. 877–888. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.02005.x.

Tekanova Ye. V., Timakova T. M. Assessment of the Current Trophic State of Lake Onega by Primary Production of Phytoplankton. *Hydrobiological Journal*, 2007. V. 43. No. 5. C. 87–90. DOI: 10.1615/HydrobJ.v43.i5.60.

The Third Assessment Report on Climate Change and its Consequences in the Russian Federation. General Summary. St. Petersburg: Science Intensive Technologies, 2022. 124 p. (in Russian).

Vinberg G. G. Primary Production of Water Bodies. Minsk: Publishing House of the BSSR Academy of Sciences, 1960. 328 p. (in Russian).

УДК: 912.4

DOI: 10.35595/2414-9179-2025-2-31-274-386

А. Б. Александрова^{1,2}, И. И. Зиганшин^{3,4}, Р. Р. Хасанов⁵, С. С. Рязанов⁶, А. М. Сабирзянов⁷, Е. М. Пудовик⁸

ПРИМЕНЕНИЕ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНЫХ СНИМКОВ ДЛЯ ОЦЕНКИ ЗАРАСТАНИЯ ОЗЕР

АННОТАЦИЯ

Исследование посвящено анализу зарастания 12-ти озер ООПТ Лаишевского муниципального р-на Республики Татарстан за период 2003–2023 гг. с применением геоинформационных технологий и спектральных индексов (NDVI, NDWI, MNDWI, WRI) на основе спутниковых снимков Sentinel-2A, которые подвержены различной форме и скорости зарастания. Было установлено, что скорость зарастания варьируется от 0,03 до 0,7 га в год, а его показатель площади достигает значений до 83 %. Наибольшие изменения отмечены у озер Свежее, Столбище, Чистое и Сапуголи, что связано с антропогенной нагрузкой вокруг данных озер. Диагностика зарастания наиболее эффективна при использовании вегетационных индексов NDVI, NDWI и MNDWI, тогда как WRI показал довольно низкую точность для малых озер площадью водного зеркала меньше 1 га. Для крупных озер (площадью больше 0,7 км²) с зарастанием меньше 10 % ошибка диагностики не превышает 2 %, что доказывает надежность применения указанных индексов в исследовании зарастания озер. Для малых озер площадью менее 0,2 км² с зарастанием больше 20 % площади ошибка достигает 10–21 %, что требует дополнения данными Google Earth Pro. Для крупных озер рекомендовано применять индексы NDVI, NDWI и MNDWI; для малых же, с высокой степенью зарастания — использовать комбинацию методов, включая ручную оцифровку. Итоговые результаты показывают необходимость адаптации дистанционных методов мониторинга в зависимости от размеров и антропогенной нагрузки на водные объекты.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: вегетационный индекс, зарастание, озеро, дистанционное зондирование Земли, космические снимки

-
- ¹ Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, ул. Даурская, д. 28, Казань, Россия, 420087, e-mail: adabl@mail.ru
- ² Казанский (Приволжский) федеральный университет, ул. Кремлевская, д. 18, Казань, Россия, 420008, e-mail: adabl@mail.ru
- ³ Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, ул. Даурская, д. 28, Казань, Россия, 420087, e-mail: irek_ziganshin@mail.ru
- ⁴ Казанский (Приволжский) федеральный университет, ул. Кремлевская, д. 18, Казань, Россия, 420008, e-mail: irek_ziganshin@mail.ru
- ⁵ Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, ул. Даурская, д. 28, Казань, Россия, 420087, e-mail: rustamkhasanov88@gmail.com
- ⁶ Институт проблем экологии и недропользования АН РТ, ул. Даурская, д. 28, Казань, Россия, 420087, e-mail: rstanislav.soil@yandex.ru
- ⁷ Казанский (Приволжский) федеральный университет, ул. Кремлевская, д. 18, Казань, Россия, 420008, e-mail: sabiralmaz@mail.ru
- ⁸ Казанский (Приволжский) федеральный университет, ул. Кремлевская, д. 18, Казань, Россия, 420008, e-mail: epudovic@mail.ru

Asel B. Alexandrova^{1,2}, Irek I. Ziganshin^{3,4}, Rustam R. Khasanov⁵, Stanislav S. Ryazanov⁶,
Almaz M. Sabirzyanov⁷, Elena M. Pudovik⁸

THE USE OF MULTISPECTRAL IMAGES TO ASSESS LAKE OVERGROWTH

ABSTRACT

The study is devoted to the analysis of overgrowing of 12 lakes in the protected area of Laishevsky Municipal District of the Republic of Tatarstan for 2003–2023 using geoinformation technologies and spectral indices (NDVI, NDWI, MNDWI, WRI) based on Sentinel-2A satellite images. It was found that the overgrowing rate varies from 0.03 to 0.7 ha per year, and its area reaches up to 83 %. The greatest changes were noted at the lakes Freshie, Stolbishche, Chistoe and Sapugoli, which is associated with anthropogenic stress. Overgrowth diagnostics is most effective when using the NDVI, NDWI and MNDWI vegetation indices, while WRI showed low accuracy for small lakes with a water surface area less than 1 ha. For a large lake (area of more 0.7 km²) with overgrowth of less than 10 %, the indicator error is not 2 %, which proves the reliability of observing the specified indices when conducting lake overgrowth. For small lakes with an area less than 0.2 km² and overgrowth of more than 20 % of the area, the error reaches 10–21 %, which requires supplementing with Google Earth Pro data. It is recommended to use NDVI, NDWI and MNDWI indices for large lakes; and to use a combination of methods, including manual digitization, for small lakes with a high degree of overgrowth. The results show the need to adapt remote monitoring methods depending on the size and anthropogenic load on water bodies.

KEYWORDS: vegetation indices, overgrowth, lake, remote sensing of the Earth, satellite images

ВВЕДЕНИЕ

В условиях современного развития геоинформационных технологий методы дистанционного зондирования Земли (ДЗЗ) приобретают все большую актуальность, особенно с использованием мультиспектральных спутниковых снимков. Ключевыми достоинствами этих методов являются высокая скорость получения данных, возможность многодиапазонного анализа спектральных характеристик и масштабный мониторинг состояния природных объектов [Морозова, 2015; Васильев, Дементьев, 2017; Катаев, Бекеров, 2017; Никитин и др., 2024]. Одним из значимых направлений применения таких технологий является исследование процессов зарастания водоемов высшей водной растительностью, что имеет серьезные экологические последствия.

¹ Institute for Environmental Problems and Subsoil Use of the Academy of Sciences of the Republic of Tatarstan, 28, Daurskaya str., Kazan, 420087, Russia, *e-mail:* adabl@mail.ru

² Kazan (Volga Region) Federal University, 18, Kremlyovskaya str., Kazan, 420008, Russia, *e-mail:* adabl@mail.ru

³ Institute for Environmental Problems and Subsoil Use of the Academy of Sciences of the Republic of Tatarstan, 28, Daurskaya str., Kazan, 420087, Russia, *e-mail:* irek_ziganshin@mail.ru

⁴ Kazan (Volga Region) Federal University, 18, Kremlyovskaya str., Kazan, 420008, Russia, *e-mail:* irek_ziganshin@mail.ru

⁵ Institute for Environmental Problems and Subsoil Use of the Academy of Sciences of the Republic of Tatarstan, 28, Daurskaya str., Kazan, 420087, Russia, *e-mail:* rustamkhasanov88@gmail.com

⁶ Institute for Environmental Problems and Subsoil Use of the Academy of Sciences of the Republic of Tatarstan, 28, Daurskaya str., Kazan, 420087, Russia, *e-mail:* rstanislav.soil@yandex.ru

⁷ Kazan (Volga Region) Federal University, 18, Kremlyovskaya str., Kazan, 420008, Russia, *e-mail:* sabiralmaz@mail.ru

⁸ Kazan (Volga Region) Federal University, 18, Kremlyovskaya str., Kazan, 420008, Russia, *e-mail:* epudovic@mail.ru

Процесс зарастания водоемов представляет собой динамическое явление, характеризующееся формированием концентрических зон растительности, таких как тростник и рогоз, которые распространяются от литорали к пелагической зоне. Этот феномен обусловлен градиентами освещенности, неоднородностью донных отложений, а также изменениями химических и термических параметров водной среды [Флерко и др., 2015].

Несмотря на наличие научного интереса к морфометрии озер, вопросы, связанные с анализом их зарастания, остаются недостаточно исследованными [Зиганишин и др., 2018]. Традиционно для таких исследований используются снимки системы Google Earth Pro, однако их применение ограничивается дефицитом пространственно-временных данных с достаточным разрешением для конкретных регионов. В этой связи возрастает необходимость применения мультиспектральных спутниковых данных, таких как Sentinel-2A, которые обеспечивают высокую детализацию и покрытие даже для малых водных объектов площадью до 1 га. Более того, мультиспектральные индексы показывают свою эффективность в классификации растительных сообществ [Морозова, 2015; Васильев, Дементьев, 2017; Катаев, Бекеров, 2017; Sabirzyanov, 2020; Никитин и др., 2024], однако их адаптация для мониторинга зарастания малых озер требует дальнейшей разработки.

Целью нашего исследования является оценка динамики зарастания озер на основе комплексного анализа мультиспектральных спутниковых данных. Задачи работы:

1. Провести сравнительный анализ изменений степени зарастания озер с использованием снимков системы Google Earth Pro за 2003 и 2023 гг.
2. На основе анализа временных рядов мультиспектральных данных дистанционного зондирования Земли, полученных с космического аппарата Sentinel-2A, определить возможную для диагностики процессов зарастания минимальную площадь водного объекта (озера).
3. Определить индексы, обладающие максимальной информативностью для идентификации зон распространения высшей водной растительности в условиях малых водоемов.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

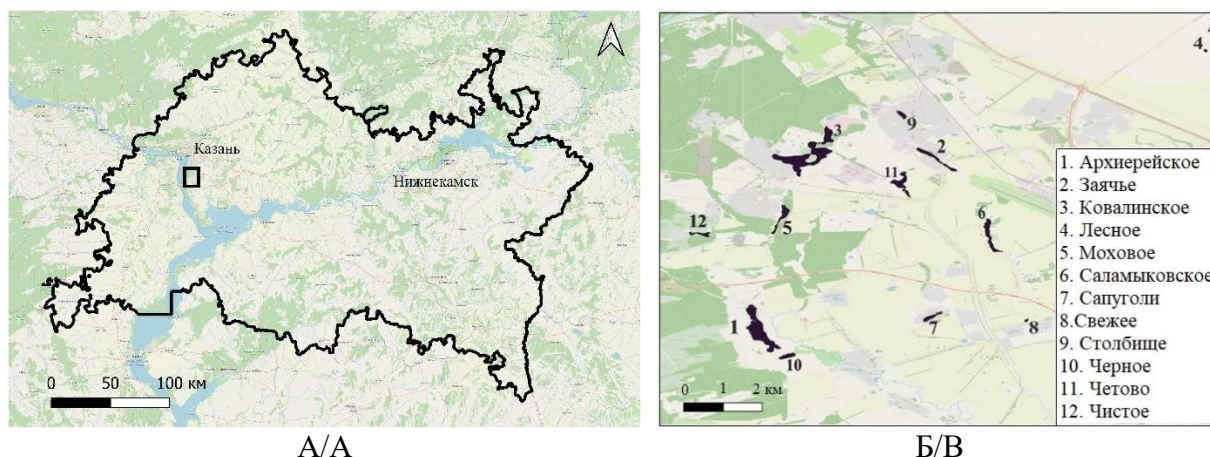
Объектами исследования являлись 12 озер, имеющих статус особо охраняемых природных территорий (ООПТ) — памятников природы регионального значения Лаишевского муниципального района Республики Татарстан (РТ) (рис. 1). Данный район располагается в приграничном расположении от республиканской столицы — г. Казани, в юго-западной части Предкамья Республики Татарстан и находится на месте слияния двух крупных рек — на левом берегу р. Волги и правом берегу р. Камы.

Климатическая характеристика исследуемого региона определяется среднегодовой температурой, которая составляет 2,2 °С. Многолетняя средняя сумма осадков в данной местности достигает 555 мм. В июле средняя температура воздуха фиксируется на уровне 18,8 °С. Район отличается высоким количеством разнообразных озер, которые имеют преимущественно карстовое и суффозионно-карстовое происхождение.

На исследуемых территориях района почвенный покров представлен в основном серыми лесными и дерново-подзолистыми почвами. Растительность вокруг озер сохранилась в виде смешанных лесных угодий, которые занимают 8,7 % от общей площади, а также в виде луговых массивов, расположенных вдоль крутых склонов и балок. Наблюдаются типчаково-мятликовые, разнотравные и полевице-мятликовые растительные сообщества [Ермолаев и др., 2007; Переведенцев и др., 2018].

Лаишевский муниципальный район является сельскохозяйственным районом. Площадь земель сельскохозяйственного назначения составляет 81,6 тыс. га. В последние годы в районе сильно начала развиваться пригородная жилая застройка из-за близости к столице

региона, что, безусловно, приводит к изменению состояния водных ресурсов. Это особенно опасно для озер, расположенных рядом с такими перспективными застраиваемыми территориями, куда относятся территории исследуемых нами озер.



*Рис. 1. Расположение озер ООПТ Лаишевского муниципального района (Б)
в границах Республики Татарстан (А)*

*Fig. 1. The location of the lakes of the protected area of Laishevsky Municipal District (A)
within the borders of the Republic of Tatarstan (B)*

Динамика зарастания озер была исследована с использованием спутниковых снимков, полученных в 2003 и 2023 гг., в программе Google Earth Pro.¹ Для анализа динамики изменения пространственных данных создавались векторные слои, отображающие контуры береговой линии и водного зеркала для каждого из исследуемых озер. Исходный файл с векторными слоями был сохранен в формате KML и использован для расчета площадей векторных слоев, а также для создания карт в программе QGIS 3.26. При построении карт озер использовались маски, вырезанные с исходной карты OpenStreetMap (OSM).

В дальнейшем проводились расчеты площадей векторных слоев, которые были систематизированы в табличном формате с использованием программы Excel. Площадь зарастания озер определялась как разность между площадями, соответствующими «берегу озера» и «водному зеркалу». Статистические параметры исследуемых объектов были вычислены с применением программного обеспечения Statistica 8.0.

В данной работе использовались спутниковые снимки, полученные с помощью спутника Sentinel-2A, доступные на сайте Геологической службы США (USGS)², охватывающие период с апреля по октябрь 2023 г. Итоговый набор данных состоял из 27 папок со снимками Sentinel-2A. Для анализа зарастания озер применялись следующие индексы [Морозова, 2015; Катаев, Бекеров, 2017]:

1. NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) — нормализованный разностный вегетационный индекс, который позволяет оценить плотность растительности. Для растительных объектов значения NDVI находятся в диапазоне от 0,2 до 1, что указывает на наличие растительности.
2. NDWI (Normalized Difference Water Index) — нормализованный разностный водный индекс, используемый для идентификации поверхностных вод в условиях

¹ Google Earth Pro. Электронный ресурс: <https://www.google.com/intl/ru/earth/about/versions/> (дата обращения 02.02.2025)

² Геологическая служба США (USGS). Электронный ресурс: <https://www.usgs.gov/> (дата обращения 02.02.2025)

- заболоченности и для оценки степени их покрытия. Значения данного индекса варьируются от -1 до 1 , при этом для водных объектов они составляют от $0,2$ до 1 .
3. MNDWI (Modified Normalized Difference Water Index) — модифицированный нормализованный разностный водный индекс, предназначенный для обнаружения водных объектов. Диапазон значений данного индекса также составляет от -1 до 1 , при этом значения выше 0 указывают на наличие воды.
 4. WRI (Water Ratio Index) — индекс влагостойкости, который используется для анализа физиологических характеристик экосистемы и для выявления водных объектов на исследуемой территории. Значения WRI колеблются от 0 до 3 , при этом значения, равные 1 и выше, характерны для водных объектов.

Расчет индексов проводился в программе QGIS 3.26 с использованием калькулятора растров, где были выбраны каналы растров для длин волн следующих диапазонов: Band 3 (Green), Band 4 (Red), Band 8 (NIR) и Band 12 (SWIR 2). Общепринятые формулы для расчета вегетационных индексов следующие:

- $NDVI = (NIR - Red) / (NIR + Red)$;
- $NDWI = (NIR - SWIR\ 2) / (NIR + SWIR\ 2)$;
- $MNDWI = (Green - SWIR\ 2) / (Green + SWIR\ 2)$;
- $WRI = (Green + Red) / (NIR + SWIR\ 2)$.

Составленные карты с рассчитанными индексами изначально представляли собой изображения в градациях серого. Для улучшения визуализации карты были переработаны в цветном исполнении, соответствующем установленным пограничным значениям индексов: $NDVI < 0,2$; $NDWI > 0,2$; $MNDWI > 0$; $WRI > 1$. В легенде картографических материалов, охватывающих территорию озер особо охраняемой природной территории (ООПТ) Лаишевского муниципального района Республики Татарстан, индексы были классифицированы на пять градаций. Основным методом создания картографических материалов для озер послужила ручная оцифровка, что обеспечило высокую точность и детальность представленных данных.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В исследовании представлены карты спектральных индексов, сформированные для июля, что обусловлено гидрологическим режимом водных объектов, характеризующимся минимальным уровнем воды (межень). Данный период, согласно научным источникам, является оптимальным для мониторинга динамики зарастания, т. к. снижение водности способствует визуализации процессов вегетации.

На картах хорошо диагностируется характер зарастания озер (рис. 2).

Установлено, что:

- относительно равномерное зарастание по периметру наблюдается у оз. Столбище и оз. Сапуголи;
- островное зарастание характерно для оз. Заячье и оз. Моховое;
- сплошное зарастание выявлено на оз. Четово;
- локальное зарастание на периферии отмечено у оз. Архиерейское и оз. Ковалинское;
- С-образное зарастание наблюдается у оз. Лесное.

В течение последних 20 лет в результате увеличения площадей застройки и расширения садоводческих товариществ значительные площади зарастания были зафиксированы у озер Свежее, Столбище, Чистое и Сапуголи. За период 2003–2023 гг. площадь исследованных озер изменялась от 1 до 104 га, и в среднем составила $23,1$ га.

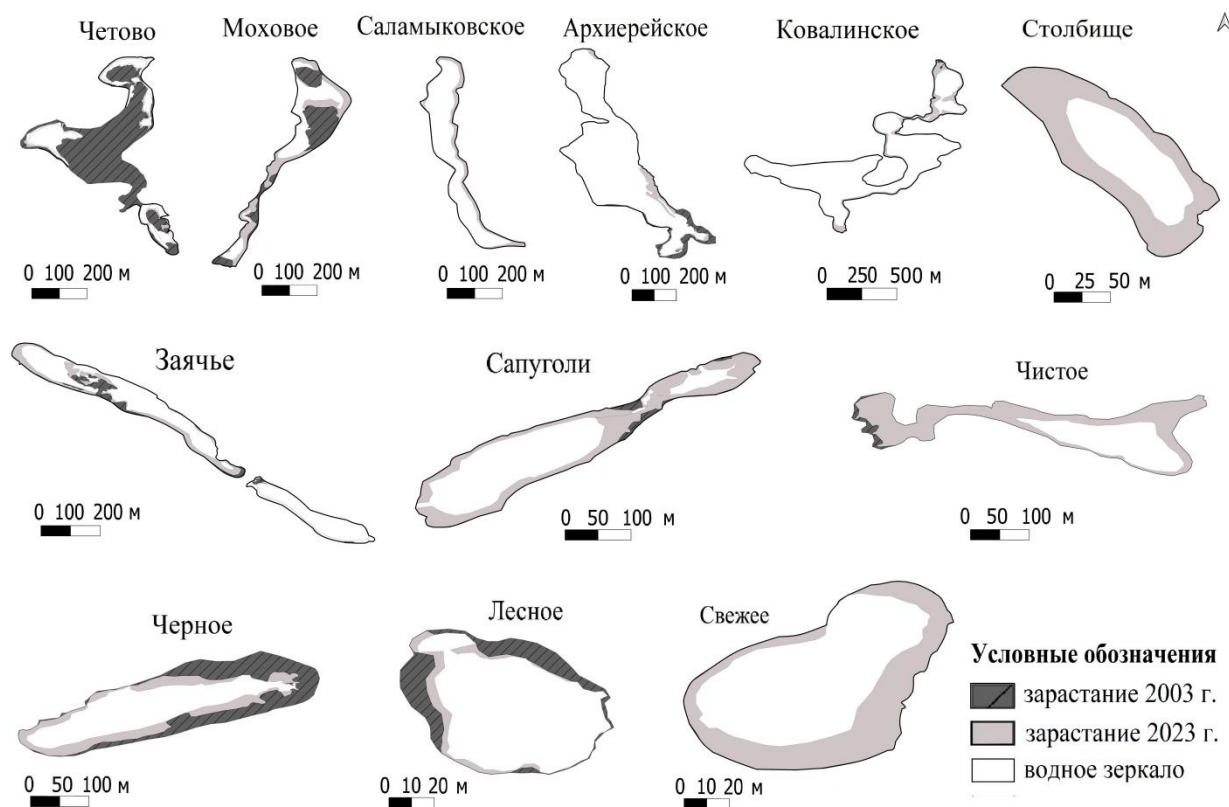


Рис. 2. Карты зарастания озер ООПТ Лаишевского муниципального района РТ
Fig. 2. Maps of lake overgrowth in protected areas of the Laishevsky Municipal District of the Republic of Tatarstan

Озера были систематизированы по классам следующим образом:

1. В категорию «небольшие озера» с площадью 1–10 км² вошло только одно озеро — оз. Ковалинское.
2. В категорию «малые озера» с площадью чаши 0,1–1 км² были выделены пять озер: Саламыковское, Моховое, Архиерейское, Заячье и Четово.
3. В категорию «маленькие озера» с площадью чаши 0,01–0,1 км² входят шесть озер: Лесное, Свежее, Черное, Сапуголи, Столбище и Чистое.

Установлено, что меньшие по размеру озера более подвержены процессам зарастания, что может оказывать влияние на экосистему и биоразнообразие в регионе. Исследование пространственно-временных изменений зарастания озер по спектральным снимкам подтвердили картину зарастания озер ООПТ Лаишевского муниципального района РТ (рис. 3).

Согласно проведенным исследованиям, значения NDVI в пределах изучаемых озер в июле колебались от –0,368 до 0,866. На картах водные поверхности отображаются коричневыми оттенками, указывая на области с индексом менее 0,2, что соответствует зеркалу озер. Участки, где озера частично покрыты растительностью, имеют значения индекса выше 0,357. Интенсивное зарастание поверхности озер растительностью зафиксировано в диапазоне индексов от 0,357 до 0,866, что характерно для таких озер, как Четово, Моховое, Столбище и Черное.

Индекс NDWI в июле варьировался от –0,545 до 0,932. Водные поверхности, отображенные на картах фиолетовыми и темно-фиолетовыми оттенками, характеризуются индексом выше 0,2. При этом на участках зарастания озерных чаш значения индекса

составляют менее 0,04. Для интенсивной вегетации на поверхности водоемов диапазон индекса находится в пределах от 0,04 до 0,545. Светло-голубые оттенки на окраинах чаш озер, наблюдаемые в июле, типичны для мелких озер, таких как оз. Черное и оз. Сапуголи.

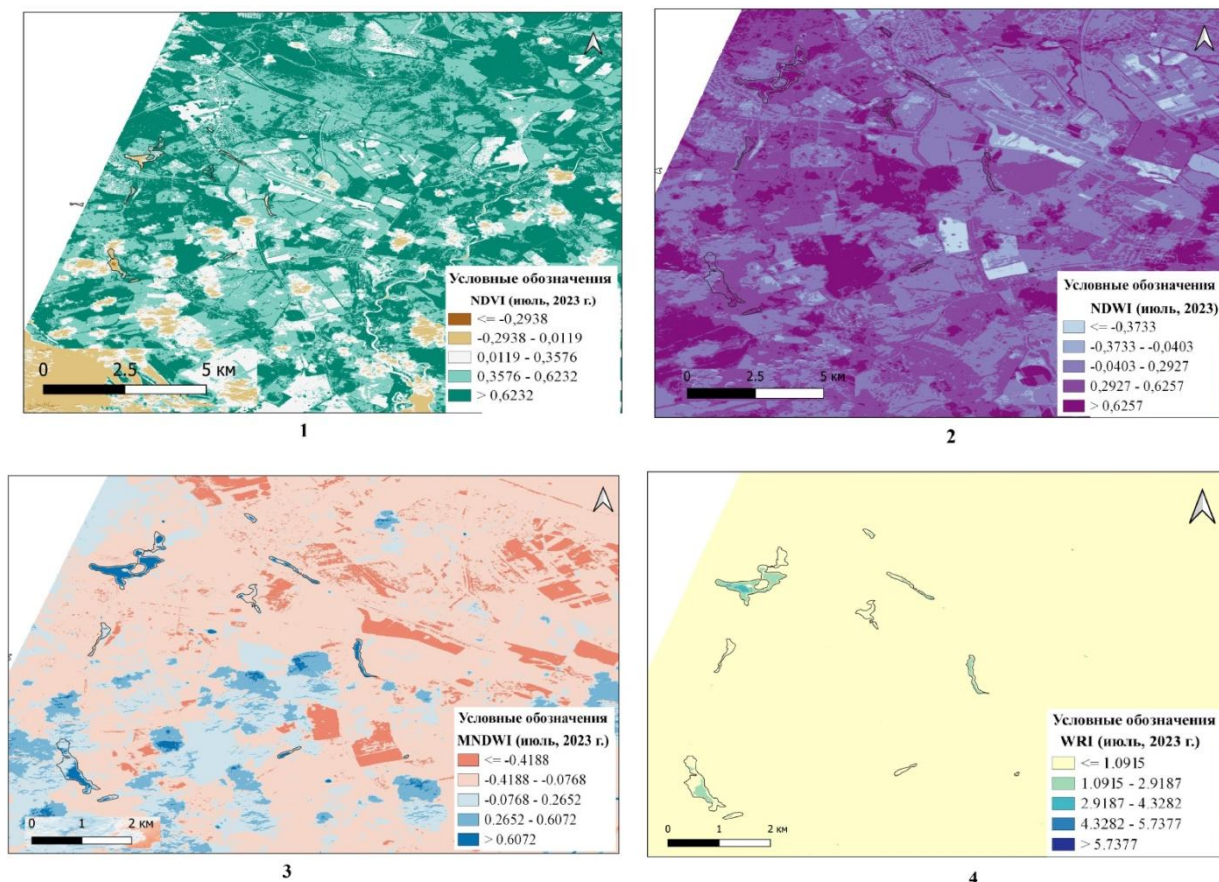


Рис. 3. Карты территории озер, расположенных на территории ООПТ Лаишевского муниципального района Республики Татарстан, по индексам: NDVI (1), NDWI (2), MNDWI (3) и WRI (4) за июль 2023 г.

Fig. 3. Maps of the territory of lakes in protected areas of the Laishevsky Municipal District of the Republic of Tatarstan by index: NDVI (1) NDWI (2) MNDWI (3) WRI (4) for July 2023

В пределах исследуемых озер значения индекса MNDWI в июле варьировались от -0,496 до 0,956. Водные поверхности представлены на картах светло-голубыми, голубыми и синими оттенками, что соответствует индексам больше нуля. Зарастающие участки на границах озерных чаш имеют отрицательные значения индекса, отображаясь на картах светло-розовыми и розовыми областями. Индекс MNDWI четко разделяет зоны водного зеркала (как «вода») и заросшие территории (как «не вода»), что характерно для таких озер, как Четово, Столбище, Моховое и Сапуголи.

Значения индекса WRI в июле колебались от 0,176 до 5,749. Светло-голубые и синие оттенки на картах указывают на водные поверхности с индексом выше 1. Этот индекс позволяет визуализировать водные поверхности мелких озер, таких как Ковалинское, Архиерейское, Саламыковское и Заячье. Однако для таких озер, как Четово, Моховое, Сапуголи, Свежее и Столбище, водная поверхность либо не фиксируется, либо отображается как слабозаметные светло-голубые участки на желтом фоне [Александрова, 2025]. Например, оз. Четово, четко идентифицируемое по индексу MNDWI, практически не

обнаруживается на картах с индексом WRI, что указывает на ограниченную применимость последнего для некоторых озер, особенно при низкой отражательной способности.

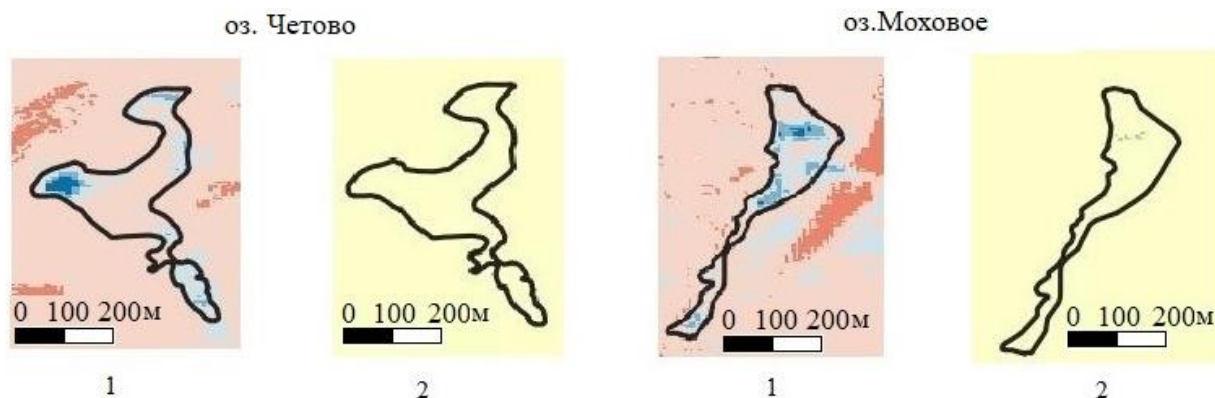


Рис. 4. Озера Четово и Моховое Лаишевского муниципального района РТ по индексам за июль 2023 г.: 1 — MNDWI (водная поверхность диагностируется по синему и светло-голубому цвету; 2 — WRI (водная поверхность не идентифицируется)

Fig. 4. Lakes Chetovo and Mokhovoe of the Laishevsky Municipal District of the Republic of Tatarstan according to the indices for July 2023: 1 — MNDWI (the water surface is diagnosed by blue and light blue); 2 — WRI (the water surface is not identified)

С целью определения наиболее эффективного спектрального индекса для диагностики зарастания был проведен сравнительный анализ карт, созданных с использованием метода дискретной интерполяции. Результаты анализа показывают значительную вариативность интерпретационных возможностей различных индексов, что подчеркивает необходимость их селективного использования в зависимости от характеристик исследуемых объектов. Это указывает на то, что выбор индекса должен основываться на специфических условиях и особенностях каждого озера, чтобы обеспечить наиболее точные и достоверные результаты диагностики зарастания (рис. 5).

На картах, созданных с использованием индексов NDVI, NDWI и MNDWI, процесс зарастания оз. Лесное, являющегося самым маленьким среди изучаемых озер, четко прослеживается по периферийным зонам. Установлено, что диагностика зарастания озер наиболее эффективно осуществляется с помощью вегетационного индекса NDVI, а также водных индексов NDWI и MNDWI. В то же время индекс WRI показал низкую эффективность при определении водного зеркала озер, особенно для небольших водоемов площадью менее 1 га, что подтверждается примером оз. Лесное.

Анализ спектральных индексов NDVI, NDWI и MNDWI выявил различия в их диагностической точности при исследовании водных поверхностей озер, расположенных на территории ООПТ Лаишевского муниципального района, в выбранный период. Во время оцифровки границ водных поверхностей было отмечено совпадение данных индексов NDWI и MNDWI, что свидетельствует об их высокой информативности. Индекс MNDWI показал наибольшую точность, поэтому дальнейшее картографирование проводилось на основе индексов NDVI и MNDWI.

В результате были созданы карты, отображающие водные поверхности озер с использованием спутниковых снимков Google Earth Pro и индексов NDVI и MNDWI. Наиболее информативными оказались карты, фиксирующие изменения водного зеркала небольших озер. Примеры точного определения границ водных поверхностей, оцифрован-

ных с помощью значений индексов NDVI и MNDWI, представлены на рис. 6. Несовпадение границ особенно заметно на озерах площадью 1 га, 7 га и 14 га.

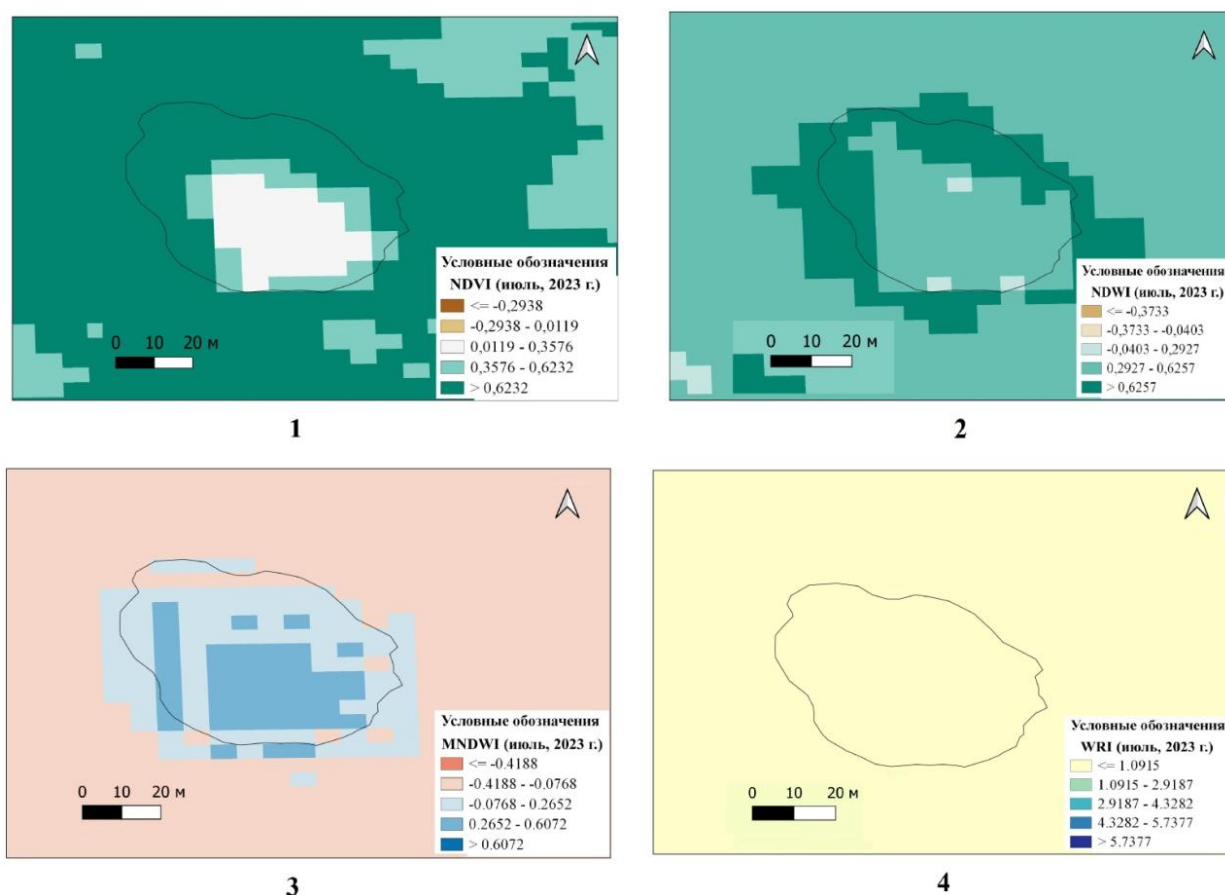


Рис. 5. Диагностика зарастания озера Лесное по индексам:

1) NDVI; 2) NDWI; 3) MNDWI; 4) WRI

Fig. 5. Diagnostics of Lesnoye Lake overgrowth by indexes:

1) NDVI; 2) NDWI; 3) MNDWI; 4) WRI

На озерах с площадью чаши более 1 км² различия в площадях водного зеркала, оцифрованных по снимкам Google Earth Pro и индексам NDVI и MNDWI, действительно оказываются незначительными. Это свидетельствует о высокой согласованности между этими методами диагностики водного зеркала для крупных водоемов. Площадь водного зеркала, определенная с использованием индексов NDVI и MNDWI, также совпадает, что подтверждает их эффективность в анализе состояния водных объектов.

С помощью геоинформационной системы QGIS 3.26 были установлены различия площадей водного зеркала озер, полученных путем оцифровки с использованием различных индексов. Эти данные позволяют более детально оценить эффективность каждого из индексов в диагностике водных объектов и выявить возможные ограничения при работе с меньшими водоемами. Результаты анализа приведены в табл. 1, где указаны площади водного зеркала, оцифрованные по каждому из индексов, что может служить основой для дальнейших исследований и улучшения методов мониторинга водных ресурсов.

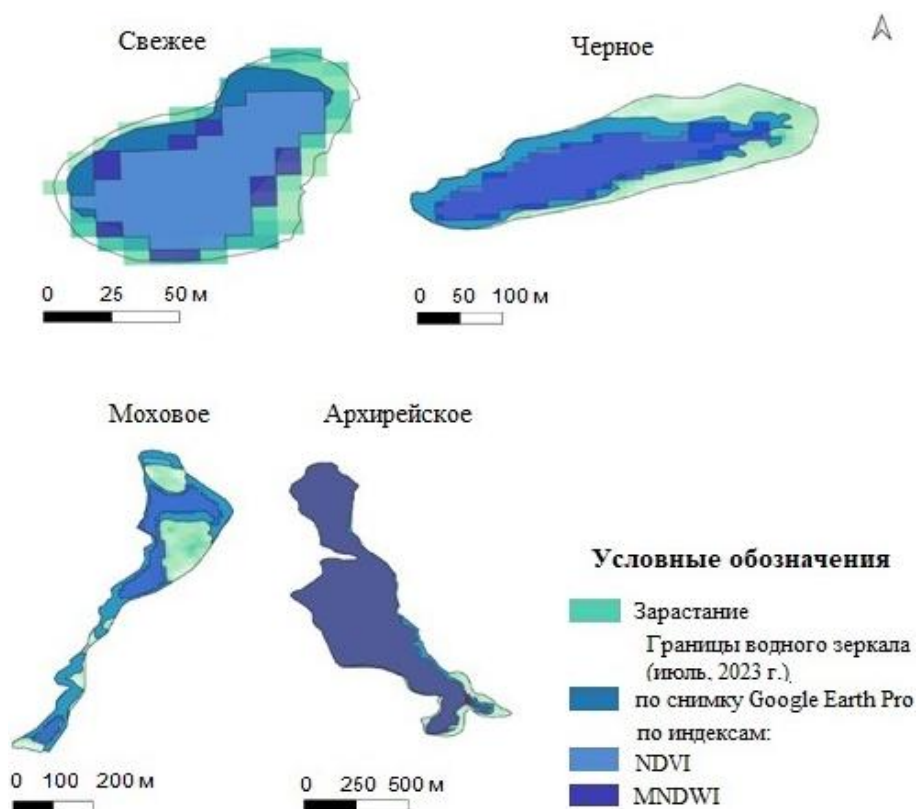


Рис. 6. Карта изменения границ водного зеркала озер по индексам NDVI и MNDWI
Fig. 6. Map of changes in the boundaries of the water mirror
of lakes according to the NDVI and MNDWI indices.

Табл. 1. Различия площадей водного зеркала озер ООПТ Лаишевского
района РТ оцифрованных с помощью спектральных индексов
NDVI и MNDWI [Александрова, 2025]

Table 1. Differences in the areas of the water mirror of lakes in protected areas
of the Laishevsky District of the Republic of Tatarstan digitized using
the spectral indexes NDVI and MNDWI [Aleksandrova, 2025]

Озеро	S чаши озера, га	Зарастание, %	Δ NDVI, %	Δ MNDWI, %
Четово	19,9	83,1	21,1	18,9
Моховое	14,5	65,0	15,0	14,4
Столбище	5,2	58,5	16,1	15,4
Черное	7,7	55,3	15,1	14,4
Сапуголи	7,6	42,0	12,4	10,2
Свежее	1,1	38,4	18,2	16,6
Заячье	15,2	29,2	10,3	8,2
Лесное	1,0	27,7	16,6	15,3
Саламыковское	20,1	19,4	7,7	8,9
Архиерейское	74,8	11,7	1,5	1,8
Ковалинское	104,4	10,6	1,4	1,7

Примечание: Δ — различия

Исследования показали, что для озер площадью от 70 до 100 га с уровнем зарастания водной поверхности менее 10 % ошибка в диагностике водного зеркала с применением индексов NDVI и MNDWI в течение анализируемого периода составляет менее 2 %. Это свидетельствует о том, что данные индексы могут эффективно использоваться для оценки водных объектов площадью свыше 0,7 км². В частности, для оз. Архирейское и оз. Ковалинское ошибка в определении зарастания и водного зеркала по вегетационным индексам NDVI, NDWI и MNDWI не превышает 2 %.

Для озер с высоким уровнем зарастания (свыше 50 %) ошибка диагностики с использованием индекса NDVI колеблется от 14,4 % до 21 %. Наибольшая степень ошибки наблюдается для оз. Четово. Для водоемов, где более половины поверхности покрыто растительностью, ошибка диагностики не превышает 16 %, что было установлено для озер Моховое, Столбище и Черное. В этой связи для озер с высоким уровнем зарастания рекомендуется применять космические снимки Sentinel-2A, что позволит снизить ошибки в оценке площадей зарастания и определении границ водного зеркала.

Для водоемов площадью 1 га и менее также наблюдаются значительные ошибки в диагностике водного зеркала, которые варьируются от 15 % до 18 %, что было зафиксировано на оз. Лесное и оз. Свежее. Таким образом, исследование озер различных размеров демонстрирует разные возможности применения индексов NDVI, NDWI и MNDWI для оценки площадей зарастания. В случае больших озер с минимальным уровнем зарастания индексы показывают высокую точность, в то время как диагностика водных объектов с высоким уровнем зарастания (более 50 %) приводит к ошибкам в диапазоне от 7,7 % до 21 %.

ВЫВОДЫ

В ходе исследования проанализированы изменения площадей зарастания озер на территории ООПТ Лаишевского района Республики Татарстан с применением геоинформационных технологий. Определены площадь и скорость зарастания озер за период в 21 год (2003–2023 гг.). По данным дистанционного зондирования, уровень зарастания озер за указанный период колебался от 10 % до 83 %. Скорость зарастания варьируется от 0,03 до 0,7 га в год.

Проведен математический анализ изменений площадей зарастания озер на основе данных дистанционного зондирования с использованием спектральных индексов. Рассчитаны индексы NDVI, NDWI, MNDWI и WRI по космическим снимкам Sentinel-2A за 2023 г. Зарастание озер эффективно диагностируется с помощью вегетационного индекса NDVI и водных индексов NDWI и MNDWI, в то время как индекс WRI не обеспечивает надежной диагностики для водных объектов площадью менее 1 га.

Созданы карты, отображающие изменения зарастания озер, основанные на временных снимках и спектральных индексах NDVI и MNDWI. Установлена возможность диагностики водных объектов в зависимости от их площади и уровня зарастания. Минимальная ошибка (2 %) наблюдается для озер площадью более 0,7 км² с низким уровнем зарастания. Наибольшая ошибка (10–21 %) отмечается для озер площадью менее 0,2 км² с высоким уровнем зарастания (20–80 %).

Данное исследование направлено на устранение недостатков в методах мониторинга малых водных объектов и на расширение инструментов экологического контроля с использованием технологий дистанционного зондирования. Полученные результаты позволяют оптимизировать методику мониторинга, учитывая пространственные ограничения и спектральные характеристики таких экосистем.

Для озер площадью более 0,7 км² и с зарастаемостью менее 10 % можно эффективно использовать как вегетационный индекс NDVI, так и спектральные водные индексы NDWI

и MNDWI для диагностики водного зеркала. Эти индексы обеспечивают высокую точность в определении водных поверхностей и их характеристик.

Для водных объектов с площадью водного зеркала менее 0,2 км² и зарастаемостью более 20 % использование вегетационного индекса NDVI и водных индексов NDWI и MNDWI может привести к увеличению риска получения неверных площадных характеристик. Это, в свою очередь, может вызвать ошибки в интерпретации принадлежности участков к различным категориям земель и повлечь изменения в правовом статусе этих земель. Для мелких и сильно заросших водоемов необходимо применять более аккуратные и адаптированные методы диагностики, чтобы минимизировать возможные ошибки и обеспечить корректность оценок.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

- Александрова А. Б.* Космические технологии в оценке состояния водных ресурсов регионов. Казань: КФУ, 2025. 111 с.
- Васильев К. К., Дементьев В. Е.* Представление и обработка спутниковых многозональных изображений. Ульяновск: УлГТУ, 2017. 254 с.
- Ермолаев О. П., Игонин М. Е., Бубнов А. Ю., Павлова С. В.* Ландшафты Республики Татарстан: региональный ландшафтно-экологический анализ. Казань: Слово, 2007. 411 с.
- Зиганшин И. И., Иванов Д. В., Хасанов Р. Р.* Анализ динамики морфометрических показателей озер-памятников природы на территории Республики Татарстан. Российский журнал прикладной экологии, 2018. № 2. С. 17–20.
- Катаев М. Ю., Бекеров А. А.* Методика обнаружения водных объектов по многоспектральным спутниковым измерениям. Доклады ТУСУР, 2017. Т. 20. № 4. С. 105–108. DOI: 10.21293/1818-0442-2017-20-4-105-108.
- Морозова В. А.* Расчет индексов для выявления и анализа характеристик водных объектов с помощью данных дистанционного зондирования. Современные проблемы территориального развития, 2019. № 2. Электронный ресурс: <https://www.terjournal.ru> (дата обращения 03.04.2025).
- Никитин О. В., Степанова Н. Ю., Кондратьева Т. А., Кузьмин Р. С., Латыпова В. З.* Пространственно-временная динамика «цветения» фитопланктона в Куйбышевском водохранилище по данным спутникового зондирования. Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса, 2024. Т. 21. № 6. С. 284–293. DOI: 10.21046/2070-7401-2024-21-6-284-293.
- Переведенцев Ю. П., Шерстюков Б. Г., Наумов Э. П., Верецагин М. А., Шанталинский К. М.* Климатические условия и ресурсы Республики Татарстан. Казань: Издательство Казанского государственного университета, 2008. 288 с.
- Флерко Т. Г., Валова З. Г., Павловский А. И.* Гидрология озер и водохранилищ: терминологический словарь. Гомель: ГГУ им. Ф. Скорины, 2015. 44 с.
- Sabirzyanov A., Panasyuk M., Trofimov N., Sochneva S.* GIS-technology and Data of Earth Remote Sensing to Identify and Predict Ravine Erosion Development. Bio Web of Conferences. International Scientific and Practical Conference “Agriculture and Food Security: Technology, Innovation, Markets, Human Resources” (FIES 2020). EDP Sciences, 2020. P. 00113.

REFERENCES

- Aleksandrova A. B.* Space Technologies in Assessing the State of Water Resources of Regions. Kazan: Kazan (Volga Region) Federal University, 2025. 111 p. (in Russian).
- Ermolaev O. P., Igonin M. E., Bubnov A. Yu., Pavlova S. V.* Landscapes of the Republic of Tatarstan: Regional Landscape-Ecological Analysis. Kazan: Slovo, 2007. 411 p. (in Russian).
- Flerko T. G., Valova Z. G., Pavlovsky A. I.* Hydrology of Lakes and Reservoirs: Terminological Dictionary. Gomel: Francysk Skaryna Gomel State University, 2015. 44 p. (in Russian).
- Kataev M. Yu., Bekerov A. A.* Methodology for Detecting Water Bodies Using Multispectral Satellite Measurements. Proceedings of TUSUR University, 2017. V. 20. No. 4. P. 105–108 (in Russian). DOI: 10.21293/1818-0442-2017-20-4-105-108.
- Morozova V. A.* Calculation of Indices for Identification and Analysis of Characteristics of Water Bodies Using Remote Sensing Data. Current Problems of Territorial Development, 2019. No. 2. Web resource: <https://www.terjournal.ru> (accessed 03.04.2025) (in Russian).
- Nikitin O. V., Stepanova N. Yu., Kondratieva T. A., Kuzmin R. S., Latypova V. Z.* Spatio-Temporal Dynamics of Phytoplankton “Blooming” in the Kuibyshev Reservoir Based on Satellite Sensing Data. Current Problems in Remote Sensing of the Earth from Space, 2024. V. 21. No. 6. P. 284–293 (in Russian). DOI: 10.21046/2070-7401-2024-21-6-284-293.
- Perevedentsev Yu. P., Sherstyukov B. G., Naumov E. P., Vereshchagin M. A., Shantalinsky K. M.* Climatic Conditions and Resources of the Republic of Tatarstan. Kazan: Publishing House of Kazan (Volga Region) Federal University, 2008. 288 p. (in Russian).
- Sabirzyanov A., Panasyuk M., Trofimov N., Sochneva S.* GIS-technology and Data of Earth Remote Sensing to Identify and Predict Ravine Erosion Development. Bio Web of Conferences. International Scientific and Practical Conference “Agriculture and Food Security: Technology, Innovation, Markets, Human Resources” (FIES 2020). EDP Sciences, 2020. P. 00113.
- Vasiliev K. K., Dementiev V. E.* Presentation and Processing of Satellite Multispectral Images. Ulyanovsk: Ulyanovsk State Technical University, 2017. 254 p. (in Russian).
- Ziganshin I. I., Ivanov D. V., Khasanov R. R.* Analysis of the Dynamics of Morphometric Indicators of Lakes-Natural Monuments in the Republic of Tatarstan. Russian Journal of Applied Ecology, 2018. No. 2. P. 17–20 (in Russian).
-

Anna Yu. Klikunova¹, Alexandr V. Khoperskov²

DOI: 10.35595/2414-9179-2025-2-31-287-400

DIGITAL HYDROLOGICAL LANDSCAPE MODEL FOR HYDROLOGICAL SIMULATIONS OF THE RIVER BASIN

ABSTRACT

Mathematical modeling methods are actively used to analyze hydrological regimes of both water bodies on the Earth's surface and groundwater, sediment transport, and the spread of pollutants. The corresponding numerical models are implemented as software for high-performance computing on multi-GPU and require the specification of a large number of geographically referenced distributions of physical characteristics of the studied area. These data consist of sets of spatial matrices and form the Digital Hydrological Landscape Model (DHLM), the description of which is the main goal of this paper. We distinguish five main DHLM modules, including spatial distributions of parameters necessary for simulating the dynamics of surface and ground water together with sediments. The first module contains spatial matrices of elevations, roughness coefficient of the underlying surface, water sources and sinks, meteorological data, characteristics of hydraulic structures and a number of others. The second and third modules are associated with models of transport of tractional and suspended sediments, respectively. The dynamics of the two types of sediments depends on the characteristics of the water flow and, in turn, affects the topography of the area. This ensures a self-consistent nature of the movement of water and solid particles. The fourth module is designed to support groundwater modeling and contains spatial matrices characterizing the aquifer, soil properties at different depths, and the interaction between surface and underground flows. The fifth module allows processing and visualizing the results of simulations at different points in time against the background of input thematic maps for each of the parameters of the digital hydrological landscape model. Construction of all spatial characteristics of DHLM involves the use of iterative procedures for their consistent refinement. The process of updating the digital elevation model using fusion of elevation data from different sources is discussed in more detail.

KEYWORDS: hydrology, sediment transport, digital models, hydrological landscape, computational fluid dynamics

INTRODUCTION

Computational hydrological models of river systems seem to be an effective tool for analyzing the water state of large natural areas [Khrapov, Khoperskov, 2020; Isaeva et al., 2022; Khrapov, 2023; Lazzarin et al., 2023; Liu et al., 2025]. The quality of such models allows their use as a basis for conducting technical or environmental assessments of various engineering projects, constructing cadastral maps, studying the development features and consequences of emergency events [Agafonnikova, 2017; Pasculli, 2021; Isaeva, Voronin, 2024; Vasil'eva, Belikov, 2024; Sharma, 2025].

Quantitative characteristics of elevation data when creating a digital elevation model (DEM) are a key factor influencing the accuracy of the hydrological regime forecast for a specific

¹ Volgograd State University, Institute of Mathematics and Information Technologies, 100, Universitetsky ave., Volgograd, 400062, Russia, e-mail: klikunova@volsu.ru

² Volgograd State University, Institute of Mathematics and Information Technologies, 100, Universitetsky ave., Volgograd, 400062, Russia, e-mail: khoperskov@volsu.ru

area [Gartsman, Shekman, 2016; Talchabhadel et al., 2021; Okolie, Smit, 2022; Szypula, 2024; Yu et al., 2025; Zhao et al., 2025]. This seems natural, since the elevation matrix b_{x_i, y_i} is an integral part of the hydrological model. The situation is significantly complicated when long-term forecasts are studied and the relief morphology changes over long periods of time, which leads to a time dependence of the function $b(x, y, t)$.

DEM is not the only spatial characteristic that significantly affects the hydrological state of a region. Modern mathematical models of surface water dynamics include a large number of geographically referenced data of relief, soil properties at different depths, groundwater, which form the hydrological regime [Winter, 1999; Khrapov, Khoperskov, 2020; Huggins, 2024; Gebru, 2025;]. Many meteorological and climatic factors also affect land hydrology at different time scales [Winter, 2001; Ye et al., 2018; Isaeva et al., 2022; West et al., 2022; Huggins et al., 2024]. All these parameters can change over time, which significantly complicates the method of quantitative description of the landscape. Various types of hydraulic structures can have a rather complex operating mode. Simple examples can be hydrographs of river dams $Q(r, t)$ or pumps that provide a given rate of water flow into canals $q(t)$. The roughness of the earth's surface changes due to seasonal variability of the vegetation cover. Thus, there is a set of spatial matrices of physical characteristics \mathcal{L} with possible temporal variability, which determine the mathematical model of hydrological forecasting.

Winter [2001] proposed to study geographical objects as fundamental hydrological landscape units consisting of terrain, geological structure and climatic conditions. This approach allows to simplify the analysis of the interactions of surface, ground and atmospheric waters. The concept of Hydrological Landscape (HL) is intended to provide a conceptualization tool that could be used uniformly regardless of the goals and objectives of the project and the experience of the researchers.

Our work is aimed at developing the concept of the Digital Hydrological Landscape Model (DHLM) as a basis for conducting simulations of the dynamics of hydrological states in a given area. We define the basic structure of DHLM using the example of models for describing the self-consistent dynamics of surface water and groundwater together with traction and suspended sediments. The DHLM consists of a set of geographically referenced spatial matrices. Such a data set specifies quantitative characteristics of the Earth's surface that affect fluid movement.

RESEARCH MATERIALS AND METHODS

We build on the hydrologic landscape concept of [Winter, 2001], further developed in later studies [West et al., 2022; Huggins et al., 2024; Gebru et al., 2025], and generalize this approach to the large number of physical factors needed for quantitative modeling of hydrologic processes. The basis of the concept of a hydrological landscape is the formation of a landform within a drainage basin. The combined movement of surface and ground waters, sediment transport under specific meteorological and climatic conditions create fundamental hydrological units that interact with each other, inversely influencing the climate system, geochemical and biological processes [Winter, 1999; Kalugin, Lupakov, 2023; Lisina et al., 2025].

The problem of constructing hydrologic landscape maps requires the development of additional tools in conjunction with standard GIS technologies [Winter, 2001]. We attempt to move from the conceptual hydrologic structure [Winter, 2001; Huggins et al., 2024] to the mathematical specification needed for numerical simulations of surface water dynamics. Our efforts are aimed at developing a more rigorous description in the form of a mathematical spatial model of a specific geographic area. Each physical property of the Earth's surface can be characterized by a set of some parameters $\omega(\ell)$, which almost always depend on the coordinates (x, y) and often on time t . The choice of grid $\{x_i; y_i\}$ ($i = 1, \dots, N_x; j = 1, \dots, N_y$ with a step $\Delta x = \Delta y = \text{const}$) is dictated by the DEM resolution and the used basis in the form of initial altitude matrices

of radar topographic survey (SRTM, ASTER, TerraSAR-X/TanDEM-X, GMTED2010, NOAA GLOBE Project, ICESat-2/ATLAS, etc.) [Amra et al., 2025; Zhao et al., 2025], or the results of local projects based on UAV survey [Talchabhadel et al., 2021]. Each such matrix for the value $\omega(\ell)$ is the ℓ -th thematic map or a subset of thematic layers $\omega^{(\ell)t_n}$ ($n = 1, 2, \dots, N_t$) in the case of temporary changes in the parameter $\omega^{(\ell)}$.

The tuple \mathcal{L} significantly depends on the choice of a mathematical model for simulating the hydrological state of the study area. We rely on the EcoGIS-Simulation software, which was used to solve a wide range of problems [Khrapov, Khoperskov, 2020; Isaeva et al., 2022; Khrapov, 2023; Khoperskov et al., 2024]. Fig. 1 shows the general structure of the modeling system, where the DHLM consists of four modules in accordance with the four EcoGIS-Simulation computing cores for calculating the dynamics of:

- shallow water,
- traction sediments,
- suspended sediments,
- groundwater.

Moreover, it is possible to consider various combinations of the four modules in the EcoGIS-Simulation software (Fig. 1).

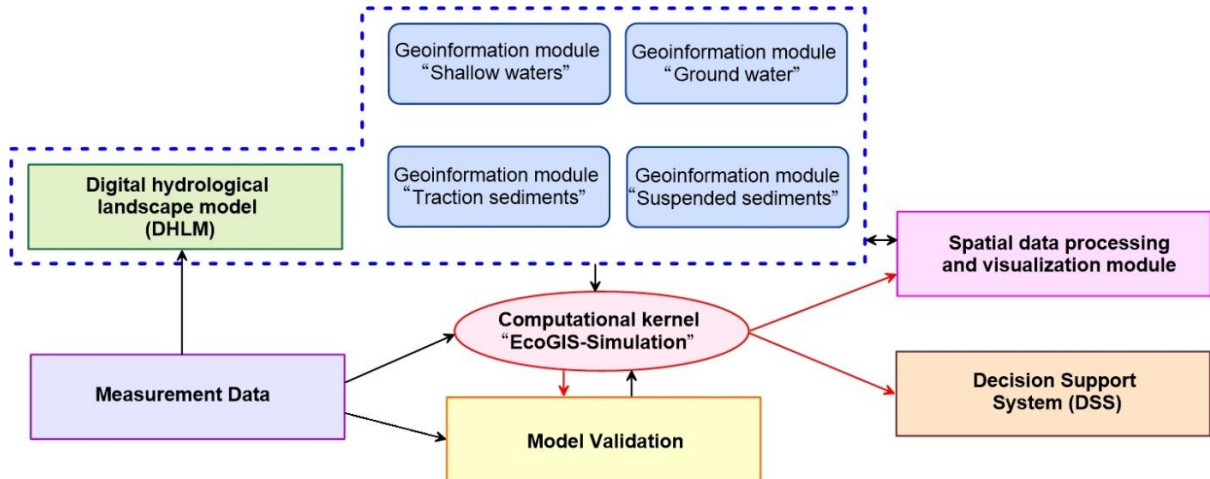


Fig. 1. Main modules of EcoGIS-Simulation software

The initial state of the DHLM is determined by the tuple at time $t = 0$, here (1):

$$\mathcal{L}^{(0)} = \langle \omega^{(1)}, \omega^{(2)}, \dots, \omega^{(\ell)}, \dots \omega^{(L)} \rangle_{|t=0} \quad (1).$$

Some parameters in \mathcal{H} can change significantly during the simulation, such as water sources (hydrographs), roughness coefficient n_M , wind regime \mathbf{W} , precipitation, etc. Then the DHLM at any given time is (2):

$$\mathcal{L}^{(n)} = \langle \omega^{(1)}(t_n), \omega^{(2)}(t_n), \dots, \omega^{(\ell)}(t_n), \dots \omega^{(L)}(t_n) \rangle \quad (2).$$

There is a problem of specifying subsets for non-stationary parameters. The direct method of storing a sequence of thematic layers with distributions of some parameter $\omega^{(\ell)}(t_n)$ at successive time moments $t_1, t_2, \dots, t_n, \dots$ is simple to implement. However, this greatly increases the number of thematic layers and the tuple \mathcal{L} becomes three-dimensional as $\mathcal{L}_{ijn} = \mathcal{L}(x_i, x_j, t_n)$.

The required hard disk memory turns out to be excessively large. Another negative factor is the decrease in the efficiency of simulations due to the need to frequently load these data into EcoGIS-Simulation. The volume of the DHLM database can be reduced by specifying analytical approximation dependencies for the functions $\omega^{(\ell)}(t)$.

The module for data processing and visualization allows to build thematic maps of spatial-temporal distributions of the studied characteristics of the territory. It is intended for the production of DHLM and visualization of input data, first of all. Using this module at the stage of creating spatial DHLM matrices helps to assess the quality of data and detect artifacts. It is possible to visualize the results of hydrodynamic modeling, displaying the distribution of surface (Fig. 6) and groundwater, sediment dynamics, velocity fields of various physical quantities, to build cross-sections of characteristics along arbitrary lines, etc. (Fig. 5).

The quality of hydrological simulations is determined by the accuracy of the spatial matrices \mathcal{L} . This relationship can be nonlinear, which is clearly illustrated by the example of a digital elevation model $b_{i,j} = b(x_i, y_j)$, which key to surface flow movement and subsequent changes in the topography itself. Infiltration and interaction with groundwater are important. Combining elevation data from different sources becomes an urgent need when constructing DEMs, despite all the complexities of fusion algorithms for heterogeneous data [Yu et al., 2025]. Extended areas can be provided with either topographic or satellite radar data. However, this may be unacceptable due to two factors. First, there is a noticeable initial systematic and random error, which can be large, especially for hilly and mountainous areas. Secondly, satellite and geodetic data become outdated and elevation characteristics need to be updated due to natural changes in the relief. Noticeable changes occur primarily in the bathymetry of river systems due to sediment transport during severe floods. Floodplain zones may additionally be subject to elevation changes due to anthropogenic impacts. The observations history of the Northern part of the Volga-Akhtuba floodplain shows examples of strong local transformations of the relief in the process of urbanization of territories (construction of roads and structures, creation of embankments, agricultural activities, etc.).

A certain generalization of HL is the Landscape Ecological Framework (LEF) of territories or ecological nets in the Western European tradition [Meurk, Swaffield, 2000; Khoroshev, 2020]. LEF includes a wider set of characteristics of a given area in addition to the hydrological ones. This approach is an attempt to build a hierarchical system of natural areas that are ranked according to the degree of their ecological role in maintaining the natural balance. An example of such a study is the work of [Zanozin et al., 2024], in which LEF is studied for the Volga River Delta. The landscape-ecological structure of one region of South Africa indicates a significant impact of extreme flooding on the nature of vegetation, demonstrating a change in the trajectory of ecological evolution [Parsons et al., 2005].

RESEARCH RESULTS AND DISCUSSION

The EcoGIS-Simulation hardware and software package allows modeling both surface [Khrapov, Khoperskov, 2020] and ground waters [Khrapov, 2023], in addition, self-consistent accounting of sediment transport of two types, both suspended and traction ones, is possible. Performing computational experiments requires specifying a large number of input data characterizing the physical properties of the surface, features of the meteorological state of the area, operating modes of hydraulic structures, etc. The Digital Hydrological Landscape Model includes topography and bathymetry as the most important components. In recent years, many researchers have traditionally used data from SRTM radar topographic surveys or other devices. However, such matrices have a large number of artifacts and can produce large errors [Talchabadel et al., 2021; Okolie et al., 2022; Amra et al., 2025; Zhao et al., 2025], which affects the final results of

water dynamics modeling. In addition, the problem is the construction of a detailed river bottom relief model, since SRTM matrices do not contain bathymetry.

The proposed concept of DHLM is based on the construction of a geographically referenced set of spatial matrices, each of which defines a physical characteristic of the terrain and is used in the EcoGIS-Simulation software. DHLM also includes sets of internal data necessary for the modeling, in addition to the spatial matrices.

Fig. 2 shows the general structure of DHLM in accordance with the division of EcoGIS-Simulation into 4 modules in Fig. 1. The central part of DHLM is the digital elevation model (Fig. 2). The construction of the DEM requires the use of an iterative process, which involves the sequential construction of versions of the spatial matrices of the elevations of a given area $b_{ij}^{[k]} \rightarrow b_{ij}^{[k+1]}$ ($k = 0, 1, 2, \dots$), which is reflected by the cycle in Fig. 2. The initial DEM matrix $b_{ij}^{[0]}$ is based on radar topographic survey data using images from the Resurs P and Kanopus B spacecraft.

The base DEM $b_{ij}^{[0]}$ is supplemented with vectorized data from topographic maps and the results of geodetic surveys at the next stage to clarify the location of water bodies and detect possible errors. Relief changes can also be caused by anthropogenic factors (yellow block in Fig. 2). These include works to protect settlements and roads as floodplain zones become urbanized (diversion ditches and embankments), related to clearing riverbeds, state projects to improve water supply to the territory, and melioration works. Such DEM updating should be carried out on a regular basis.

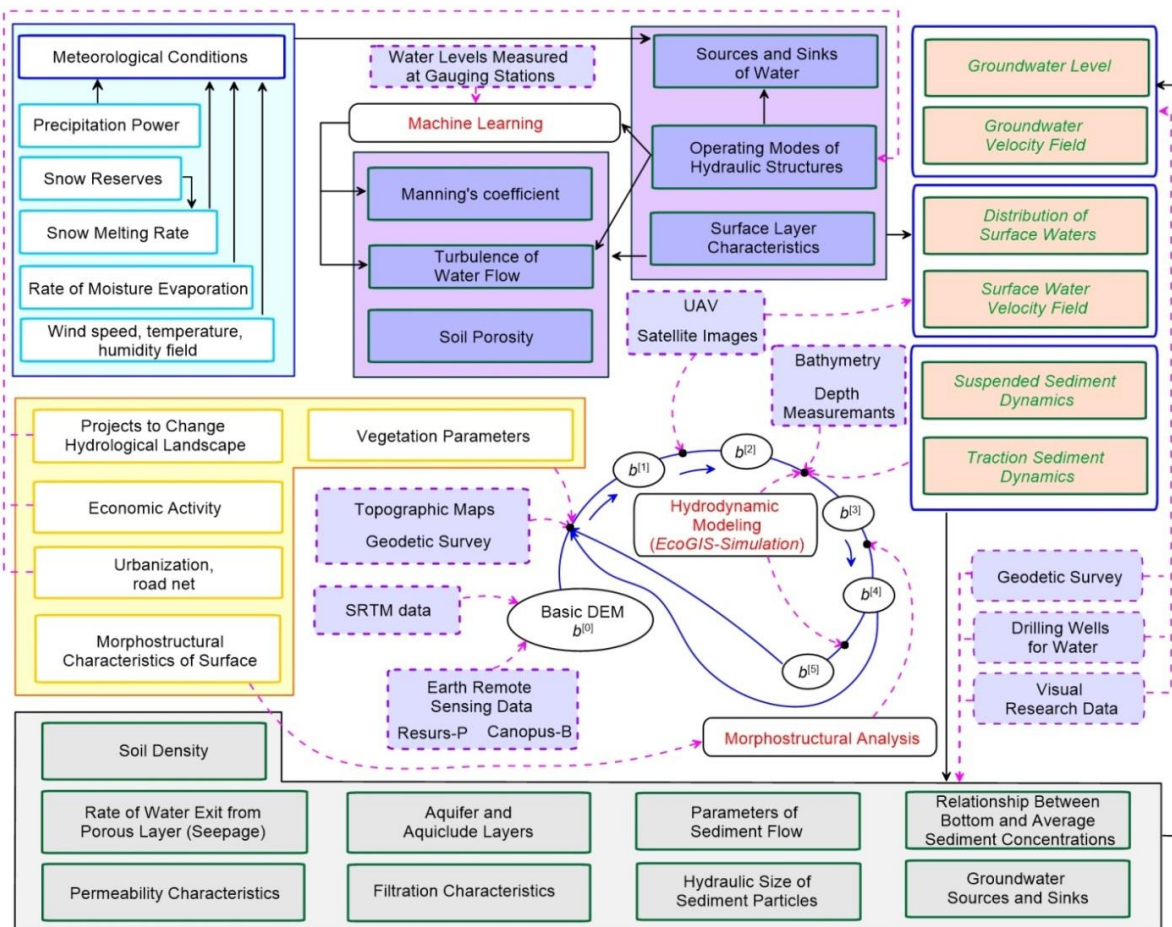


Fig. 2. Structure of the digital hydrological landscape model

The next step involves updating the DEM using data on transient water bodies with rapidly changing boundaries, which is typical for periodically flooded floodplain areas. Data on the location of the shorelines of such water bodies allow supplementing the existing $b_{ij}^{[2]}$ matrices with lines of constant elevations. The sources for this are measurements from unmanned aerial vehicles and series of space images at different points in time. It should also be noted that space imagery and UAV data can also be used to construct the spatial distribution of surface waters during hydrodynamic modeling. Such information can be both an input data set for the initial conditions of modeling and used to verify the modeling results when comparing the obtained flood maps with real data.

Further transformation of matrices $b_{ij}^{[2]} \rightarrow b_{ij}^{[3]}$ consists in constructing a digital relief of the bottom of water bodies. The methods for constructing such a model are similar to those used in constructing land surface elevation matrices and consist in transforming vector depth data into spatial elevation matrices using interpolation algorithms. An important part of the work at this stage is determining the hydrological connection between all water bodies in the region [Klikunova, Khoperskov, 2023]. Bathymetry usually changes faster than land relief due to the dynamics of suspended and traction sediments in the conditions of a non-stationary hydrograph. Therefore, updating methods using hydrodynamic simulations of sediment transport give good results [Khrapov, 2023].

The matrix $b_{ij}^{[3]}$ can already be used to conduct computational experiments. Since they require large computational and time resources, another stage of updating the DEM $b_{ij}^{[3]} \rightarrow b_{ij}^{[4]}$ is useful, using the morphostructural analysis of the relief surface [Erunova, Yakubailik, 2024]. Such a study of the matrix b_{ij} allows us to determine various geometric characteristics of the surface (angles, curvature, steps, cliffs, saddles, peaks, channel structures, etc.). Geoinformation modeling of water flow movement in the geoinformation system QGIS requires fewer resources compared to numerical hydrodynamic experiments, allowing us to detect remaining artifacts.

A satisfactory result of the morphostructural analysis allows us to proceed to hydrodynamic modeling using the EcoGIS-Simulation software [Khrapov, Khoperskov, 2020]. The diagram in Fig. 2 highlights hydrodynamic modeling only as an intermediate stage for verifying DEM $b_{ij}^{[4]}$. However, this process is quite complex and requires a large number of iterations. For example, the procedure for constructing an adequate hydraulic resistance model for a section of the Volga River in [Khoperskov et al., 2024] required 32 experiments and neural network modeling. The described process is iterative and involves multiple changes and additions to the obtained matrices if necessary.

Our iterative approach to constructing DEM is necessary for high-fidelity hydrodynamic simulations. Since the traditionally used SRTM matrices give too large elevation errors. The original SRTM matrix does not include the river bathymetry and there are significant discrepancies near the coastlines. The comparison of elevation data in our third iteration $b_{ij}^{[3]}$ is carried out with the Shuttle Radar Topography Mission with a cell size of 30×30 m. Matching the matrices requires transforming the SRTM to a grid with a given step Δx . The first stage of the algorithm is based on constructing a system of vector isolines (contours) of elevations using standard GIS “Panorama” tools. The step of the isolines allows you to control the errors when calculating the new matrix. Then, the constructed vector map is used to calculate the elevations $b_{ij}^{(SRTM)}$ on a grid with a step of Δx . Fig. 3 shows an example of calculating the difference $b_{ij}^{[3]} - b_{ij}^{(SRTM)}$ for a DEM with $\Delta x = 5$ m covering a section of the Medveditsa River near the city of Zhirnovsk in the Volgograd

Region. Since we use $b_{ij}^{[3]}$, the differences are clearly visible only in the river zone and its immediate surroundings.

Surface water dynamics is determined not only by DEM, but also by the properties of the underlying surface. The key parameter is the Manning roughness coefficient n_M , which affects the hydraulic resistance to flow. The value of n_M depends on the type of vegetation, which can significantly change the velocity and direction of water flow at small depths, so the construction of a spatial distribution matrix of the roughness coefficient is based on identifying areas with different types and densities of vegetation (Fig. 4). The parameter n_M also depends on the type of soil. For example, the roughness coefficient of sand is only 0.02, and n_M for arable land can reach 0.05.

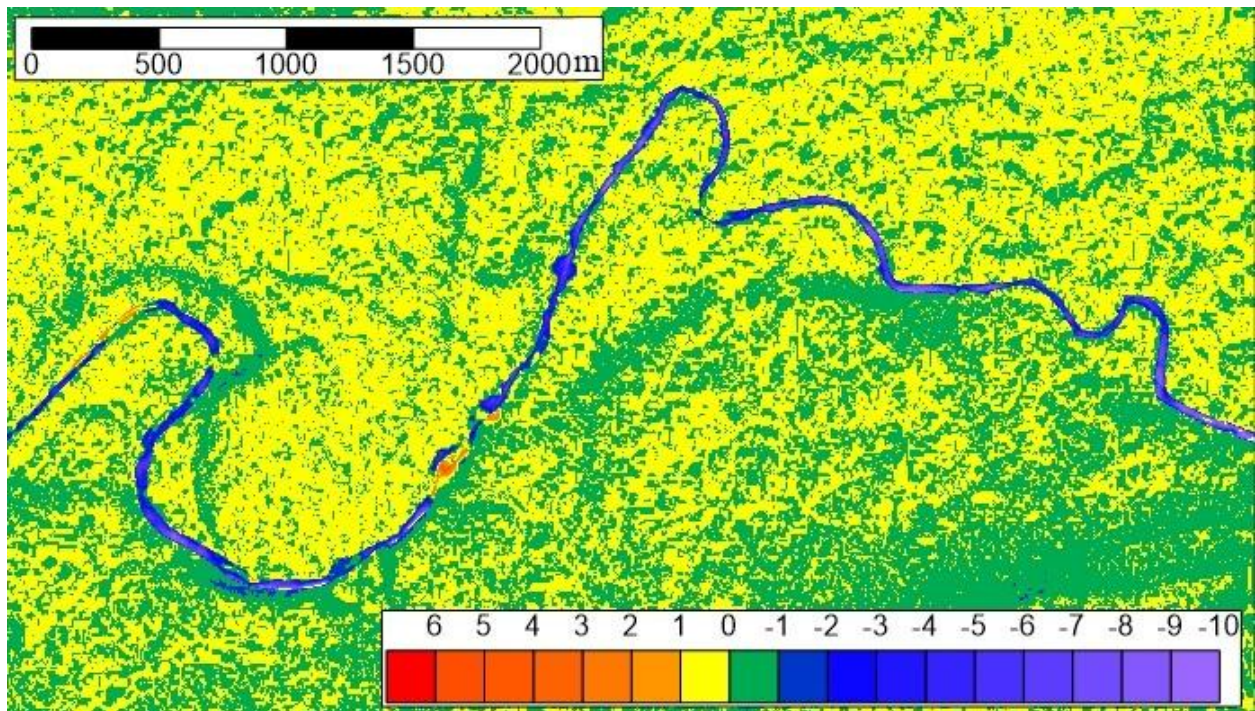


Fig. 3. Difference between DEM $b_{ij}^{[3]}$ and matrix $b_{ij}^{(SRTM)}$ for 5-meter grid

Determining the n_M coefficient for a large river channel is a complex task, since it requires a detailed analysis of the river channel characteristics, including the influence of bedforms of different sizes, the shape of the river channel cross-section, fluid flow non-stationarity, channel slope, aquatic vegetation, and other factors [Das, Khatua, 2018]. The n_M values can vary significantly in different river systems [Coon, 1998; Xia et al., 2012; Hatzigiannakis et al., 2016; Ye et al., 2018]. To determine the value of the roughness coefficient of the Volga River bed, we proposed a method for restoring this parameter using machine learning, which can be applied to other rivers as well [Klikunova et al., 2023; Khoperskov et al., 2024].

Modeling groundwater dynamics requires spatial matrices with the properties of the aquifer (Fig. 5). For example, the soil porosity ψ defines the pore volume per unit volume of soil [Khrapov, 2023] and $\psi = 1 - \gamma_s$, where $\gamma_s = \rho_d/\rho_s$ is the relative volume of solids per unit volume of soil, ρ_s is the density of solids, ρ_d is the density of the skeleton (dry) soil. The dynamics equations also contain the porosity coefficient $k_p = \psi/(1 - \psi)$. The groundwater level is defined by $\eta_g(x, y, t) = H_g(x, y, t) + b_g(x, y)$, where $H_g(x, y, t)$ is the thickness of the groundwater layer above the low-permeability soil relief $b_g(x, y)$. Effective measuring devices are available for

constructing the aquifer $b_g(x, y)$. Fig. 5 shows the profiles of various characteristics along the line AB marked in Fig. 6.

The next DHLM block includes a set of characteristics for modeling sediment dynamics. These parameters define complex processes of erosion and sedimentation of solid particles in water, described within the framework of the so-called subgrid physics. The main coefficients include [Khrapov, Khoperskov, 2020; Khrapov, 2023]:

1. q_{ba} is the rate of flux of the bottom soil due to gravitational settling of suspended sediments;
2. the coefficients a_j and m_j determine the properties of the transported material [Li et al., 2017; Hafiyana et al., 2021; Ndengna, Njifenjou, 2022];
3. the critical velocity $u^{(cr)}$ ensures the onset of bottom erosion [Shao, Wang, 2005];
4. the empirical constant c_v characterizes the cohesion of traction sediments and depends on the type and condition of the soil [Venditti et al., 2005];
5. mass density of river sediment material ρ_s ;
6. median particle size of river sediments d_{50} ;
7. density of bottom sediment soil $\rho_g = (1 - \psi)\rho_s$;
8. $\bar{\rho}_*$ is the averaged over the depth of the flow H suspended sediment density (turbidity);
9. q_α is the rate of suspended sediment influx;
10. D is the integral diffusion coefficient of suspended sediments in the horizontal direction;
11. hydraulic particle size of sediment particles w ;
12. coefficient of connection between bottom and average depth sediment concentrations φ_α ;
13. ν_0 is the coefficient of kinematic viscosity of water, which depends on temperature.

We must also specify the distributions of water sources and sinks in the computational domain. The operating mode of hydraulic structures provides such data through special sensors. However, there are natural sources and sinks, the determination of which is difficult and requires additional model assumptions. Water balance $q = q^{(s)} - q^{(inf)} - q^{(ev)} + q_g^{(up)}$ determines the rate of fluid inflow/outflow under the influence of various factors, where $q^{(s)}(x, y, t)$ is the rate of water inflow through hydraulic structures and due to precipitation, $q^{(inf)}(x, y, t)$ is the function of runoff due to seepage (infiltration) into the ground, $q^{(ev)}$ is the rate of water loss due to evaporation, $q_g^{(up)}$ is the rate of seepage (rise) of groundwater to the surface.

One of the DHLM modules provides work with meteorological data, including precipitation, snow reserves, wind and temperature conditions, etc. Fig. 7 demonstrates the effect of meteorological conditions on the water level in the Volga River below the Volga Hydroelectric Power Station. The dam hydrograph $Q(t)$ determines the annual water charge from the Volgograd Reservoir. This hydrograph, as a rule, completely controls the flow in the channels of the Volga, Akhtuba and small floodplain channels (Fig. 6). The consistent behavior of the time dependencies $Q(t)$ and $\eta(t)$ after the 100th day is clearly visible, both for the flood stage ($t = 100 - 175$ days) and during the low-water period ($t > 175$ days). The green line in Fig. 7 shows the imbalance at the beginning of the year ($t < 80$), when there is a nearly two-meter rise in water level that is not related to the discharge through the dam. The hydrograph changes little during the first 100 days, so the increase $\eta(t < 100$ days) is caused by another reason. Thus, the additional water discharge is due to other water sources associated with the inflow in addition to the dam. The computational model must reproduce these features, which requires specifying water sources $q^{(s)}$ through small tributaries along the Volga channel.

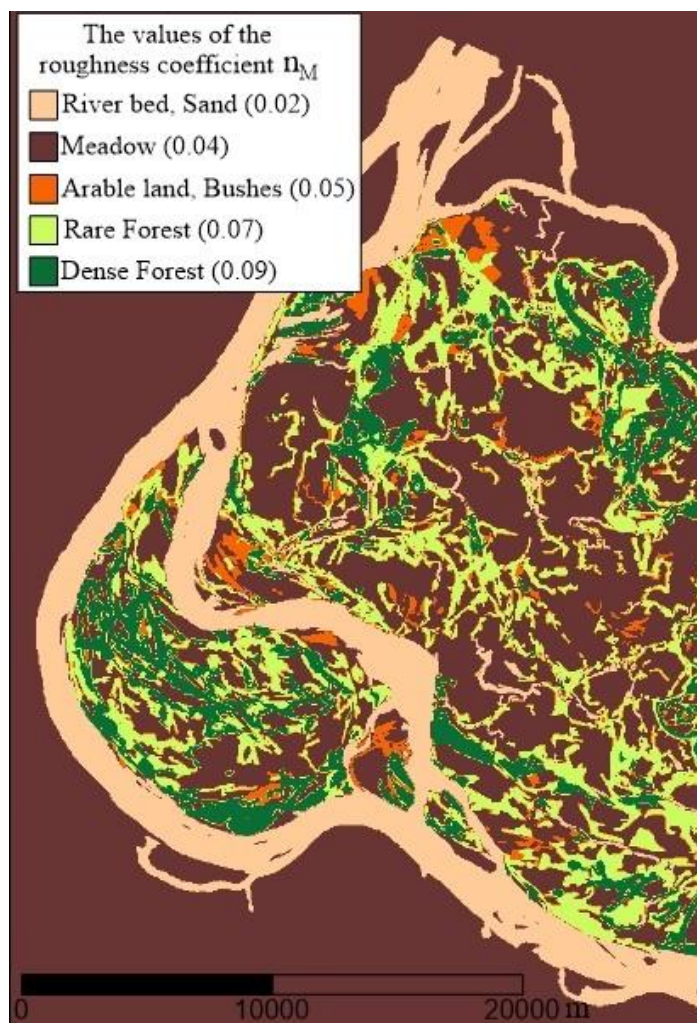


Fig. 4. Distribution of the coefficient n_M for the fragment of computational domain of the northern part of the Volga-Akhtuba floodplain

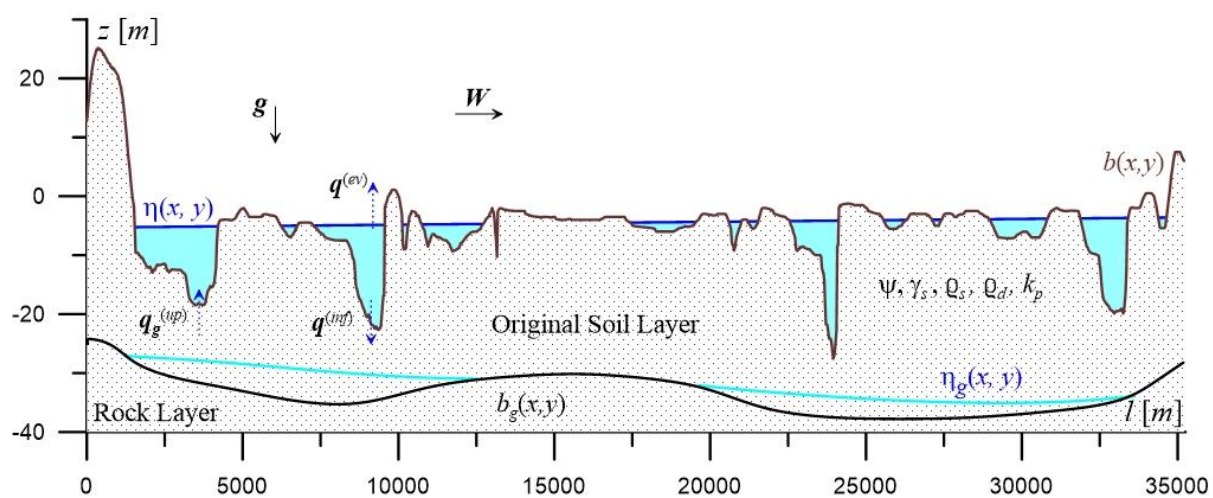


Fig. 5. An example of the distribution of surface and ground water, relief profiles $b(x, y)$ and the boundary $b_g(x, y)$ between porous soil (sand, loam, etc.) and low-permeability soil (clay, silt, etc.)

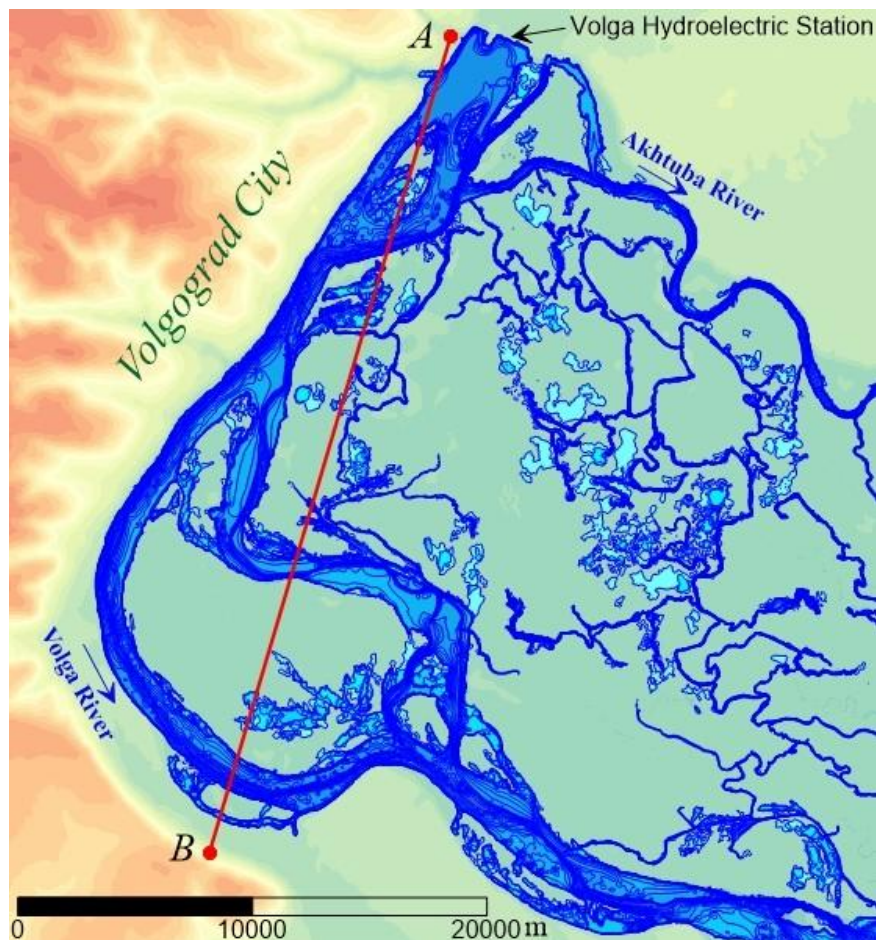


Fig. 6. Digital model of the northern part of the interfluvium of the Volga and Akhtuba Rivers with superimposed water distribution in the hydrodynamic model

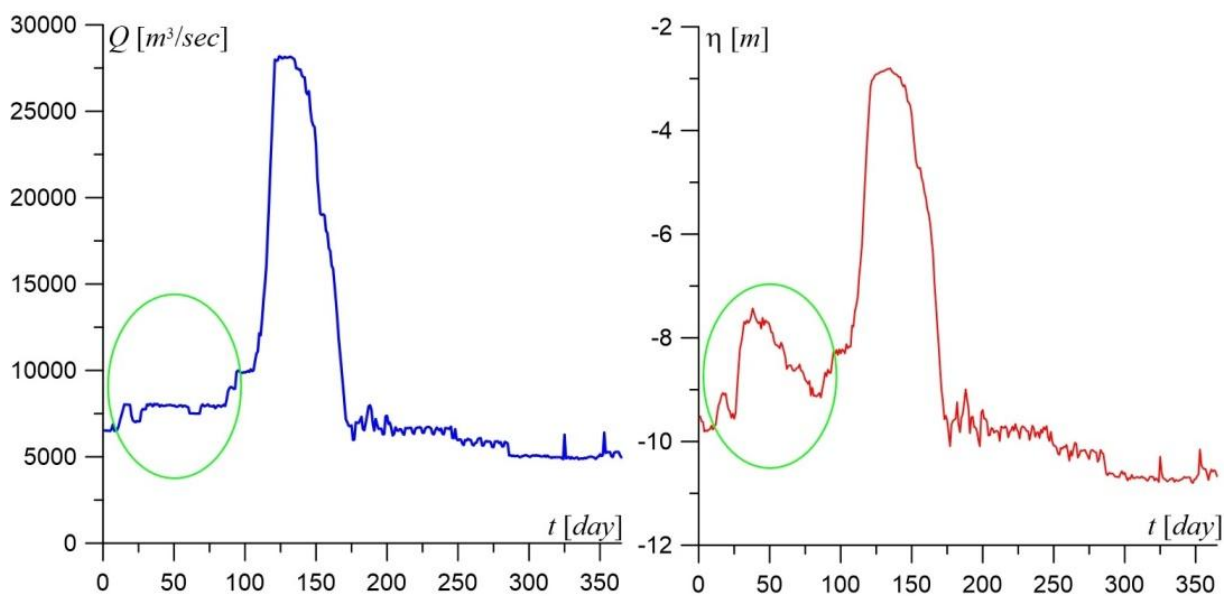


Fig. 7. Left — Hydrograph of the Volga hydroelectric power station in 2005.
Right — Corresponding behavior of the water level in the Dam Downstream

CONCLUSIONS

Mathematical modeling methods for studying hydrological regimes of complex river systems require specifying a large number of characteristics, which are generally heterogeneous and can change over time. We are developing an approach for generating input spatial data that determine the conditions for conducting computational experiments for river system hydrology problems in a multicomponent model for the EcoGIS-Simulation software in the form of a digital hydrological landscape model. A basic version of DHLM has been created for the Northern part of the Volga-Akhtuba floodplain and some other water bodies in the form of sets of georeferenced thematic layers for data processing in a specialized geographic information system. It is important to note that the spatial matrices $\omega^{(\ell)}$ should be iteratively refined as more accurate and relevant data becomes available. As an initial basic distribution, one can limit oneself to specifying a constant corresponding to the average typical value for the study area.

We describe in more detail an iterative method for constructing a digital elevation model that provides fusion of heterogeneous spatial data into a single up-to-date DEM. The use of hydrodynamic simulations appears to be a powerful tool for the procedure of refining the DEM by comparing with observational data.

DHLM also has a large independent research potential in addition to its use in numerical hydrodynamic experiments. Our approach enables quantitative comparison of hydrological landscape units with each other to identify both common properties and to find significantly different (unlike) structures in the original concept of the hydrological landscape in the work [Winter, 2001]. This method seems promising especially due to the availability of a large number of new tools for intelligent analysis of multidimensional data. DHLMs can also provide new quantitative results in constructing a landscape-ecological framework of territories [Meurk, Swaffield, 2000], going beyond the cartographic approach.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work supported by the Russian Science Foundation (grant No. 23-71-00016, <https://rscf.ru/project/23-71-00016/>). The research also relied on the shared research facilities of the HPC computing resources at Lomonosov Moscow State University.

REFERENCES

- Agafonnikova E. O., Klikunova A. Yu., Khoperskov A. V.* Computer Simulation of the Volga River Hydrological Regime: Problem of Water-Retaining Dam Optimal Location. Bulletin of the South Ural State University, Series: Mathematical Modelling, Programming and Computer Software, 2017. V. 10. No. 3. P. 148–155. DOI: 10.14529/mmp170313.
- Amra R., Araki S., Geib C., Davies G.* Error-Reduced Digital Elevation Models and High-Resolution Land Cover Roughness in Mapping Tsunami Exposure for Low Elevation Coastal Zones. Remote Sensing Applications: Society and Environment, 2025. V. 37. P. 101438. DOI: 10.1016/j.rsase.2024.101438.
- Coon W. F.* Estimation of Roughness Coefficients for Natural Stream Channels with Vegetated Banks. US Geological Survey Water-Supply Paper, 1998. V. 2441. P. 133.
- Das B. S., Khatua K. K.* Flow Resistance in a Compound Channel with Diverging and Converging Floodplains. Journal of Hydraulic Engineering, 2018. V. 144. No. 8. P. 04018051. DOI: 10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0001496.
- Erunova M. G., Yakubailik O. E.* Geomorphometric Analysis of Agricultural Areas Based on the FABDEM Digital Elevation Model. InterCarto. InterGIS, 2024. V. 30. No. 2. P. 252–262. DOI: 10.35595/2414-9179-2024-2-30-252-262.

Gartsman B. I., Shekman E. A. Potential of River Network Modeling Based on GIS Technologies and Digital Elevation Model. *Russian Meteorology and Hydrology*, 2016. V. 41. No. 1. P. 63–71. DOI: 10.3103/S1068373916010088.

Gebre H., Gebreyohannes T., Hagos E., Perilli N. Hydrogeological Assessment and Steady-State Groundwater Flow Modeling for Groundwater Management in the Golina River Sub-Basin, Northern Ethiopia, Using MODFLOW 6. *Water*, 2025. V. 17. No. 7. P. 949. DOI: 10.3390/w17070949.

Hafiyana Q., Harlanb D., Adityawanb M. B., Natakusumahc D. K., Magdalenad I. 2D Numerical Model of Sediment Transport Under Dam-break Flow Using Finite Element. *International Journal on Advanced Science, Engineering and Information Technology*, 2021. V. 11. No. 6. P. 2476–2481.

Hatziyiannakis E., Pantelakis D., Hatzispiroglou I., Arampatzis G., Ilias A., Panagopoulos A. Discharge Measurements and Roughness Coefficient Estimation in a River. The Case of Strymonas River in Northern Greece. *Environmental Processes*, 2016. V. 3. No. 1. P. 263–275. DOI: 10.10107/s40710-015-0120-4.

Huggins X., Gleeson T., Villholth K. G., Rocha J. C., Famiglietti J. S. Groundwaterscapes: A Global Classification and Mapping of Groundwater's Large-Scale Socioeconomic, Ecological, and Earth System Functions. *Water Resources Research*, 2024. V. 60. No. 10. P. e2023WR036287. DOI: 10.1029/2023WR036287.

Isaeva I. I., Voronin A. A. Models for Managing Hydraulic Projects in Floodplain Areas, Considering the Activity of Economic Entities. *Mathematical physics and computer simulation*, 2024. V. 27. No. 1. P. 45–61 (in Russian). DOI: 10.15688/mpcm.jvolsu.2024.1.4.

Isaeva I. I., Voronin A. A., Khoperskov A. V., Kharitonov M. A. Modeling the Territorial Structure Dynamics of the Northern Part of the Volga-Akhtuba Floodplain. *Computation*, 2022. V. 10. No. 4. P. 62. DOI: 10.3390/computation10040062.

Kalugin A. S., Lupakov S. Yu. The Effect of Natural and Anthropogenic Climate Changes on River Runoff and Snow Water Equivalent in the Lena River Basin. *Water Resources*, 2023. V. 50. No. 4. P. 557–568 (in Russian). DOI: 10.1134/S0097807823040139.

Khoperskov A. V., Khrapov S. S., Klikunova A. Yu., Popov I. E. Efficiency of Using GPUs for Reconstructing the Hydraulic Resistance in River Systems Based on Combination of High Performance Hydrodynamic Simulation and Machine Learning. *Lobachevsky Journal of Mathematics*, 2024. V. 45. No. 7. P. 3085–3096. DOI: 10.1134/S199508022460376X.

Khoroshev A. Landscape-Ecological Approach to Spatial Planning as a Tool to Minimize Socio-Ecological Conflicts: Case Study of Agrolandscape in the Taiga Zone of Russia. *Land*, 2020. V. 9. No. 6. P. 192. DOI: 10.3390/land9060192.

Khrapov S. S. Numerical Modeling of Hydrodynamic Accidents: Erosion of Dams and Flooding of Territories. *Vestnik of St. Petersburg University, Mathematics*, 2023. V. 56. No. 2. P. 261–272. DOI: 10.1134/S1063454123020085.

Khrapov S. S., Khoperskov A. V. Application of Graphics Processing Units for Self-Consistent Modelling of Shallow Water Dynamics and Sediment Transport. *Lobachevsky Journal of Mathematics*, 2020. V. 41. No. 8. P. 1475–1484. DOI: 10.1134/S1995080220080089.

Klikunova A. Yu., Khoperskov A. V. Calculation of Hydrological Connection Between the Volga River and the Akhtuba River Using Numerical Hydrodynamic Modeling. *St. Petersburg State Polytechnical University Journal. Physics and Mathematics*, 2023. V. 16. No. 1. P. 326–330. DOI: 10.13140/RG.2.2.24361.67683.

- Klikunova A. Yu., Polyakov M. V., Khrapov S. S., Khoperskov A. V.* Problem of Building High-Quality Predictive Model of River Hydrology: The Combined Use of Hydrodynamic Simulations and Intelligent Computing. *Communications in Computer and Information Science*, 2023. V. 1909. P. 191. DOI: 10107/978.-3-031-44615-3_13.
- Lazzarin T., Defina A., Viero D. P.* Assessing 40 Years of Flood Risk Evolution at the Micro-Scale Using an Innovative Modeling Approach: The Effects of Urbanization and Land Planning. *Geosciences*, 2023. V. 13. No. 4. P. 112. DOI: 10.3390/geosciences13040112.
- Li W., Hu P., Pätz T., He Z., Cao Z.* Limitations of Empirical Sediment Transport Formulas for Shallow Water and their Consequences for Swash Zone Modelling. *Journal of Hydraulic Research*, 2017. V. 55. No. 1. P. 114–120. DOI: 10.1080/00221686.2016.1212942.
- Lisina A. A., Frolova N. L., Kalugin A. S., Krylenko I. N., Motovilov Yu. G.* Assessment of the Kolyma River Hydrological Regime Dynamics in the 21st Century Based on Runoff Formation Model. *Geography, Environment, Sustainability*, 2025. V. 18. No. 1. P. 23–34. DOI: 10.24057/2071-9388-2025-3482.
- Liu T., Trim S. J., Ko S. B., Spiteri R. J.* The Multi-GPU Wetland DEM Ponding Model. *Computers & Geosciences*, 2025. V. 199. P. 105912. DOI: 10.1016/j.cageo.2025.105912.
- Meurk C. D., Swaffield S. R.* A Landscape Ecological Framework for Indigenous Regeneration in Rural New Zealand-Aotearoa. *Landscape and Urban Planning*, 2000. V. 50. Iss. 1–3. P. 129–144. DOI: 10.1016/S0169-2046(00)00085-2.
- Ndengna A. R. N., Njifenjou A.* A Well-Balanced PCCU-AENO Scheme for a Sediment Transport Model. *Ocean Systems Engineering*, 2022. V. 12. No. 3. P. 359–384. DOI: 10.12989/ose.2022.12.3.359.
- Okolie C. J., Smit J. L.* A Systematic Review and Meta-Analysis of Digital Elevation Model (DEM) Fusion: Pre-processing, Methods and Applications. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 2022. V. 188. P. 1–29. DOI: 10.1016/j.isprsjprs.2022.03.016.
- Parsons M., McLoughlin C. A., Kotschy K. A., Rogers K. H., Rountree M. W.* The Effects of Extreme Floods on the Biophysical Heterogeneity of River Landscapes. *Frontiers in Ecology and The Environment*, 2005. V. 3. Iss. 9. P. 487–494. DOI: 10.1890/1540-9295(2005)003[0487:TEOEFO]2.0.CO;2.
- Pasculli A., Cinosi J., Turconi L., Sciarra N., Sciarra N.* Learning Case Study of a Shallow-Water Model to Assess an Early-Warning System for Fast Alpine Muddy-Debris-Flow. *Water*, 2021. V. 13. No. 6. P. 750. DOI: 10.3390/w13060750.
- Shao X. J., Wang X. K.* Introduction to River Mechanics. 2005.
- Sharma A. P., Fu X., Kattel G. R., Adhikari T. R., Hassan M. A.* Appraising Flood Risk and Inundation Extent Using GIS-aided 2D Hydraulic Modeling in Nepal Himalaya: A Case of West Rapti River Basin. *Modeling Earth Systems and Environment*, 2025. V. 11. No. 3. P. 176. DOI: 10.1007/s40808-025-02356-5.
- Szypula B.* Accuracy of UAV-based DEMs without Ground Control Points. *Geoinformatika*, 2024. V. 28. No. 1. P. 1–28. DOI: 10.1007/s10707-023-00498-1.
- Talchabhadel R., Nakagawa H., Kawaike K., Yamanoi K., Thapa B. R.* Assessment of Vertical Accuracy of Open Source 30 m Resolution Space-Borne Digital Elevation Models. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, 2021. V. 12. No. 1. P. 939–960. DOI: 10.1080/19475705.2021.1910575.

Vasil'eva E. S., Belikov V. V. Numerical Modeling of a Cascade Hydrodynamic Breakdown at the Verkhneuralsk and Magnitogorsk Dams. *Power Technology and Engineering*, 2024. V. 57. P. 724–732. DOI: 10.1007/s10749-024-01726-w.

Venditti J. G., Church M. A., Bennett S. J. Bed Form Initiation from a Flat Sand Bed. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 2005. V. 110. No. F1. P. 1–19. DOI: 10.1029/2004JF000149.

West C., Rosolem R., MacDonald A. M., Cuthbert M., Wagener T. Understanding Process Controls on Groundwater Recharge Variability across Africa through Recharge Landscapes. *Journal of Hydrology*, 2022. V. 612. P. 127967. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2022.127967.

Winter T. C. Relation of Streams, Lakes, and Wetlands to Groundwater Flow Systems. *Hydrogeology Journal*, 1999. V. 7. P. 28–45.

Winter T. C. The Concept of Hydrologic Landscapes. *Journal of the American Water Resources Association*, 2001. V. 37. No. 2. P. 335–349. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2001.tb00973.x.

Xia J., Lin B., Falconer R. A., Wang Y. Modelling of Man-made Flood Routing in the Lower Yellow River, China. *Thomas Telford Ltd.: Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Water Management*, 2012. V. 165. No. 7. P. 377–391. DOI: 10.1680/wama.11.00028.

Ye A., Zhou Z., You J., Ma F., Duan Q. Dynamic Manning's Roughness Coefficients for Hydrological Modelling in Basins. *Hydrology Research*, 2018. V. 49. No. 5. P. 1379–1395. DOI: 10.2166/nh.2018.175.

Yu C., Wang Q., Zhang Z., Zhong Z., Ding Y., Lai T., Huang H., Shen P. Multi-Source Data Joint Processing Framework for DEM Calibration and Fusion. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2025. V. 139. P. 104484.

Zanozin V. V., Barmin A. N., Zanozin V. V. Geospatial Modeling of the Organization of the Landscape-Ecological Framework of the Volga Delta. *InterCarto. InterGIS. Moscow: Lomonosov Moscow State University, Faculty of Geography*, 2024. V. 30. Part 1. P. 80–93 (in Russian). DOI: 10.35595/2414-9179-2024-1-30-80-93.

Zhao Y., Wu B., Kong G., Zhang H., Wu J., Yu B., Wu J., Fan H. Generating High-Resolution DEMs in Mountainous Regions Using ICESat-2/ATLAS Photons. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 2025. V. 138. P. 104461. DOI: 10.1016/j.jag.2025.104461.

УДК: 528.854.4:5815:556(574)

DOI: 10.35595/2414-9179-2025-2-31-301-416

Т. Ю. Зенгина¹

ВЛИЯНИЕ ОБВОДНЕННОСТИ ТЕРРИТОРИИ НА ИЗМЕНЕНИЕ РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА КОРГАЛЖЫНСКОГО ЗАПОВЕДНИКА (ПО ДАННЫМ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ЗЕМЛИ)

АННОТАЦИЯ

Ядром крупнейшего в Республике Казахстан Коргалжынского государственного природного заповедника являются водно-болотные угодья (ВБУ), занимающие площадь около 2,6 тыс. км² и представляющие собой чередование многочисленных заросших водной растительностью соленых и пресных мелководных озер, обширных участков мелководий, а также наземных экосистем разной степени увлажненности с разнообразной растительностью. Заповедник является важнейшим центром сохранения биоразнообразия в Евразии и включен в Рамсарский список ВБУ международного значения. В период линьки и сезонных миграций численность птиц может достигать 5 тыс. особей. Водно-болотные угодья также являются местообитанием множества видов животных и растений. Одной из проблем заповедника является крайне неустойчивый гидрологический режим, что приводит к сильным колебаниям площади водного зеркала озер и степени обводненности сопредельных территорий, а следовательно, к изменению состава и пространственной структуры растительных сообществ. Изменение условий местообитания приводит к колебаниям численности орнитофауны и обеднению видового состава, что создает угрозу биоразнообразию заповедника. В работе на основании данных дистанционного зондирования Земли на примере двух лет (маловодного 2006 и многоводного 2019 гг.) анализируется изменение растительного покрова ВБУ заповедника в связи с изменением степени обводненности территории. Описана методика создания разновременных карт растительности, включающая несколько последовательных этапов: выделение на основании спектральных индексов наземных экосистем как основного объекта для изучения растительности; расчет и сравнение степени обводненности территории за рассматриваемые годы; выбор и обоснование числа классов и коэффициента генерализации результатов неконтролируемой классификации изображений для детализации и уточнения границ растительных сообществ; решение задачи тематической интерпретации полученных спектральных классов с использованием карты растительности проекта ГЭФ/ПРООН 2006 г. и полевых данных; создание разновременных векторных карт, расчет и сравнение площади выделенных растительных сообществ. Предложенный подход позволил существенно детализировать контурную часть карты растительности проекта ГЭФ/ПРООН 2006 г. и провести более детальное разделение растительных сообществ. Проведенные расчеты и сравнение ситуации 2006 и 2019 гг. показало, что соотношение площадей разной степени обводненности может меняться в зависимости от года в 2–3 р. Результаты картографирования растительного покрова подтвердили изменчивость и зависимость состава и пространственной структуры растительных сообществ в первую очередь от степени обводненности территории.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: Коргалжынский заповедник, водно-болотные угодья, растительный покров, обводненность территории, спектральные индексы

¹ Московский государственный университет имени М. В. Ломоносова, географический факультет, Ленинские горы, д. 1, Москва, Россия, 119991, e-mail: tzengina@mail.ru

Tatiana Yu. Zengina¹

INFLUENCE OF WATERLOGGING OF THE TERRITORY ON THE CHANGE OF VEGETATION COVER OF THE KORGALZHYN RESERVE (ACCORDING TO REMOTE SENSING DATA)

ABSTRACT

The core of the largest Korgalzhyn State Nature Reserve in the Republic of Kazakhstan is the wetlands, which occupy an area of about 2.6 thousand km² and represent an alternation of numerous salt and fresh shallow lakes overgrown with aquatic vegetation, vast areas of shallow water, as well as terrestrial ecosystems of varying degrees of humidity with diverse vegetation. The reserve is the most important center for the conservation of biodiversity in Eurasia and is included in the Ramsar List of Wetlands of International Importance. During the moulting period and seasonal migrations, the number of birds can reach 5 thousand individuals. Wetlands are also a habitat for many species of animals and plants. One of the problems of the reserve is the extremely unstable hydrological regime, which leads to strong fluctuations in the area of the water surface of lakes and the degree of waterlogging of adjacent territories, and, consequently, to a change in the composition and spatial structure of plant communities. Changes in habitat conditions lead to fluctuations in the number of avifauna and depletion of species composition, which poses a threat to the biodiversity of the reserve. In this paper, based on remote sensing data, the change in the vegetation cover of the reserve wetlands is analyzed in connection with the change in the degree of waterlogging of the territory using the example of two years (low-water 2006 and high-water 2019). The paper describes a method for creating multi-temporal vegetation maps, which includes several successive stages: selection of terrestrial ecosystems as the main object for studying vegetation based on spectral indices; calculation and comparison of the degree of waterlogging of the territory for the years under consideration; selection and justification of the number of classes and the generalization coefficient of the results of unsupervised classification of images for detailing and clarifying the boundaries of plant communities; solution of the problem of thematic interpretation of the obtained spectral classes using the vegetation map of the 2006 GEF/UNDP project and field data; creation of multi-temporal vector maps, calculation and comparison of the area of the identified plant communities. The proposed approach allowed us to significantly detail the contour part of the vegetation map of the 2006 GEF/UNDP project and to carry out a more detailed division of plant communities. The calculations and comparison of the situation in 2006 and 2019 showed that the ratio of areas with different degrees of waterlogging can vary by 2–3 times depending on the year. The results of vegetation mapping confirmed the variability and dependence of the composition and spatial structure of plant communities primarily on the degree of waterlogging of the territory.

KEYWORDS: Korgalzhyn Nature Reserve, wetlands, vegetation cover, waterlogging of the territory, spectral indices

ВВЕДЕНИЕ

Коргалжинский государственный природный заповедник, самый большой по площади заповедник в Республике Казахстан расположенный в Акмолинской обл., был образован в 1968 г. Ядром заповедника являются водно-болотные угодья (ВБУ) Тениз-Коргалжинской системы озер, площадь которых составляет 2 600 км² [Ёлкин, Волков, 2017]. Это более 60 пресных и соленых озер, большинство из которых расположены по днищам

¹ Lomonosov Moscow State University, Faculty of Geography, 1, Leninskie Gory, Moscow, 119991, Russia, e-mail: tzengina@mail.ru

замкнутых понижений и имеют глубину всего 1–3 м. В период сезонных миграций ВБУ заповедника являются местом концентрации огромного количества как водоплавающих, так и околоводных птиц, в т. ч. фламинго, розового и кудрявого пеликана. В заповеднике зафиксировано более 300 видов птиц, а в период линьки и сезонной миграции численность птиц может достигать 5 тыс. особей [Кошкин, 2016]. В 1974 г. заповедник был включен в Рамсарский список ВБУ международного значения как один из важнейших центров сохранения биоразнообразия в Евразии [Глобально значимые..., 2007].

Уникальность экосистем заповедника, наличие многочисленных соленых и пресных озер также благоприятны для обитания множества видов животных. Достаточная обводненность территории обеспечивает произрастание большого количества водных и околоводных растений, что привлекает множество животных и птиц, предпочитающих соответствующие местообитания. Это обусловило получение Коргалжынским заповедником статуса высшего ранга в сфере охраны окружающей среды — он был признан биосферным резерватом ЮНЕСКО в 2012 г.

Одной из проблем заповедника является крайне неустойчивый гидрологический режим, что, как правило, связано со значительными межгодовыми и межсезонными колебаниями объема поступающего речного стока и изменениями общей увлажненности территории. Определенную роль может играть состояние подпорных плотин на р. Нуре и периодические сбросы воды из Самаркандского вдхр.

Изменения гидрологического режима приводят к сильным колебаниям площади водного зеркала озер, изменению степени обводненности сопредельных территорий, изменению состава и пространственной структуры растительных сообществ суши в пределах ВБУ заповедника [Зенгина и др., 2024]. Это, в свою очередь, создает угрозу биоразнообразию заповедника, обусловленную снижением объема кормовой базы озер для многих видов птиц, изменением местообитаний и сокращением гнездовых площадей для птиц и т. д. Все это приводит к колебаниям численности орнитофауны и обеднению видового состава.

Целью работы является анализ влияния степени обводненности территории на изменение растительного покрова ВБУ Коргалжынского заповедника по данным дистанционного зондирования Земли.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

В работе использовались многозональные разновременные космические снимки разного пространственного разрешения, подобранные в открытом доступе на портале Геологической службы США (USGS). Снимки со спутников Landsat-7 (ETM+) и Landsat-8 (OLI) с пространственным разрешением зональных изображений 30 м (bands 4, 5) и Sentinel-2 (MSI) с пространственным разрешением зональных изображений 10 м (bands 2, 4, 8, 11) использовались для получения индексных и синтезированных изображений. Уточнение контуров на ключевых участках проводилось с применением разновременных космических снимков высокого пространственного разрешения, предоставляемых веб-сервисами Google Earth, Google Satellites и Yandex Satellites.

В работе широко использовались опубликованные отчеты проекта ГЭФ/ПРООН по Коргалжынскому заповеднику, выполненные в 2005–2007 гг., в т. ч. проект Глобального экологического фонда «Комплексное сохранение приоритетных глобально значимых водно-болотных угодий как мест обитания мигрирующих птиц: демонстрация на трех территориях. Тениз-Коргалжынская система озер» и опубликованная в 2007 г. «Карта растительности Коргалжынского заповедника» м-ба 1:600 000, созданная в рамках этого проекта [Глобально значимые..., 2007].

В работе также использовались фондовые материалы Коргалжынского заповедника, любезно предоставленные его сотрудниками в рамках научного сотрудничества. Это материалы исследований, приведенные в итоговых отчетах «Летописи природы», где начиная с 1974 г. регистрируются все зафиксированные в ходе ежегодных мониторинговых исследований изменения, происходящие в природных комплексах. К работе также привлекались полевые данные, полученные во время совместных полевых работ летом 2019 г. Также использовались литературные и другие источники, представленные в списке литературы.

Основными *методами*, использованными в работе, явились методы дистанционного зондирования (ДЗЗ), геоинформационного анализа и картографирования. В качестве базового программного обеспечения использовался ГИС-пакет QGIS 3.34, а также программа MultiSpec и веб-сервис Google Earth Pro. Некоторые процедуры были выполнены в программном комплексе ENVI 5.2.

Методы обработки и анализа материалов ДЗЗ основывались на работе с разновременными космическими снимками и включали обработку многозональных изображений, в т. ч. тематически ориентированный RGB-синтез для получения цветных изображений в псевдоцветах максимально информативных для изучения растительности, получение индексных изображений (на основании расчета спектральных индексов) и решение классификационных задач для дешифрирования растительных сообществ, а также ряд других процедур.

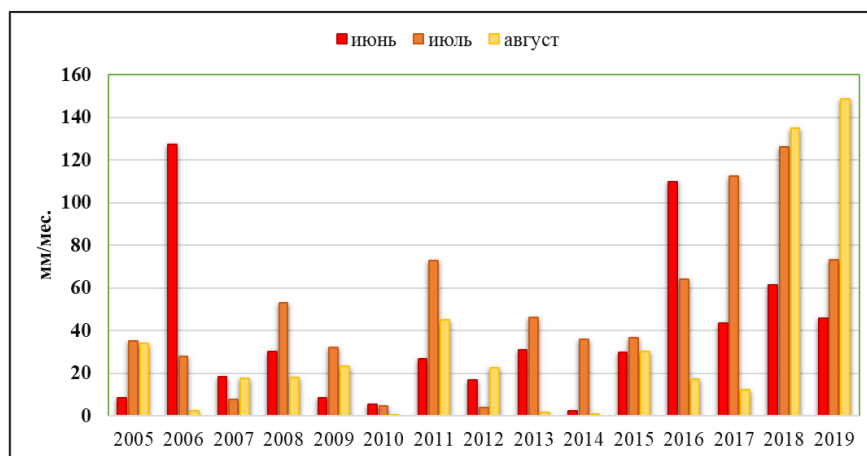
Работа состояла из нескольких этапов. *Первый этап* включал выбор, предобработку снимков и осуществление процедуры тематически ориентированного синтеза подобранных изображений. На *втором этапе* на основании рассчитанных спектральных индексных изображений решалась задача разделения водных и наземных экосистем в пределах ВБУ заповедника для дальнейшего детального изучения растительных сообществ суши, а также проводилась оценка и сравнение степени обводненности территории ВБУ на две выбранные даты. На *третьем этапе* на основании материалов проекта ГЭФ/ПРООН и «Карты растительности Коргалжынского заповедника» м-ба 1:600 000, опубликованной в 2007 г., была создана векторная карта растительности ВБУ заповедника, которая стала информационной основой для картографирования растительного покрова ВБУ. На *четвертом этапе* по материалам ДЗЗ осуществлялось дешифрирование растительного покрова по снимкам 2006 и 2019 гг. и создание соответствующих карт растительности. При создании карты 2006 г. основными задачами являлись детализация и уточнение контуров уже созданной на предыдущем этапе по материалам проекта ГЭФ/ПРООН карты растительности. Карта 2019 г. создавалась по материалам ДЗЗ впервые с учетом информации об особенностях растительного покрова изучаемой территории, полученной при работе с картой ГЭФ/ПРООН, литературными и другими источниками. На *пятом этапе* на основании полученных карт на 2006 и 2019 гг. анализировались изменения пространственной структуры растительного покрова, обусловленные изменением степени обводненности территории.

Подбор снимков осуществлялся на портале Геологической службы США — USGS. Были выбраны снимки Landsat-5 за 20 августа 2006 г. и Landsat-8 за 7 июля 2019 г. Выбор названных дат обусловлен следующим. Во-первых, выбирались годы, сильно различающиеся по степени обводненности территории, что должно было получить отражение в изменении структуры растительного покрова. Так, 2006 г. отличался маловодностью, вызванной прежде всего как низкими значениями годового количества осадков, так и малым количеством осадков именно в летние месяцы — особенно в июле и августе (рис. 1). Это стало причиной сокращения площади водного зеркала Тениз-Коргалжынских озер. Напротив, 2019 г. характеризовался самым большим за рассматриваемый период годовым количеством осадков, максимальной суммой осадков во второй половине лета и особенно

в августе и, как следствие, увеличением площади водного зеркала озер и обводненности территории. Кроме того, съемка именно за эти два года могла быть обеспечена данными, которые могли послужить основой для верификации результатов дешифрирования. Так, 2006 г. был взят в связи с наличием созданной в рамках проекта ГЭФ/ПРООН «Карты растительности Коргалжынского заповедника» м-ба 1:600 000, которая потом была детализирована по материалам ДЗЗ. А 2019 г. был выбран по причине того, что для этого года могли быть использованы материалы совместных наземных мониторинговых исследований, любезно предоставленные сотрудниками заповедника. Снимки на обе даты также подбирались с минимальной облачностью, одного сезона (близкие по дате) и наиболее информативные для сравнения с точки зрения особенностей обводненности территории. Поскольку выбранные снимки были получены с разных носителей (Landsat-5, Landsat-8 и Sentinel-2), была проведена их радиометрическая и атмосферная коррекция.



А



Б

Рис. 1. Атмосферные осадки за период 2005–2019 гг. А — годовое количество, Б — среднеемесячное количество осадков в летний сезон (составлено по данным «Газгидромета»)

Fig. 1. Atmospheric precipitation for the period 2005–2019. А — annual amount, Б — average monthly precipitation in the summer season (compiled according to Gazgidromet data)

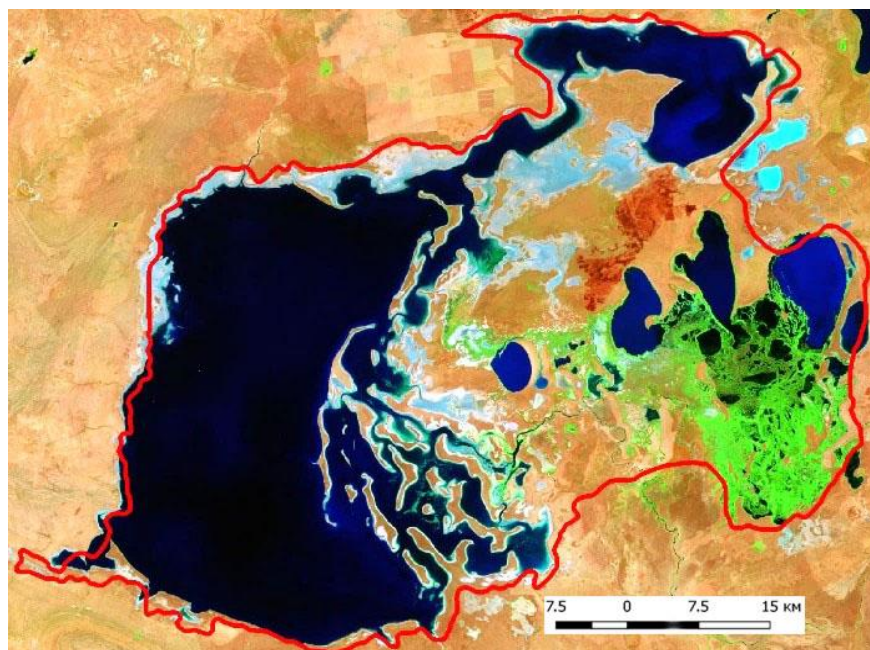
Для тематически ориентированного синтеза выбранных снимков было использовано несколько комбинаций каналов. Наиболее удачной оказалась комбинация 7, 4 и 2 (для спутника Landsat-5) и 7, 5 и 3 (для спутника Landsat-8). Считается, что данная комбинация дает хороший результат при изучении растительности, сельскохозяйственных земель и водно-болотных угодий (рис. 2а). Синтезированные изображения использовались для визуального дешифрирования.

Для дальнейшего детального анализа наземных экосистем ВБУ заповедника в первую очередь решалась задача разделения водных и наземных экосистем, поскольку их изучение требует разных методических подходов. Исследуемая территория Коргалжынских ВБУ представляет собой чередование аквальных комплексов, сформированных многочисленными солеными и пресными озерами, заросшими водной растительностью с обширными участками мелководий, а также наземных экосистем разной степени увлажненности с очень разнообразной растительностью. Выделение наземных экосистем как основного объекта исследования было важной методической задачей.

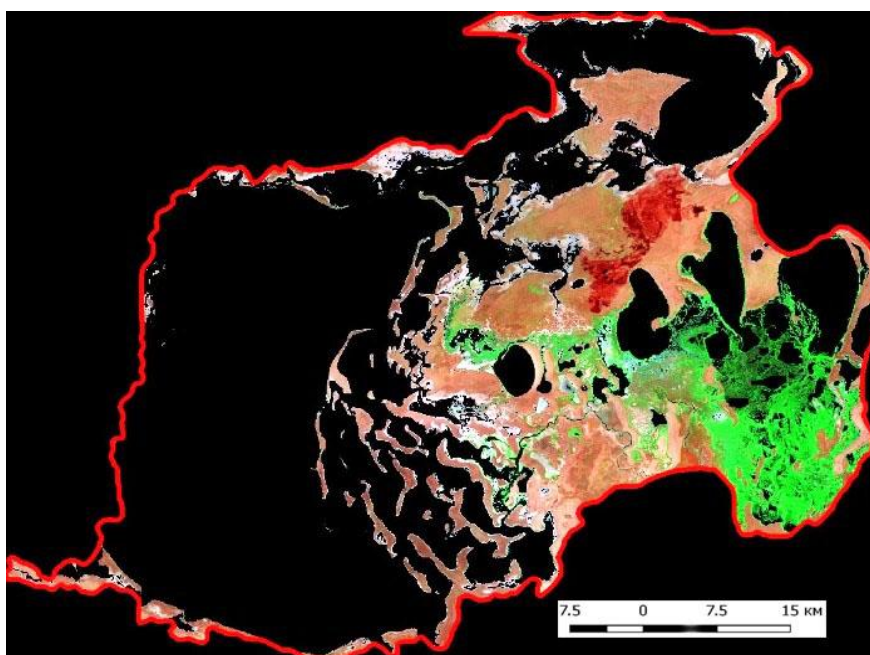
Анализ многочисленных публикаций, посвященных методам разделения воды и суши по материалам ДЗЗ, показал, что для этого могут быть использованы разные подходы, в т. ч. целый ряд т. н. «водных индексов» [Марчуков, Стыценко, 2012; Курганович, Носкова, 2015; Манилюк, Маслова, 2017; McFeeters, 1996; Zhang, Wylie, 2009; Zengina et al., 2020]. Было опробовано несколько методик разделения воды и суши, в т. ч. индексы NDWI и MNDWI. Первый индекс NDWI (Normalized Difference Water Index), предложенный в 1996 г. [McFeeters, 1996], хорошо разделяет водную поверхность и сушу. Индекс MNDWI (Modified Normalized Difference Water Index) был введен в 2006 г. [Xu, 2006] как более эффективный для выявления водных поверхностей и отделения комбинированных поверхностей.

Индекс NDWI использует зеленый и ближний инфракрасный участки спектра снимков (GREEN и NIR): $NDWI = (GREEN - NIR) / (GREEN + NIR)$. Индекс MNDWI — зеленый и коротковолновый инфракрасный спектральные каналы, т. е. 2 и 5 для снимков Landsat-5, и 3 и 6 для снимков Landsat-8: $MNDWI = (GREEN - SWIR2) / (GREEN + SWIR2)$. Как правило, граница определения водных поверхностей проходит через ноль, т. е. объекты с положительными значениями индексов относятся к водным объектам, а отрицательные — к суше. Было опробовано еще несколько вариантов разделения суши и водной поверхности, для каждого из которых на основании эталонного изображения со спутника Sentinel-2A была рассчитана среднеквадратическая ошибка точности полученных результатов. Результаты расчетов показали, что для исследуемого района наиболее достоверный результат дает индекс MNDWI. На его основе были выделены участки открытой водной поверхности, которые были использованы для создания маски воды и отделения с их помощью участков суши. В результате были выделены только те фрагменты снимков в пределах ВБУ заповедника, которые потом анализировались как участки с растительным покровом. Процедура расчета индексных изображений и разделения суши и воды осуществлялась для снимков на обе даты. На рис. 2б приведен пример для снимка 2006 г.

Далее индексные изображения NDWI для снимков 2006 и 2019 гг. были использованы для оценки и сравнения степени обводненности территории на эти даты. Расчетные изображения индекса представлены на рис. 3, а результаты расчета площади участков разной степени обводненности по полученным изображениям сведены в табл. 1. Для расчета соотношения степени обводненности и численного значения индекса использованы соотношения, приведенные на портале центра геопространственной документации Harris (Harris L3) (<https://www.l3harris.com/all-capabilities/satellite-imagery>).



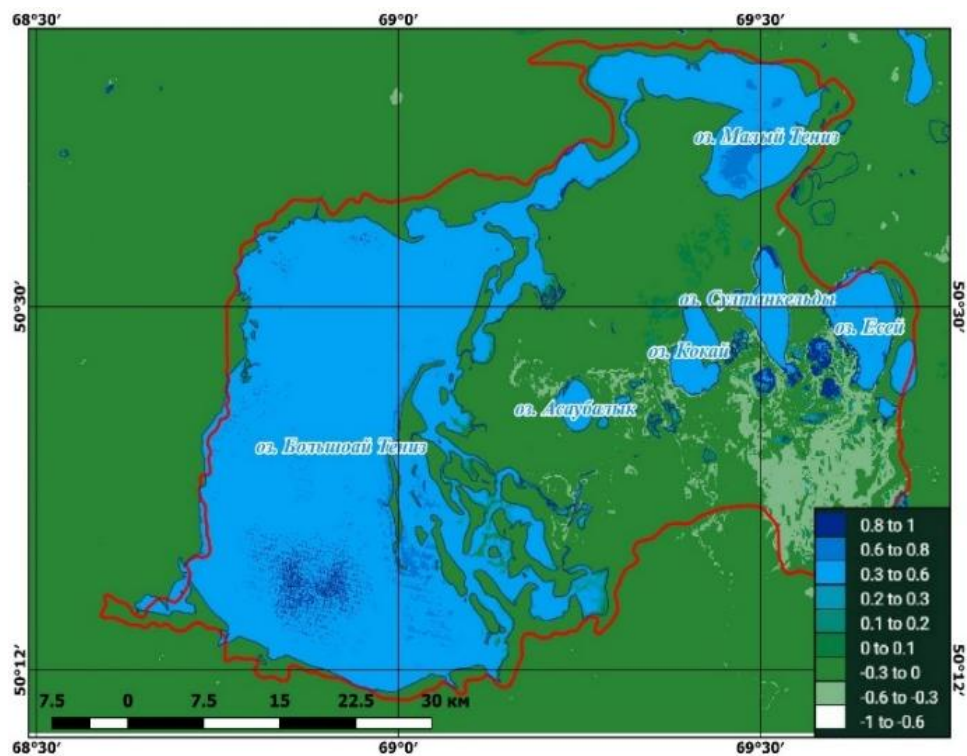
А



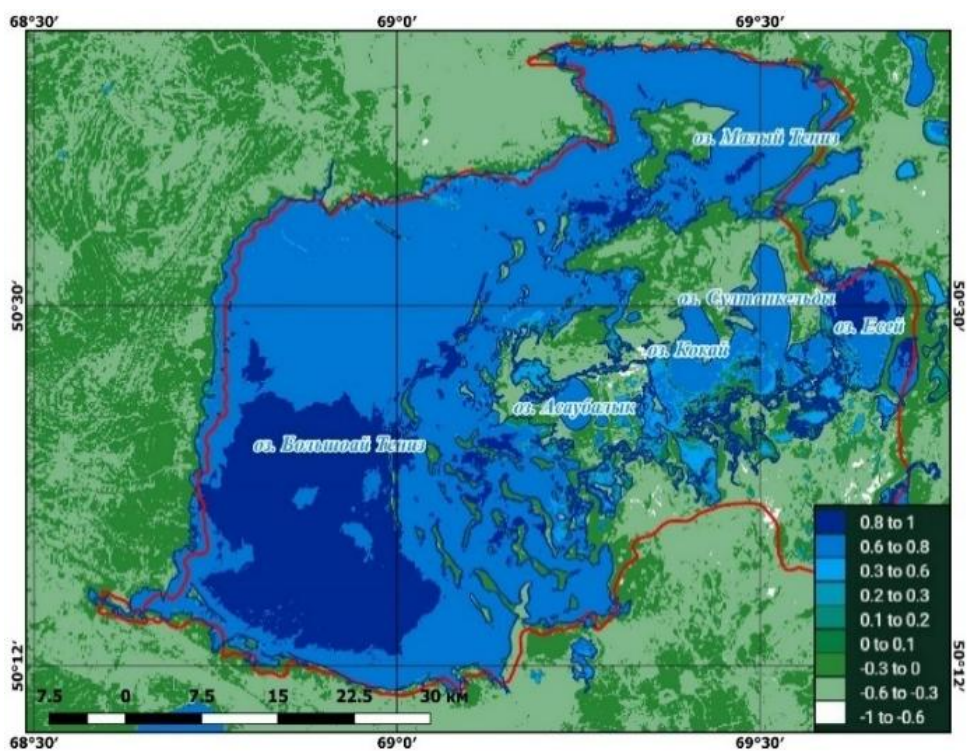
Б

Рис. 2. Район исследования на снимке Landsat-5, полученном 20 августа 2006 г.
А — синтезированный снимок на участок Коргалжынского заповедника (комбинация каналов 7, 4 и 2); красной линией выделена граница ВБУ заповедника; Б — этот же снимок на территорию ВБУ заповедника с наложенной маской воды; черным цветом отображены водные объекты и территории вне границы водно-болотных угодий

Fig. 2. The study area on the Landsat-5 image obtained on August 20, 2006.
А — a synthesized image of the Korgalzhyn Reserve (combination of channels 7, 4 and 2); the red line highlights the boundary of the wetland reserve; Б — the same image of the territory of the wetland reserve with a superimposed water mask; water bodies and territories outside the boundary of wetlands are shown in black



2006 г.



2019 г.

Рис. 3. Расчет степени обводненности территории с помощью индекса NDWI на 20 августа 2006 г. и на 7 июля 2019 г.

Fig. 3. Calculation of the degree of waterlogging of the territory using the NDWI index on August 20, 2006 and on July 7, 2019

Табл. 1. Сравнение степени обводненности территории
Table 1. Comparison of the degree of waterlogging of the territory

	Значение индекса NDWI	2006 г., маловодный		2019 г., многоводный		Изменение площади, км ²
		км ²	%	км ²	%	
Сухие безводные участки	от -1 до -0,3	178,95	6,33	395,02	13,97	216,07
Умеренно сухие недостаточно увлажненные участки	от -0,3 до 0	1 174,51	41,53	412,25	14,58	-762,26
Избыточно увлажненные, заболоченные участки	от 0 до 0,2	79,88	2,82	45,39	1,60	-34,49
Водные поверхности	от 0,2 до 1	1 395,11	49,32	1 975,79	69,85	580,68
Итого:		2 828,45	100	2 828,45	100	

Для создания карты растительности 2006 г. сначала была векторизована одноименная карта, изданная в 2007 г. по проекту ГЭФ/ПРООН на территорию всего Коргалжинского заповедника (м-б 1:600 000). Векторизация проводилась только в той ее части, которая относится к ВБУ (рис. 4).

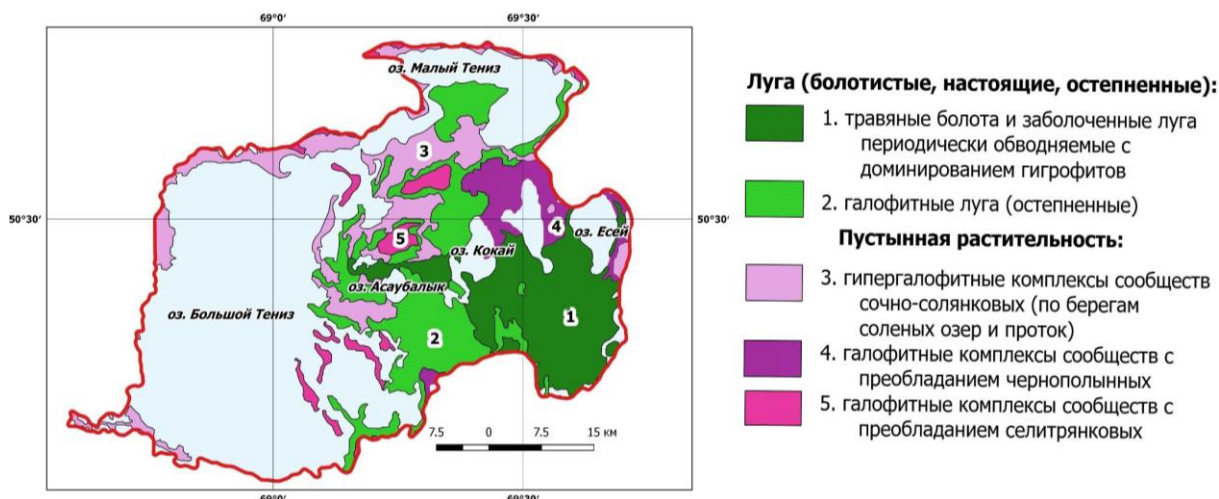


Рис. 4. Фрагмент векторизованной карты растительности м-ба 1:600 000 на территорию ВБУ заповедника (составлено по карте проекта ГЭФ 2007 г.)
Fig. 4. Fragment of a vectorized vegetation map (scale 1:600 000) for the territory of the wetland reserve (compiled based on the map of the 2007 GEF project)

Далее для детализации и уточнения границ растительных сообществ на полученной карте было проведено дешифрирование выбранного снимка 2006 г. Следует отметить, что карта ГЭФ/ПРООН является в т. ч. результатом обобщения полевых исследований, которые проводились в течении двух лет. Используемый же для дешифрирования снимок представляет собой одномоментное отображение состояния растительности на конкретную дату — 20 августа 2006 г. Тем не менее карта оказалась очень полезной для интерпретации полученных результатов кластерного анализа. Благодаря использованной маске на воду, неконтролируемая классификация снимка 2006 г. проводилась только той части изображения, которое относилось к наземным экосистемам. Было опробовано несколько по числу выделяемых кластеров вариантов — от 6 до 15 выделяемых классов. Результаты

сверялись с разными вариантами синтезирования снимка, с картой, составленной по материалам ГЭФ/ПРООН, а также учитывалась информация, полученная из литературных источников. Лучшие результаты дала классификация с выделением 8 классов. Полученное изображение было подвергнуто генерализации, выполненной в программе ArcGIS с использованием опции Majority Filter (в меню ToolBox). Было опробовано несколько вариантов коэффициента генерализации по стандартному (автоматическому) показателю объединения основных пикселей сцены Kernel Size. В качестве лучшего был выбран коэффициент 8×8 . Результат классификации на 8 классов с коэффициентом генерализации 8×8 был векторизован, а полученный полигональный слой был использован для создания итоговой векторной карты растительности на 2006 г. (рис. 5).

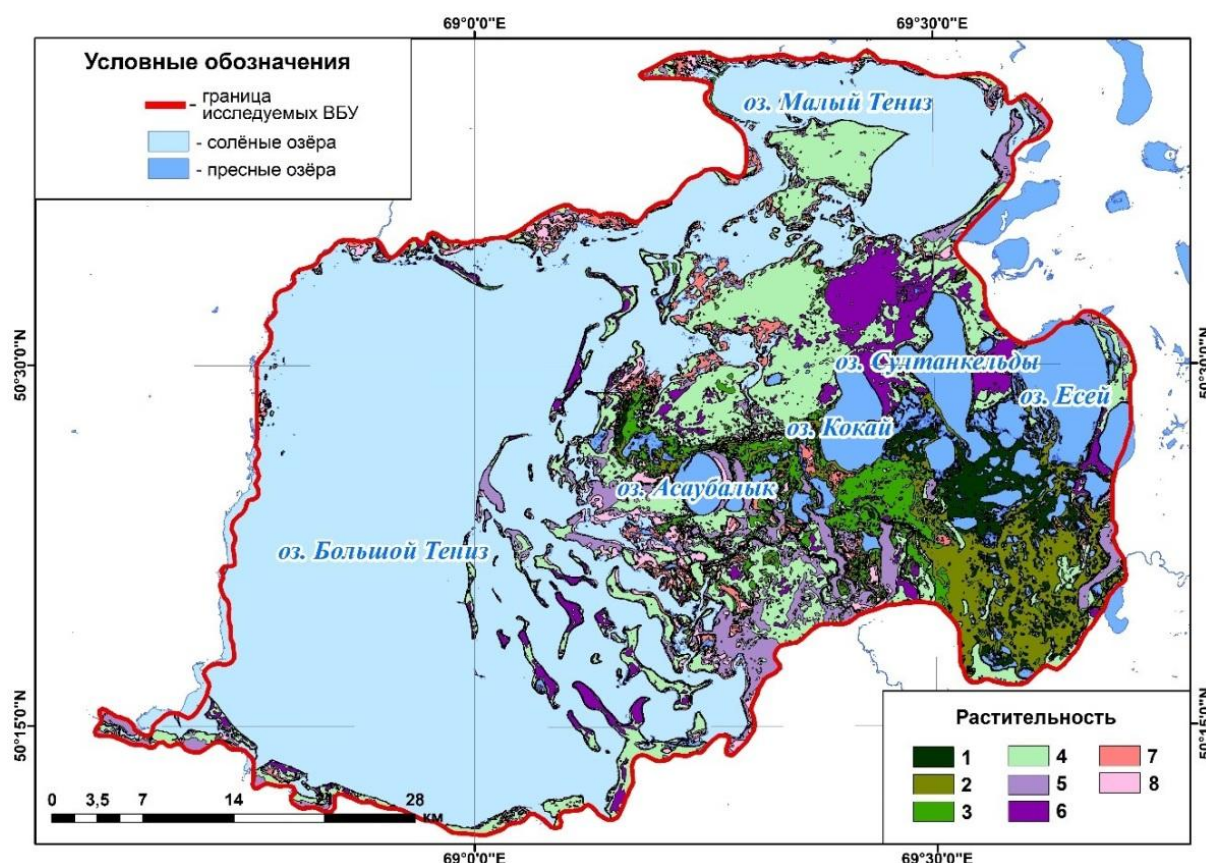


Рис. 5. Итоговая карта растительности ВБУ Коргалжынского заповедника 2006 г., полученная путем векторизации результатов неконтролируемой классификации
Fig. 5. The final map of the wetlands vegetation of the Korgalzhyn Reserve in 2006, obtained by vectorizing the results of unsupervised classification

Для создания карты растительности на 2019 г. была реализована аналогичная последовательность действий с получением 8 выделяемых классов с коэффициентом генерализации 8×8 для снимка Landsat-8. Итоговая карта приведена на рис. 6.

Для тематической интерпретации 8 полученных спектральных классов использовались синтезированные снимки, материалы Летописей природы заповедника, отчет ГЭФ/ПРООН, литературные источники, а также полевые материалы, полученные в ходе наземных мониторинговых маршрутов. В пределах заповедника контроль за состоянием экосистем осуществляется на специально выделенных мониторинговых площадках. Ежегодно на них осуществляется мониторинг и заполняются специально разработанные

бланки, в т. ч. включающие описание растительности. В ходе полевого сезона 2019 г. на эталонных участках были проведены работы, которые позволили дать интерпретацию восьми выделенным спектральным классам и сформировать легенду к картам растительности (табл. 2).

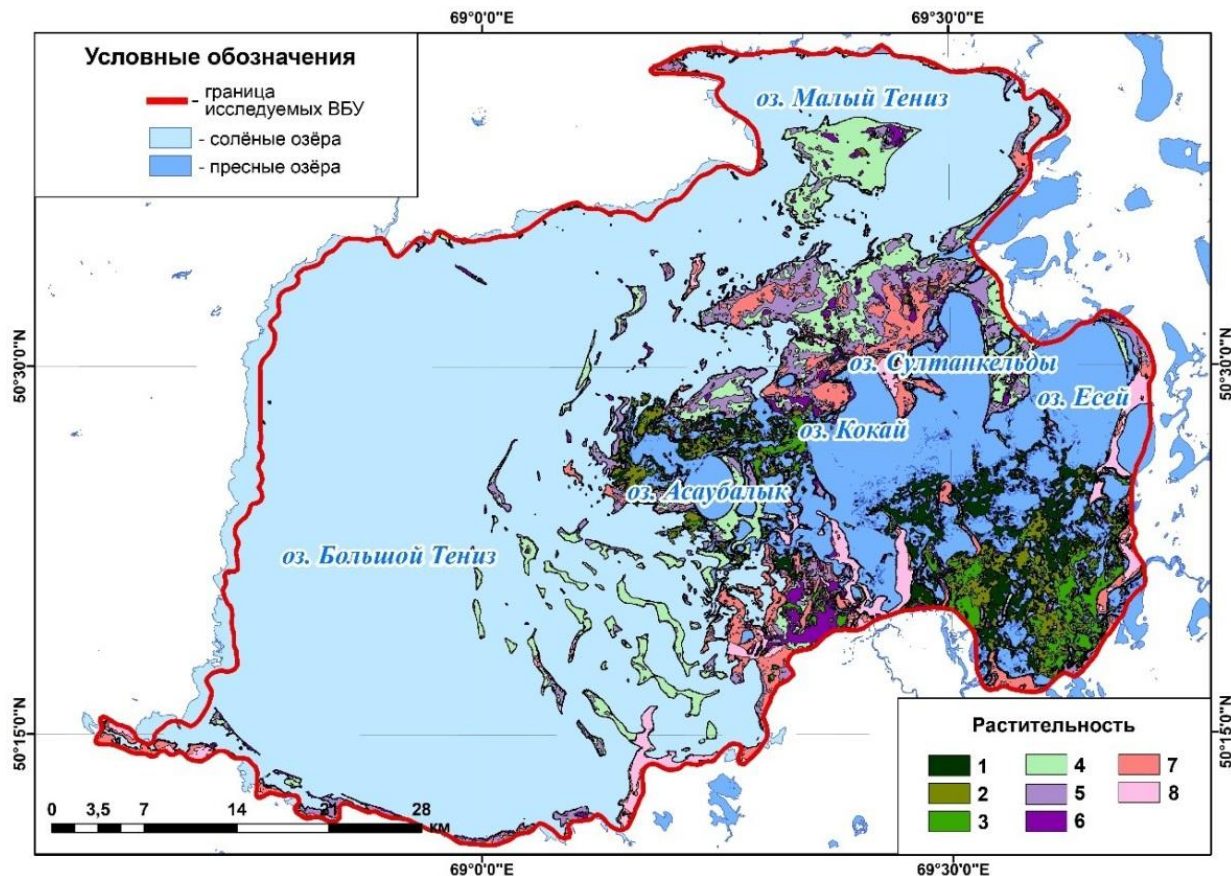


Рис. 6. Итоговая карта растительности ВБУ Коргалжынского заповедника 2019 г., полученная путем векторизации результатов неконтролируемой классификации
Fig. 6. The final map of the wetlands vegetation of the Korgalzhyn Reserve in 2019, obtained by vectorizing the results of unsupervised classification

В результате удалось детализировать контурную часть карты растительности 2006 г. м-ба 1:600 000, составленной в рамках проекта ГЭФ/ПРООН, до уровня двухсоттысячной карты, а также провести более детальное разделение элементов растительного покрова. Например, представленные на карте ГЭФ/ПРООН одним контуром «периодически обводняемые травяные болота и заболоченные луга с доминированием гигрофитов» достаточно четко разделяются благодаря снимкам на 3 категории: травяные болота, заболоченные луга и настоящие луга. Оказалось, возможно осуществить также более дробное разделение галофитно-кустарничковых сообществ пустынной растительности на комплексы с преобладанием шренкиановопольных, чернопольных и селитрянопольных сообществ.

На следующем этапе обе карты — 2006-го маловодного года и 2019-го многоводного года — были использованы для вычисления площади полигонов, соответствующих восьми типам выделенных растительных сообществ. Результаты расчетов были добавлены к таблице условных обозначений карты (табл. 2) и представлены в виде графиков на рис. 7.

Табл. 2. Условные обозначения к картам растительности 2006 и 2019 гг. и результаты расчета изменения площади растительных сообществ ВБУ заповедника (км²)
Table 2. Legend for vegetation maps of 2006 and 2019 and results of calculating area changes of wetlands plant communities of the reserve (km²)

	Название растительных сообществ	Год		Изменение площади, км ²
		2006	2019	
Луга (болотистые, настоящие, остепненные)				
	1 — травяные болота с преобладанием гигрофитов, периодически обводняемые или обсыхаемые с доминированием тростниковых зарослей с участием рогоза и камыша (плавни Коргалжынского оз.)	62,29	88,7	26,41
	2 — заболоченные луга с преобладанием тростниковых, рогозовых, камышовых и других прибрежно-водных сообществ	126,08	73,34	−52,74
	3 — настоящие луга с преобладанием пырейных, полевицевых, вейниковых, мятликовых формаций, чередующиеся с участками заболоченных лугов	107,77	49,14	−58,63
	4 — галофитные луга с участием бескильницевых, ячменных, вострецовых и ажрековых формаций (остепненные луга)	370,84	136,94	−233,9
Пустынная растительность				
	5 — галофитно-кустарничковые комплексы сообществ на межсопочных и озерно-аллювиальных равнинах высокого уровня с преобладанием шренкиановопольных с участками типчаковых и тырсовых степей	154,64	137,26	−17,38
	6 — галофитно-кустарничковые комплексы сообществ с преобладанием чернополюнных сообществ, включающие полукустарнички, длительно- и коротковегетирующие многолетники и однолетники	113,34	71,76	−42,18
	7 — галофитно-кустарничковые комплексы сообществ по берегам озер и засоленных проток с преобладанием селитрянопольных в сочетании с вострецовыми, реже — с типчаковыми сообществами	88,18	95,83	7,65
	8 — гипергалофитные комплексы сочносолянковых сообществ на побережьях соленых озер, характеризующиеся сменой сообществ от уреза воды к суше: солеросовые – однолетнесолянковые – сарзановые	65,56	53,15	−12,41
	Итого:	1 088,7	706,12	−382,58

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Проведенные расчеты и сравнение ситуации 2006 и 2019 гг. показало, что соотношение площадей разной степени увлаженности в пределах ВБУ Коргалжынского заповедника может меняться в зависимости от года в 2–3 р. Например, в 2019 г. площадь умеренно сухих недостаточно увлажненных участков была почти в 3 р. меньше, чем в 2006 г., а площади сухих безводных участков в эти годы различалась почти в 2 р. Площадь избыточно увлажненных и заболоченных участков в 2019 г. уменьшилась более чем в 1,7 р. по сравнению с 2006 г.

Созданные карты растительности на 2006 и 2019 гг. показали, что пространственная структура растительного покрова изучаемого района в первую очередь обусловлена степенью обводненности территории и очень изменчива.

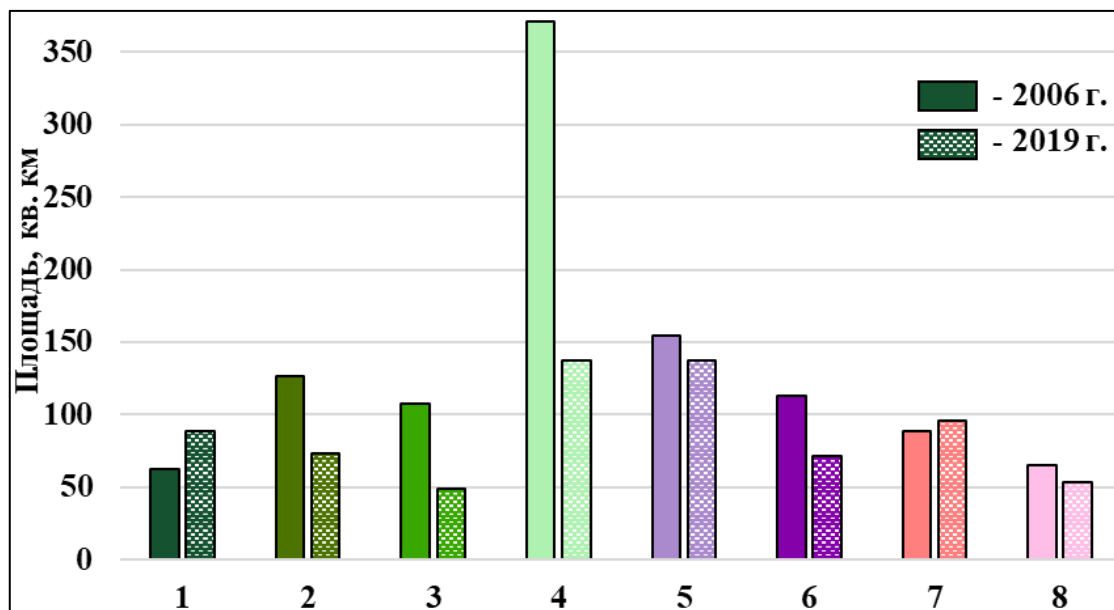


Рис. 7. Изменение площади растительных сообществ ББУ заповедника (номера и цвет сдвоенных столбцов соответствует условным обозначениям карт растительности)
Fig. 7. Change in the area of wetlands plant communities of the reserve (numbers and color of double columns correspond to the legend of vegetation maps)

Так, в 2006-ом маловодном году была зафиксирована максимальная площадь распределения практически всех отмеченных на исследуемой территории растительных сообществ, что связано с существенно меньшим, чем в 2019 г. обводнением территории. Исключение составили только *периодически обводняемые или обсыхаемые травяные болота с преобладанием гигрофитов и доминированием тростниковых зарослей с участием рогоза и камыша* (1), площадь которых увеличилась за счет увеличения площади подтопляемых участков. Незначительно увеличились также площади *галофитно-кустарничковых комплексов сообществ по берегам озер и засоленных проток с преобладанием селитрянополюнных в сочетании с вострецовыми, реже — с типчаковыми сообществами* (7), площадь которых составляет 62,29 и 88,18 км² соответственно. Причиной стало увеличение длины береговой линии разлившихся озер.

Максимальные изменения отмечены для *галофитных лугов с участием бескильничевых, ячменных, вострецовых и ажрековых формаций* (4), площадь которых сократилась в 2019 г. более чем в 2,5 р. Территория между оз. Малый Тениз и пресноводными озерами Султанкельды, Кокай и Асаубалык, в 2006 г. покрытая этими растительными сообществами, в многоводном 2019 г. в основном сменилась на *галофитно-кустарничковые комплексы сообществ на межсопочных и озерно-аллювиальных равнинах высокого уровня с преобладанием шренкиановопольных с участками типчаковых и тырсовых степей* (5) и *галофитно-кустарничковые комплексы сообществ по берегам озер и засоленных проток с преобладанием селитрянополюнных в сочетании с вострецовыми, реже — с типчаковыми сообществами* (7). Возможно, эта смена обусловлена близким залеганием к поверхности засоленных грунтовых вод, уровень которых, в свою очередь, увеличился за счет выпадения атмосферных осадков или общего запаса в почве зимне-весенней влаги. Сокращение галофитных лугов также связано с их фактическим затоплением в связи с увеличением общей обводненности территории.

В 2019 г. *затопленные луга с преобладанием тростниковых, рогозовых, камышовых и других прибрежно-водных сообществ* (2) и *настоящие луга с преобладанием пырейных,*

полевисцевых, вейниковых, мятликовых формаций, чередующиеся с участками заболоченных лугов (3), для которых характерна приуроченность к особым, дополнительно увлажняемым местообитаниям — поймам рек, озер, западинам — сократили свою площадь на 52,74 и 58,63 км² (в 1,7 и 2,1 р.) соответственно. Их сокращение фактически связано с притеснением их травяными болотами (1), площадь которых увеличилась на 26,41 км². Сокращение заболоченных и настоящих лугов можно связать также с увеличением площади водного зеркала и возникновением плесов среди тростниковых зарослей. Наиболее стабильными сообществами в исследуемый период времени являются галофитно-кустарничковые комплексы сообществ по берегам озер и засоленных проток с преобладанием селитрянополюнных в сочетании с вострецовыми (7), реже — с типчаковыми сообществами и гипергалофитные комплексы сочносолянковых сообществ на побережьях соленых озер, характеризующиеся сменой сообществ от уреза воды к суше: солеросовые-однолет-несолянковые-сарзановые (8). Их площадь увеличилась и уменьшилась очень незначительно — на +7,65 и –12,41 соответственно.

ВЫВОДЫ

Анализ особенностей распределения растительного покрова в пределах ВБУ Коргалжинского заповедника, осуществленный с помощью алгоритмов неконтролируемой классификации многозональных снимков, показал, что изменение степени обводненности территории приводит к существенному изменению пространственной структуры растительного покрова. Так, например, увеличение обводненности в 2019 г. привело к увеличению площади травяных болот на 40 %, резкому (в 2,7 р.) сокращению площади галофитных остепненных лугов и существенному сокращению других луговых формаций.

Однако нужно учитывать, что результат, полученный при изучении изменения разнообразия и структуры растительного покрова ВБУ заповедника на примере 2006 и 2019 гг., отражает конкретную ситуацию именно этих двух лет, которая может меняться в случае изменений годового распределения стока рек или влияния каких-либо антропогенных факторов. Это требует обязательной верификации данных об особенностях растительного покрова в пределах наземных экосистем водно-болотных угодий для любого другого года, которая может проводиться как с использованием материалов ДЗЗ, так и на основе полевых исследований.

В то же время, созданные на маловодный 2006 и многоводный 2019 гг. карты достаточно хорошо демонстрируют основные закономерности изменения растительности в пределах ВБУ заповедника, обусловленные в первую очередь особенностями изменения гидрологического режима территории, колебанием уровня воды Тениз-Коргалжинских озер и изменением площади их водного зеркала, а также изменением степени обводненности связанных с ними водно-болотных комплексов.

БЛАГОДАРНОСТИ

Исследование выполнено в рамках Программы развития Междисциплинарной научно-образовательной школы Московского государственного университета имени М. В. Ломоносова «Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды» и темы НИР по ГЗ МГУ «Устойчивое развитие территориальных систем природопользования» (№ 121051100162-6).

Исследование также выполнено благодаря помощи сотрудников Коргалжинского заповедника, любезно предоставивших фондовые материалы, и активному участию магистрантки географического факультета А. А. Сагынтькан, принимавшей участие в полевых работах и оформлении картографического материала.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was performed according to the Development program of the Interdisciplinary Scientific and Educational School of Lomonosov Moscow State University “Future Planet and Global Environmental Change” and the State Research Program of Moscow State University “Sustainable Development of Territorial Environmental Management Systems” (No. 121051100 162-6).

The study was also carried out thanks to the assistance of the Korgalzhinsky Reserve staff, who kindly provided the archive materials, and thanks to the active participation of the graduate student of the Faculty of Geography A. A. Sagyntkan, who took part in the field work and the preparation of the cartographic material.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Глобально значимые водно-болотные угодья Казахстана. Т. 2: Тениз-Коргалжынская система озер). Астана, 2007. 286 с.

Ёлкин К. Ф., Волков Е. Н., Жулий В. А. Состояние обводненности озер Центрального Казахстана и распространение водоплавающих птиц. Русский орнитологический журнал, 2017. Т. 26. Экспресс-выпуск 1392. С. 157–160.

Зенгина Т. Ю., Пакина А. А., Сагынткан А. А. Использование данных дистанционного зондирования Земли для анализа межгодовой динамики площади Тениз-Коргалжынских озер. Геодезия и картография, 2024. Т. 1007. № 5. С. 48–57. DOI: 10.22389/0016-7126-2024-1007-5-48-57.

Кошкин А. В. О линьке первостепенных маховых у розового фламинго *Phoenicopterus roseus* на озере Тениз (Центральный Казахстан). Русский орнитологический журнал, 2016. Т. 25. Экспресс-выпуск 1338. С. 3485–3487.

Курганович К. А., Носкова Е. В. Использование водных индексов для оценки изменения площадей водного зеркала степных содовых озер Юго-Востока Забайкалья, по данным дистанционного зондирования. Вестник Забайкальского государственного университета, 2015. № 6(121). С. 16–24.

Манилюк Т. А., Маслова А. В. Исследование водных поверхностей озер путем использования водных индексов по данным дистанционного зондирования. Вестник Забайкальского государственного университета, 2017. Т. 23. № 3. С. 4–11. DOI: 10.21209/2227-9245-2017-23-3-4-11.

Марчуков В. С., Стыценко Е. А. Дешифрирование растительного покрова с использованием спектрально-временных признаков. Исследование Земли из космоса, 2012. № 1. С. 77–88.

Ji L., Zhang L., Wylie B. Analysis of Dynamic Thresholds for the Normalized Difference Water Index. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 2009. No. 75. P. 1307–1317.

McFeeters S. K. The Use of Normalized Difference Water Index (NDWI) in the Delineation of Open Water Features. International Journal of Remote Sensing, 1996. No. 17. P. 1425–1432.

Xu H. Modification of Normalised Difference Water Index (NDWI) to Enhance Open Water Features in Remotely Sensed Imagery. International Journal of Remote Sensing, 2006. No. 27. P. 3025–3033.

Zengina T. Yu., Kirillov S. N., Slipenchuk M. V. Geoinformation Technologies for Studying the Effects of Water Level Fluctuation of Lake Baikal: The Case of Angarsky Sor. IOP Conference Series: Materials Science and Engineering, 2020. V. 941. Art. 012020. DOI: 10.1088/1757-899X/941/1/012020.

REFERENCES

Globally Significant Wetlands of Kazakhstan. V. 2: Teniz-Korgalzhyn Lake System). Astana, 2007. 286 p. (in Russian).

Ji L., Zhang L., Wylie B. Analysis of Dynamic Thresholds for the Normalized Difference Water Index. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 2009. No. 75. P. 1307–1317.

Koshkin A. V. On the Molt of the Primary Flight Feathers of the Pink Flamingo *Phoenicopterus roseus* on Lake Teniz (Central Kazakhstan). *The Russian Journal of Ornithology*, 2016. V. 25. Express Issue 1338. P. 3485–3487 (in Russian).

Kurganovich K. A., Noskova E. V. Using Water Indices to Assess Changes in the Areas of Water Surfaces of Steppe Soda Lakes in the South-East of Transbaikalia, Based on Remote Sensing Data. *Transbaikal State University Journal*, 2015. No. 6(121). P. 16–24 (in Russian).

Manilyuk T. A., Maslova A. V. Study of Lake Water Surfaces Using Water Indices Based on Remote Sensing Data. *Transbaikal State University Journal*, 2017. V. 23. No. 3. P. 4–11 (in Russian). DOI: 10.21209/2227-9245-2017-23-3-4-11.

Marchukov V. S., Stytsenko E. A. Deciphering Vegetation Cover Using Spectral-Temporal Features. *Earth Research from Space*, 2012. No. 1. P. 77–88 (in Russian).

McFeeters S. K. The Use of Normalized Difference Water Index (NDWI) in the Delineation of Open Water Features. *International Journal of Remote Sensing*, 1996. No. 17. P. 1425–1432.

Xu H. Modification of Normalised Difference Water Index (NDWI) to Enhance Open Water Features in Remotely Sensed Imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 2006. No. 27. P. 3025–3033.

Yolkin K. F., Volkov E. N., Zhuliy V. A. The State of Water Content of Lakes in Central Kazakhstan and the Distribution of Waterfowl. *The Russian Journal of Ornithology*, 2017. V. 26. Express Issue 1392. P. 157–160 (in Russian).

Zengina T. Yu., Kirillov S. N., Slipenchuk M. V. Geoinformation Technologies for Studying the Effects of Water Level Fluctuation of Lake Baikal: The Case of Angarsky Sor. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 2020. V. 941. Art. 012020. DOI: 10.1088/1757-899X/941/1/012020.

Zengina T. Yu., Pakina A. A., Sagyntkan A. A. Using Earth Remote Sensing Data to Analyze the Interannual Dynamics of the Teniz-Korgalzhyn Lakes Area. *Geodesy and Cartography*, 2024. V. 1007. No. 5. P. 48–57 (in Russian). DOI: 10.22389/0016-7126-2024-1007-5-48-57.

УДК: 912.43+910.27

DOI: 10.35595/2414-9179-2025-2-31-317-442

Хуан Лихуа¹

ПОЛИМАСШТАБНЫЙ АНАЛИЗ СВЯЗЕЙ СТРУКТУРЫ LULC И КАЧЕСТВА ВОДЫ (НА ПРИМЕРЕ БАССЕЙНА Р. ВОРСКЛЫ)

АННОТАЦИЯ

Опираясь на трехкратную съемку землепользования/наземного покрова (LULC) за 2010, 2015 и 2020 гг. и 23 гидрохимических показателя, измеренные в 2008–2022 гг. в замыкающем створе трансграничной р. Ворсклы, выполнен полимасштабный анализ для всей территории водосбора в границах России. Для верховий реки (в зоне воздействия Яковлевского ГОКа), поста «Козинка» и основного русла реки сформированы буферные зоны различного радиуса; методом PCA выделены интегральные факторы качества воды, а методом RDA оценена их зависимость от типов LULC. Четыре главных компонента суммарно объясняют 71,94 % дисперсии (PC1 — буферная емкость и органическая нагрузка, PC2 — антропогенный ввод, PC3 — редокс-режим и миграция тяжелых металлов, PC4 — жесткость). Землепользование проявляет ярко выраженный градиент: в 400 м от Яковлевского ГОКа доля застройки возрастает с 6,09 % (3 км) до 62,47 %, а пашня, пастбища, болота и водная гладь почти исчезают; в буферах 100–2 000 м вокруг поста «Козинка» лес и пашня доминируют (лес — U-профиль, пашня — инвертированный U-профиль, 100 м пастбище 18,5 %); вдоль реки фиксируется градиент «притоки < основное русло < двойной берег». Редундантный анализ (RDA) показал, что застройка, воды и болота положительно коррелируют с ионными и антропогенными индикаторами и отрицательно — с редокс-компонентами, тогда как пастбища во всех буферах положительно связаны с PC3 (окислительные условия). Доля пашни в радиусах 300–500 м имеет наиболее выраженные корреляции с минерализацией и жесткостью воды, а лес при 300 м демонстрирует значимые отрицательные связи с антропогенными индикаторами. Полученные зависимости подчеркивают масштабную и региональную специфику связей «землепользование — качество воды» и могут быть использованы для обоснования приоритетного сохранения 300-метровой прибрежной зоны, контроля расширения застройки в зоне ГОКа и управления пашней на удалении 300–500 м от русла для повышения экологической устойчивости трансграничного бассейна.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: землепользование/наземный покров (LULC), буферная зона, метод главных компонент, редундантный анализ

¹ Белгородский государственный национальный исследовательский университет, ул. Победы, д. 85, Белгород, Россия, 308015, e-mail: lhhuang0@163.com

Huang Lihua¹

A MULTISCALE STUDY OF LULC STRUCTURE AND WATER QUALITY RELATIONSHIPS (CASE STUDY OF THE VORSKLA RIVER BASIN)

ABSTRACT

Based on three snapshots of land use/land cover (LULC) for 2010, 2015 and 2020 and 23 hydrochemical parameters measured in 2008–2022 at the downstream control section of the transboundary Vorskla River, we conducted a multiscale analysis across the entire watershed within Russian territory. Buffer zones of varying radii were delineated around the headwaters (within the impact zone of the Yakovlevsky GOK), the “Kozinka” monitoring station, and the mainstem channel. Principal Component Analysis (PCA) was used to extract composite water-quality factors, and Redundancy Analysis (RDA) was applied to assess their dependence on LULC types. Four principal components together explained 71.94 % of the variance: PC1 — buffer capacity and organic load; PC2 — anthropogenic inputs; PC3 — redox conditions and heavy-metal mobility; and PC4 — hardness. Land use exhibited a pronounced gradient: within 400 m of the Yakovlevsky GOK, built-up area increased from 6.09 % at 3 km to 62.47 %, while cropland, pasture, wetlands and open water nearly vanished. In the 100–2 000 m buffers around the Kozinka station, forest and cropland dominated (forest following a U-shaped profile, cropland an inverted-U profile, with pasture at 18.5 % within 100 m). Along the river, a gradient was observed: tributaries < mainstem < combined-bank zones. RDA revealed that built-up areas, water bodies, and wetlands were positively correlated with ionic and anthropogenic indicators and negatively with redox components, whereas grasslands in all buffers were positively associated with PC3 (oxidizing conditions). Cropland within 300–500 m radii showed the strongest correlations with mineralization and water hardness, while forest at 300 m exhibited significant negative correlations with anthropogenic indicators. These relationships highlight the scale- and region-specific nature of “land use – water quality” interactions and can inform recommendations for the priority conservation of a 300 m riparian zone, control of built-up expansion in the mining area, and targeted cropland management at 300–500 m from the river channel to enhance the ecological resilience of this transboundary basin.

KEYWORDS: land use/land cover (LULC), buffer zone, principal component analysis (PCA), redundancy analysis (RDA)

ВВЕДЕНИЕ

В последние годы масштабы загрязнения рек достигли беспрецедентного уровня: данные мониторинга, полученные UNEP² в 89 странах (≈75 000 водных объектов) показал, что более 40 % русловых участков находятся в тяжелом состоянии и угрожают питьевой воде для почти 3 млрд чел. Существенным драйвером деградации признано изменение структуры землепользования/наземного покрова (LULC): урбанизация, промышленная добыча ископаемых, расширение сельхозугодий, что усиливает диффузный сток загрязняющих веществ, ускоряют эрозию почв и нарушает баланс питательных элементов [Chen et al., 2016; Lisetskii, Buryak, 2023; Huang, 2024].

¹ Belgorod State National Research University, 85, Pobedy str., Belgorod, 308015, Russia,
e-mail: lhhuang0@163.com

² United Nations Environment Programme. Globally, 3 billion people at health risk due to scarce data on water quality. UNEP website, 19.03.2021. Электронный ресурс: <https://www.unep.org/news-and-stories/story/globally-3-billion-people-health-risk-due-scarce-data-water-quality> (дата обращения 25.04.2025)

Как показано ранее [Yermolaev et al., 2018], формализованная интеграция природных и антропогенных характеристик водосборов малых рек в среде геоинформационных систем (ГИС) позволяет оперативно оценивать сток воды, наносов и степень антропогенного воздействия на бассейны Европейской России, что подтверждено данными Геопортала открытого доступа. Бассейновый подход, в свою очередь, обеспечивает объективное выделение границ разнопорядковых водосборов, локализацию техногенных источников в замыкающих створах и иерархическое управление территорией [Yermolaev et al., 2015; Buryak, Grigoreva, 2019; Buryak et al., 2022].

Река Ворскла — трансграничный водоток, российская часть которого охватывает лишь 13,5 % площади бассейна, однако именно здесь расположена крупнейшая горнодобывающая промышленная зона — Яковлевский ГОК, разрабатывающий богатое железорудное месторождение Курской магнитной аномалии [Корнилова и др., 2023]. Длительный дренаж шахтных и рудничных вод, складирование отходов приводят к отчуждению земель и поступлению загрязняющих веществ в атмосферу, почвы и поверхностные воды [Kong et al., 2023]. Сложные высоконапорные водоносные горизонты и подземные выработки существенно изменили гидрологический режим верховьев реки [Котлов и др., 2023]; экогеохимическое обследование близлежащих сельских территорий выявило превышения фоновых уровней для ряда тяжелых металлов [Бударина и др., 2024].

Несмотря на наличие результатов исследования отдельных участков долины Ворсклы, комплексная оценка, сочетающая длительный гидрохимический ряд и многоуровневый анализ LULC, остается неразработанной, особенно в контексте градиента «горнодобыча – русловая система» и его масштабной зависимости.

Анализ масштаба играет ключевую роль в определении взаимосвязей между землепользованием и показателями качества воды. В ряде исследований использовалась структура землепользования в прибрежных буферных зонах для объяснения изменений качества воды [McMillan и др., 2014], тогда как другие работы опирались на систему буферов различного радиуса вокруг пунктов отбора проб для количественной оценки влияния землепользования на содержание загрязняющих веществ [Bawa, Dwivedi, 2019]. В настоящем исследовании совмещены оба подхода: применены кольцевые буферные зоны вокруг территории Яковлевского ГОКа и гидропоста «Козинка», а также прибрежные буферы вдоль русла реки.

Существует значительное число исследований, в которых редундантный анализ (RDA) применялся для выявления связи между LULC и гидрохимическими показателями [Shen et al., 2014; Chen et al., 2016; Shi et al., 2017; Wu, Lu, 2019; Huang et al., 2020]. Наибольшее преимущество RDA заключается в том, что данный метод позволяет независимо учитывать вклад каждой объясняющей переменной в каждую зависимую переменную, не ограничиваясь простым анализом векторов объясняющих переменных и без преобразования части переменных в виртуальные сложные показатели [Zhao и др., 2015].

Настоящее исследование направлено на выявление пространственного отклика качества воды на изменения структуры LULC в бассейне р. Ворсклы. Интегрированы наблюдения за 22 гидрохимическими показателями (2008–2022 гг.) и картографические материалы LULC за 2010, 2015 и 2020 гг.; сформирована иерархическая база землепользования на основе полимасштабных буферных зон. Для выделения ведущих гидрохимических факторов использован метод главных компонент (PCA), а редундантный анализ (RDA) использован для установления связей между пропорциями типов LULC и качеством речных вод в пределах иерархически организованных буферных зон.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Описание района исследования

В качестве объекта исследования выбран бассейн р. Ворсклы, расположенный в границах территории Российской Федерации. Этот бассейн представляет собой типичную речную систему общей площадью около 2 482 км². В верховьях бассейна находится промышленный объект — Яковлевский ГОК, характеризующийся высокой интенсивностью горнодобывающей деятельности (рис. 1). Для построения цифровой модели рельефа (DEM) в данном исследовании использованы данные FABDEM [Hawker et al., 2023]. По оценкам Мальцева и соавторов [2024], этот продукт по сравнению с другими глобальными ЦМР обладает наименьшей погрешностью и исключает влияние растительного покрова, что обеспечивает более точное отражение характеристик поверхности при анализе LULC и моделировании гидрологических процессов. В нижнем течении расположен гидрологический пост I разряда «Козинка», который с 1930 г. служит важным пунктом мониторинга в замыкающем створе российского участка бассейна р. Ворскле. Географические координаты исследуемой территории составляют: 35°22'5" – 36°31'42" в. д., 50°20'37" – 50°57'32" с. ш.

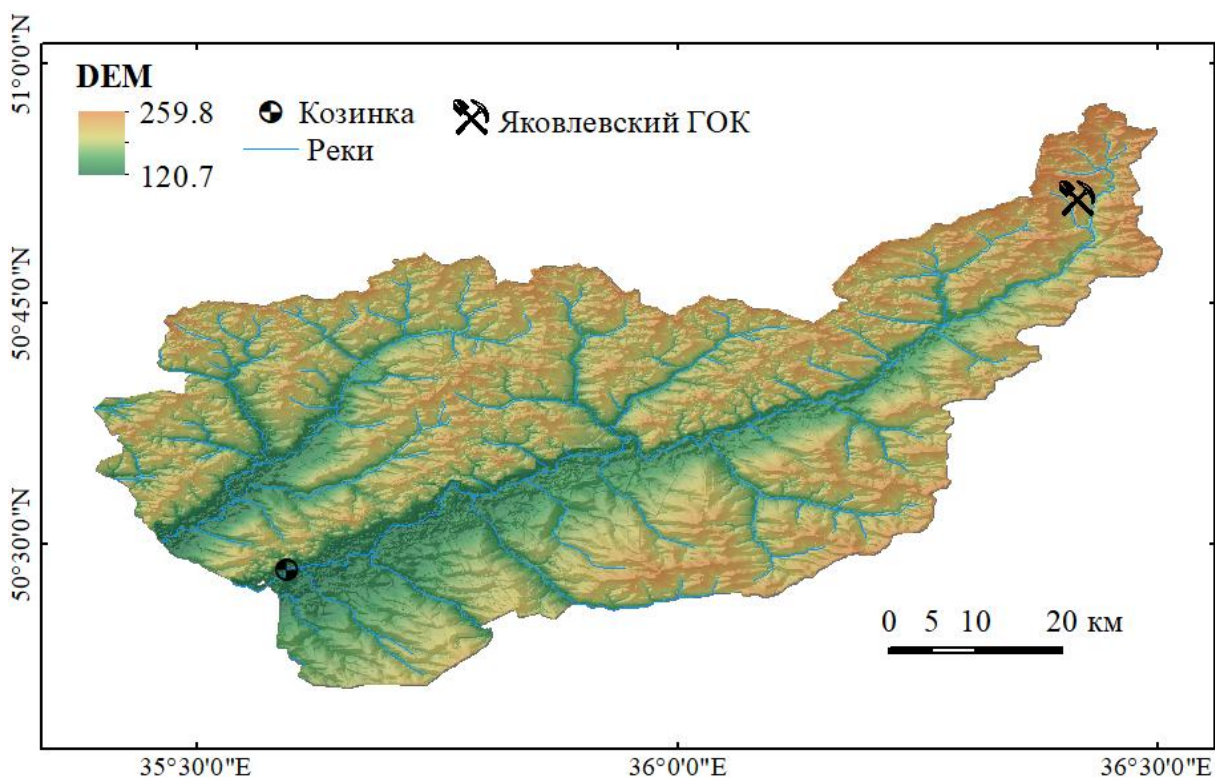


Рис. 1. DEM-карта района исследования

Fig. 1. DEM map of the study area

Источники и обработка данных

Данные о качестве воды

Данные о качестве воды получены по наблюдениям на гидропосту «Козинка» и охватывают период с 2008 по 2022 гг. [Киселев, Корнилов, 2024]. В настоящем исследовании гидрохимические показатели использованы в виде среднегодовых значений, рассчитанных на основе обобщения 6 сезонных измерений в каждом году (февраль — 1, март — 1, апрель — 2, август — 1, ноябрь — 1). Было собрано 23 показателя качества воды,

в т. ч. расход, растворенный кислород, взвешенные вещества, pH, магний, хлориды, сульфаты, суммарные ионы, гидрокарбонаты, кальций, химическое потребление кислорода (ХПК), биохимическое потребление кислорода (БПК₅), аммоний, нитриты, нитраты, фосфаты, кремниевая кислота, железо, медь, цинк, никель, нефтепродукты (НП) и поверхностно-активные вещества. Первичная обработка данных проводилась в Excel, где для устранения пропусков в данных (значения «Взвешенные вещества» за 2008, 2013–2015 и 2018 гг., а также «Кремнекислота» за 2008 г.) применяли методы линейной интерполяции и замещения средним значением. Все показатели были стандартизированы методом Z-преобразования (нормализация по стандартному отклонению), что обеспечило сопоставимость данных различных показателей.

Данные о землепользовании и наземном покрове (LULC)

Данные о структуре типов LULC были получены из глобального набора данных с пространственным разрешением 30 м — GLC_FCS30 1985_2020, разработанного Институтом космической и воздушной информации Китайской академии наук [Zhang et al., 2021]. Для анализа были отобраны данные за 2010, 2015 и 2020 гг., которые соответствовали трем временным интервалам многолетних гидрохимических наблюдений: 2008–2012 гг. — LULC 2010 г., 2013–2017 гг. — LULC 2015 г., 2018–2022 гг. — LULC 2020 г. Из данных были выделены шесть основных типов земного покрова: пахотные земли, леса, пастбища, застройка, вода, болота. Классификация и пространственный анализ были выполнены в программной среде ArcGIS 10.8.1.

С целью изучения влияния структуры землепользования и наземного покрова (LULC) на изменение качества воды в различных пространственных масштабах в настоящем исследовании, с опорой на ранее опубликованные научные работы [Chen et al., 2016; Huang et al., 2020] и с учетом пространственной конфигурации исследуемого региона как закрытого водосбора с расположением горнодобывающего предприятия в верховьях, была разработана система полимасштабных буферных зон для комплексной оценки реакции качества воды на структуру землепользования. Конкретно она включает следующие компоненты: 1) вокруг Яковлевского ГОКа были сформированы 13 концентрических буферов с радиусами от 100 до 3 000 м; 2) вокруг гидропоста «Козинка» — 11 буферных зон с радиусами от 100 до 2 000 м.

Вдоль притоков и основного русла и только основного русла р. Ворсклы были установлены стандартные буферные зоны шириной 200–500 м. Кроме того, вдоль основного русла были выделены дополнительные буферные зоны с асимметричной конфигурацией, в которых левая сторона реки была расширена на 100–200 м по сравнению с правой, что отражает геоморфологические особенности асимметричной речной долины: ее левый берег имеет более пологий характер, чем правый.

Методы статистического анализа

Анализ главных компонент (PCA). Главные компоненты 23 показателей качества воды были выделены с помощью метода анализа главных компонент в программе SPSS с целью уменьшения размерности и извлечения основных факторов, влияющих на изменения качества воды.

Редунданс-анализ (RDA). Редундантный анализ проводили в программе Canoco 5. В качестве объясняющих переменных использовали параметры структуры землепользования (LULC), а в качестве откликов — значения главных компонент качества воды. Метод RDA применялся для оценки объясняющей способности структуры землепользования в отношении изменений качества воды и определения ключевых типов землепользования и их пространственных масштабов.

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Динамика показателей качества речной воды в 2008–2022 гг.

Рисунок 2 представляет стандартизированную тепловую карту 23 показателей качества воды, зарегистрированных на гидропосту наблюдения «Козинка» в период 2008–2022 гг., отражающую временные изменения основных параметров. В целом наблюдается тенденция к снижению расхода воды и содержания растворенного кислорода, тогда как значения pH демонстрируют колебательный характер. Концентрация взвешенных веществ во все годы наблюдений (2008–2022 гг.) превышала ПДК рыбохозяйственных водоемов в 1,56–3,67 р.

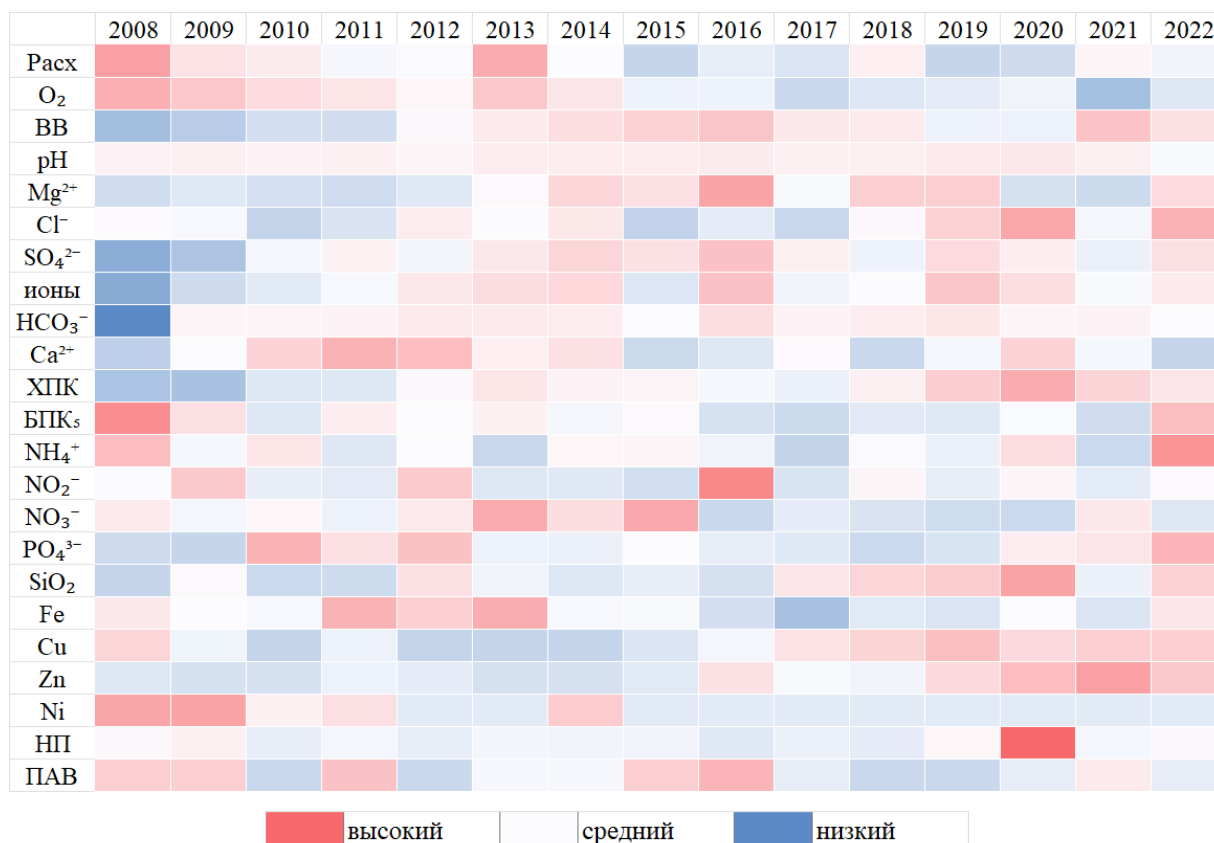


Рис. 2. Тепловая карта стандартизированных показателей качества воды в пункте наблюдения «Козинка» (2008–2022 гг.)

Fig. 2. Heatmap of standardized water quality indicators at the “Kozinka” monitoring station (2008–2022)

Среди неорганических ионов наиболее критичными являются сульфаты: их концентрация достигала пикового значения 141 мг/л (1,06–1,41 ПДК, начиная с 2010 г.). Магний (36,5 мг/л в 2016 г.), суммарные ионы (808 мг/л в 2016 г.), гидрокарбонаты (400 мг/л в 2016 г.), хлориды (84,4 мг/л в 2020 г.) и кальций (127 мг/л в 2011 г.) также фиксировались на своих максимальных уровнях, оставаясь при этом в пределах допустимых значений.

Для биогенных элементов характерен низкий уровень концентраций в 2017–2020 гг., однако в 2022 г. зафиксирован резкий рост: аммоний 0,698 мг/л (до 1,79 ПДК) и фосфаты 0,332 мг/л (1,04–1,69 ПДК). Превышения ПДК отмечались также по нитритам (2009, 2012 и 2016 гг.; до 2,19 ПДК), что свидетельствует об усилении рисков эвтрофикации водоема.

Среди органических загрязнителей химическое потребление кислорода (ХПК) и нефтепродукты демонстрировали восходяще-нисходящий тренд и достигли пиковых значений в 2020 г. — 40,7 мг/л и 0,235 мг/л соответственно. При этом ХПК в 2019–2022 гг. превышало норматив (1,00–1,36 ПДК), а нефтепродукты в 2020 г. превысили ПДК в 4,7 р. В отличие от этих показателей биохимическое потребление кислорода (БПК₅) и поверхностно-активные вещества в целом снижались, однако в 2022 г. уровень БПК₅ вновь возрос до 30,4 мг/л, что сопоставимо с высоким значением 2008 г. (3,32 мг/л), и в оба года превышало норматив (1,11 и 1,01 ПДК). Это указывает на повторное усиление органической нагрузки.

Для тяжелых металлов и микроэлементов зафиксированы значительные превышения: железо в 2011–2012 гг. (1,13–1,37 ПДК), медь (383–2 020 ПДК), цинк (33–532 ПДК в 2008–2020 гг.) и никель (83–263 ПДК в 2009–2011 и 2014 гг.). Эти данные указывают на высокий уровень экологического риска и необходимость приоритетного контроля данных элементов. Ранее было показано, что в бассейне р. Ворсклы в период повышенной водности (1978–2023 гг.) потенциал самоочищения снижался, начиная с 2009 г., что связывается с уменьшением среднегодовых расходов воды на 29 %. При этом дренажные воды железорудного производства обуславливали повышенные концентрации F, B, Mn, Cu, Ti и P, тогда как агропромышленная деятельность способствовала росту содержания NH₄⁺ и PO₄³⁻ [Лисецкий и др., 2025].

Анализ главных компонент (РСА) показателей качества воды

В результате анализа главных компонент (РСА), проведенного по 23 показателям качества воды на гидропосту «Козинка» за период 2008–2022 гг., диаграмма осыпи (график Кеттела) (рис. 3) показывает наличие четко выраженного «переломного момента» после четвертой компоненты, после которого объясняющая способность последующих факторов значительно снижается. Согласно табл. 1 с результатами общего объяснения дисперсии, первые четыре главные компоненты суммарно объясняют 71,94 % общей вариации, что позволяет считать их надежными обобщающими характеристиками исходных переменных.

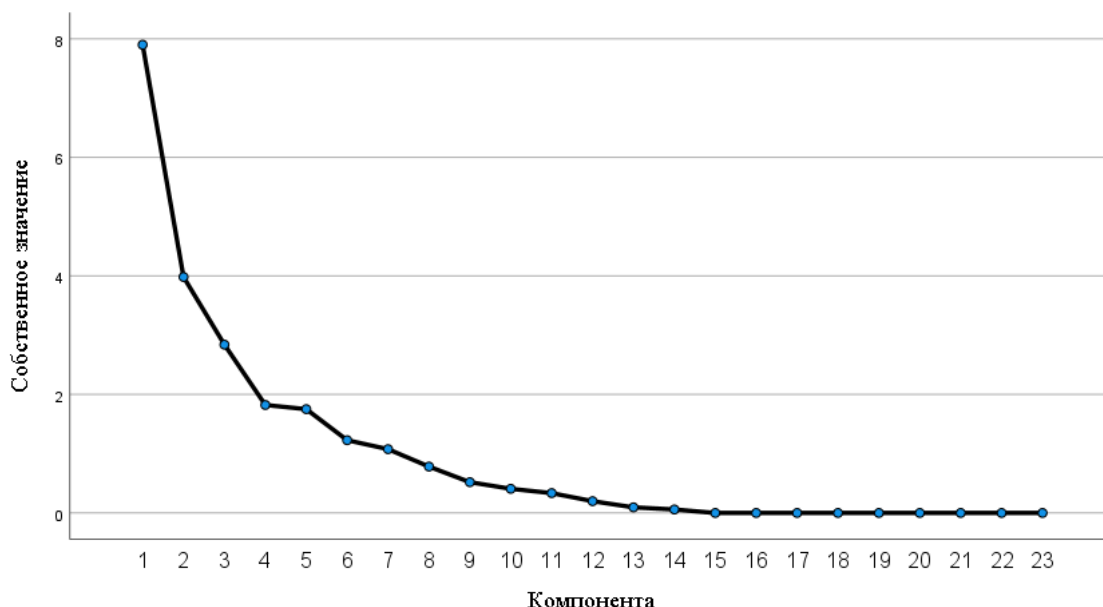


Рис. 3. График Кеттела
Fig. 3. Cattell's graph

Табл. 1. Объяснение общей дисперсии
Table 1. Total variance explained

Компо- нента	Собственные значения			Сумма квадратов нагрузок после извлечения		
	Всего	Дисперсия, %	Кумулятивно, %	Всего	Дисперсия, %	Кумулятивно, %
1	7,90	34,35	34,35	7,90	34,35	34,35
2	3,98	17,32	51,67	3,98	17,32	51,67
3	2,84	12,35	64,02	2,84	12,35	64,02
4	1,82	7,92	71,94	1,82	7,92	71,94
5	1,75	7,62	79,56	1,75	7,62	79,56
6	1,23	5,34	84,89	1,23	5,34	84,89
7	1,08	4,68	89,57	1,08	4,68	89,57
8	0,78	3,40	92,98	–	–	–
9	0,52	2,26	95,24	–	–	–
10	0,41	1,77	97,01	–	–	–
11	0,34	1,46	98,47	–	–	–
12	0,20	0,87	99,33	–	–	–
13	0,10	0,41	99,74	–	–	–
14	0,06	0,26	100,00	–	–	–
15	0,00	0,00	100,00	–	–	–
16	0,00	0,00	100,00	–	–	–
17	0,00	0,00	100,00	–	–	–
18	0,00	0,00	100,00	–	–	–
19	0,00	0,00	100,00	–	–	–
20	0,00	0,00	100,00	–	–	–
21	0,00	0,00	100,00	–	–	–
22	0,00	0,00	100,00	–	–	–
23	0,00	0,00	100,00	–	–	–

Матрица факторных нагрузок после ортогонального вращения по методу Варимакс (табл. 2) показывает, что первая главная компонента (PC1) положительно коррелирует с рН, SO_4^{2-} , ионами, HCO_3^- и ХПК, а также отрицательно — с БПК₅ и Ni, отражая совокупное влияние буферной способности воды и органической нагрузки. Вторая компонента (PC2) связана с Cl^- , SiO_2 и НП, что позволяет интерпретировать ее как индикатор антропогенного и диффузного загрязнения. Третья компонента (PC3) характеризуется положительными нагрузками по O_2 и Fe и отрицательными — по Cu и Zn, что отражает связь между окислительно-восстановительными условиями и миграцией тяжелых металлов. Четвертая компонента (PC4) определяется значениями Mg^{2+} и Ca^{2+} и представляет собой фактор, связанный с жесткостью воды и ионным балансом Ca–Mg.

Временные ряды значений этих компонент (рис. 4) показывают их динамику в 2008–2022 гг. Наиболее выраженные колебания наблюдаются у PC2 и PC3 в 2018–2020 гг., что совпадает с периодом существенных изменений гидрохимических условий. Напротив, PC1 и PC4 демонстрируют более устойчивые тенденции, обусловленные стабильностью буферных свойств и ионного состава воды.

Оставшиеся компоненты имеют низкую объясняющую способность и не рассматривались в дальнейшем анализе.

Табл. 2. Матрица факторных нагрузок
после ортогонального вращения по методу Варимакс
Table 2. Component loading matrix after Varimax rotation

Повернутая компонентная матрица ¹							
	Компонента						
	1	2	3	4	5	6	7
Расх	−0,59	−0,13	0,48	0,11	−0,18	−0,10	0,10
O ₂	−0,55	−0,08	0,78	−0,09	0,15	−0,11	0,01
ВВ	0,79	−0,10	−0,23	0,37	−0,21	0,08	0,19
pH	0,87	−0,02	−0,05	−0,31	0,06	−0,08	−0,13
Mg ²⁺	0,54	−0,09	−0,01	0,73	0,32	−0,19	−0,07
Cl [−]	0,04	0,91	0,04	0,19	0,15	0,16	−0,18
SO ₄ ^{2−}	0,90	0,05	0,01	0,16	0,03	0,14	0,01
ионы	0,89	0,30	0,08	0,05	0,21	−0,01	−0,08
HCO ₃ [−]	0,90	−0,05	−0,02	−0,25	0,15	−0,05	−0,16
Ca ²⁺	0,25	0,04	0,33	−0,85	0,05	0,13	−0,11
XПК	0,66	0,61	−0,19	0,05	−0,31	0,11	−0,09
БПК ₅	−0,75	0,25	0,38	0,30	0,01	0,24	0,16
NH ₄ ⁺	−0,43	0,32	0,08	0,43	0,23	0,60	−0,15
NO ₂ [−]	0,08	0,01	0,05	0,11	0,84	−0,01	0,24
NO ₃ [−]	−0,02	−0,33	0,52	0,08	−0,69	0,00	0,19
PO ₄ ^{3−}	0,21	0,00	0,06	−0,28	−0,08	0,92	−0,09
SiO ₂	0,27	0,73	−0,28	0,00	0,06	−0,06	−0,45
Fe	−0,14	0,18	0,79	−0,16	−0,17	0,31	0,18
Cu	−0,24	0,48	−0,74	0,27	0,01	−0,09	−0,01
Zn	0,27	0,54	−0,66	0,04	−0,02	0,24	0,28
Ni	−0,75	−0,16	0,31	−0,14	0,24	−0,20	0,13
НП	−0,08	0,85	−0,08	−0,29	0,04	−0,02	0,05
ПАВ	−0,22	−0,22	0,06	0,05	0,19	−0,14	0,89

Особенности изменений землепользования в многомасштабных буферных зонах

На рисунке 5 показана динамика долей различных типов землепользования в окрестностях Яковлевского ГОКа (2015 и 2020 гг.) в буферных зонах радиусом 100–3 000 м. По мере приближения к центру рудника доля застройки резко возрастает: от 6,09 % на 3 000 м до 62,47 % на 300 м. Одновременно доли классов пашни и пастбища последовательно уменьшаются, а классов болота и воды практически исчезают вблизи предприятия. Таким образом, наблюдается выраженный пространственный градиент, отражающий быструю трансформацию природного рельефа в урбанизированные и индустриальные поверхности.

Рисунок 6 иллюстрирует изменение структуры и пространственное распределение землепользования в 2010–2020 гг. в буферах радиусом 100–2000 м вокруг гидропоста «Козинка». На всей площади зоны доминирует пашня и лес, причем наблюдается отчетливое сочетание инвертированной U-образной кривой для пашни и U-образной для леса. На удалении 2 000 м доля леса достигает ≈48 %, а пашня — 44 %. При сужении буферной зоны до 800 м доля леса падает, в то время как доля пашни возрастает почти до 65 %. В буферных зонах менее 500 м доля леса вновь увеличивается, при этом площадь пашни уменьшается, тогда как доля пастбищ резко возрастает: на 100 м в 2020 г. доля

¹ Метод извлечения: метод главных компонент. Метод вращения: нормализованное по Кайзеру вращение с максимальной дисперсией (Varimax). Вращение сошлось после 14 итераций

пастбищ составила 18,52 %. Классы «застройка» и «вода» во всех буферных зонах остаются низкими по вкладу, лишь между 800 и 500 м доля застройки слегка поднимается до ≈ 4 %.

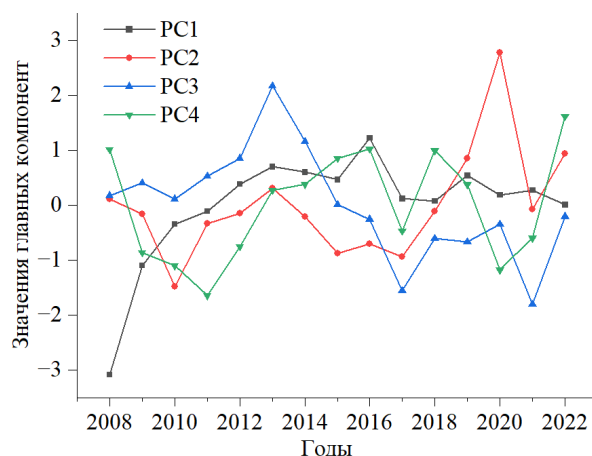


Рис. 4. Динамика главных компонент (PC1–PC4) качества воды на гидропосту «Козинка» в 2008–2022 гг.

Fig. 4. Temporal dynamics of principal components (PC1–PC4) of water quality at the “Kozinka” monitoring station, 2008–2022

Рисунок 7 отражает динамику долей землепользования вдоль русла Ворсклы (2010–2020 гг.) при трех конфигурациях буферных зон: «притоки + основное русло», односторонний буфер основного русла и комбинированный буфер обоих берегов. Во всех случаях преобладают пашня, лес и пастбище. Для зоны «притоки + основное русло» доля пашни варьирует от 52,66 до 58,86 %, лес и пастбище следуют далее, формируя аграрно-ориентированный ландшафт. В одностороннем буфере (200–500 м) структура стабильна: пашня ≈ 50 %, лес ≈ 20 %; при этом доля застройки здесь примерно вдвое выше, чем в предыдущем случае, что указывает на более интенсивное освоение зон вдоль основного русла. В комбинированных буферах зонах обоих берегов (например, 500 + 400 м, 500 + 300 м) доля искусственных поверхностей возрастает еще сильнее, а пастбище немного снижается, подчеркивая более высокий уровень антропогенного воздействия.

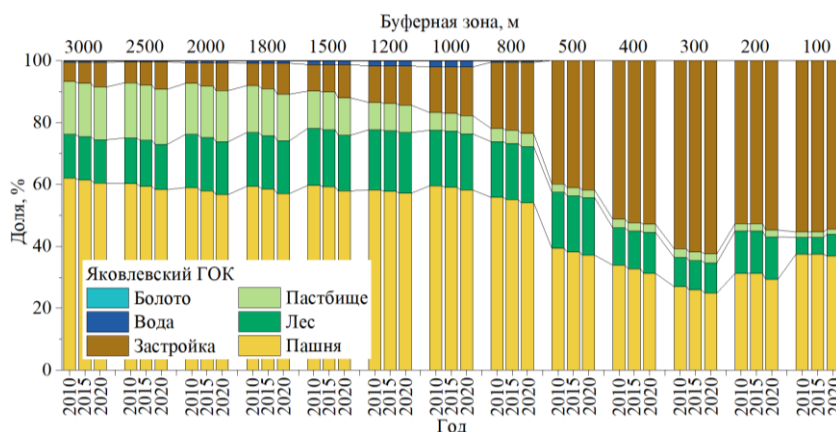


Рис. 5. Изменения типов землепользования в буферных зонах (100–3 000 м) вокруг Яковлевского ГОК

Fig. 5. Changes in land use types in multi-scale buffers (100–3 000 m) around Yakovlevsky GOK

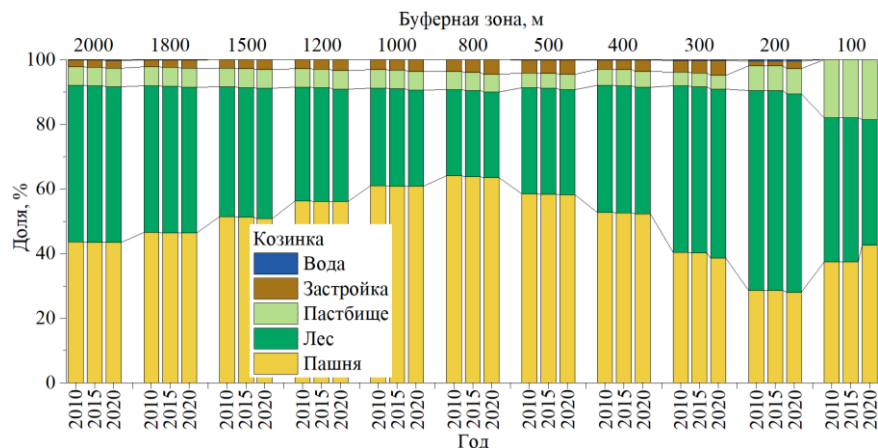


Рис. 6. Изменения типов землепользования в буферных зонах (100–2 000 м) вокруг пункта гидромониторинга «Козинка»

Fig. 6. Changes in land use types in multi-scale buffers (100–2 000 m) around “Kozinka” monitoring station

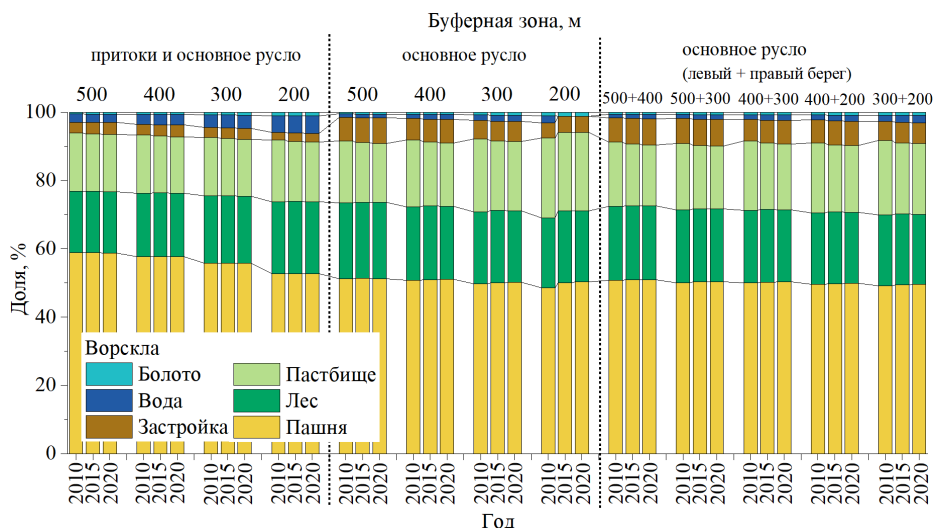


Рис. 7. Изменения типов землепользования в буферных зонах (200–500 м) вдоль русла р. Ворсклы

Fig. 7. Changes in land use types in 200–500 m buffer zones along the Vorskla River

Редунданный анализ влияния типов землепользования на качество воды

На рисунках 8–12 представлены результаты редундантного анализа (RDA), выполненного на основе главных компонент качества воды (PC1–PC4) по данным гидропоста «Козинка» за 2008–2022 гг. и распределения типов землепользования для трех временных срезов (2010, 2015 и 2020 гг.), рассчитанных в буферных зонах Яковлевского ГОКа, вокруг гидропоста «Козинка» и вдоль руслового участка Ворсклы. С учетом пространственно-временного распределения LULC и различий их корреляции с компонентами воды для территории Яковлевского ГОКа выбраны буферы радиусом 300, 500, 800, 1 000, 1 200 и 3 000 м, а для гидропоста «Козинка» — 100, 300, 800 и 2 000 м. Общее объясненное разнообразие составило 56,00 %, из них переменные для типов землепользования объясняют 33,9 % (22,9 % после поправки на число параметров), что подтверждает значимое влияние структуры землепользования на качество воды на разных

пространственных масштабах. Общий тест значимости осей (pseudo-F = 3,1; P = 0,002) свидетельствует о статистической надежности модели.

В результатах редундантного анализа красные векторы обозначают различные типы землепользования (LULC) в пределах буферных зон, синие векторы — главные компоненты качества воды (PC). Углы между векторами отражают характер корреляции: при угле менее 90° (острый угол) наблюдается положительная корреляция, причем чем меньше угол, тем сильнее связь; при угле более 90° (тупой угол) фиксируется отрицательная корреляция, при этом максимально сильная — вблизи 180°; угол, близкий к 90°, указывает на отсутствие значимой корреляции.

Редундантный анализ в районе Яковлевского ГОКа

Из рисунка 8 видно, что во всех радиусах буферных зон вокруг Яковлевского ГОКа доля пашни (L2) отрицательно коррелирует с PC1 и PC4 и сильно отрицательно — с PC2, что указывает на статистическую связь с понижением буферных свойств и жесткости и с повышением органической нагрузки. Вместе с тем во всех радиусах наблюдается положительная корреляция L2 с PC3, что отражает ее связь с более окислительными условиями и меньшими значениями индикаторов миграции Cu и Zn.

Лес (L3) демонстрирует выраженную зависимость от радиуса буфера. В пределах 300–500 м установлена слабая положительная корреляция с PC1 и PC4, что указывает на ассоциацию леса с факторами, включающими буферные свойства и жесткость воды. Одновременно фиксируется сильная положительная корреляция с PC2 и сильная отрицательная — с PC3, что формально указывает на рост антропогенной нагрузки и рисков металлопереноса. Эти связи могут быть обусловлены пространственным наложением лесных участков с транспортными или дренажными объектами, а не свойствами леса как категории LULC [Li et al., 2019]. В диапазоне 800–1 000 м положительная связь с PC1 усиливается до умеренной, а связи с PC2 и PC3 ослабевают, показывая, что лес по-прежнему выполняет регуляторную функцию, но влияние на внешние факторы снижается. При радиусе 3 000 м значимые связи с PC1 и PC4 исчезают; корреляция с PC2 становится резко отрицательной, а с PC3 — сильно положительной, подчеркивая вклад леса в поддержание окислительной среды и сдерживание переноса Cu и Zn.

Для пастбища (L4) в буферах 300, 800 и 1 000 м наблюдается сильная положительная корреляция с PC2 и выраженная отрицательная — с PC3, что указывает на усиление антропогенного ввода и рисков металлопереноса вблизи рудника. При радиусах 1 200 и 3 000 м знаки инвертируются: связь с PC2 становится отрицательной, с PC3 — положительной, демонстрируя способность удаленных пастбищ снижать антропогенную нагрузку, улучшать окислительный режим и ограничивать миграцию металлов.

Застройка (L5) во всех радиусах буфера положительно коррелирует с PC1, PC2 и PC4 и отрицательно — с PC3, указывая на ее связь с ростом ионных и антропогенных индикаторов и ослабление редокс-стабильности. По мере увеличения радиуса влияние ослабевает, что объясняется концентрацией застройки вблизи рудника: ее доля падает с ≈55 % на 100 м до 6,1–7,9 % на 3 000 м.

Векторы воды (L6) в буферах 800 и 1 000 м располагаются почти в том же секторе, что и пастбище малого радиуса (300–1 000 м), а при радиусе 3 000 м совпадают с пастбищем 1 200 м. Это сходство направлений означает, что вода и пастбище реагируют на главные компоненты качества воды похожим образом.

Таким образом, вокруг Яковлевского ГОКа главные компоненты качества воды проявляют неодинаковую реакцию в зависимости от радиуса буфера на различные категории землепользования. Пашня частично разбавляет антропогенный вклад, но снижает буферные свойства; лес и пастбище вблизи рудника могут пересекаться с потоками

загрязнений, тогда как на периферии способствуют окислительному режиму и подавлению миграции металлов; застройка остается главной нагрузкой при малых радиусах.

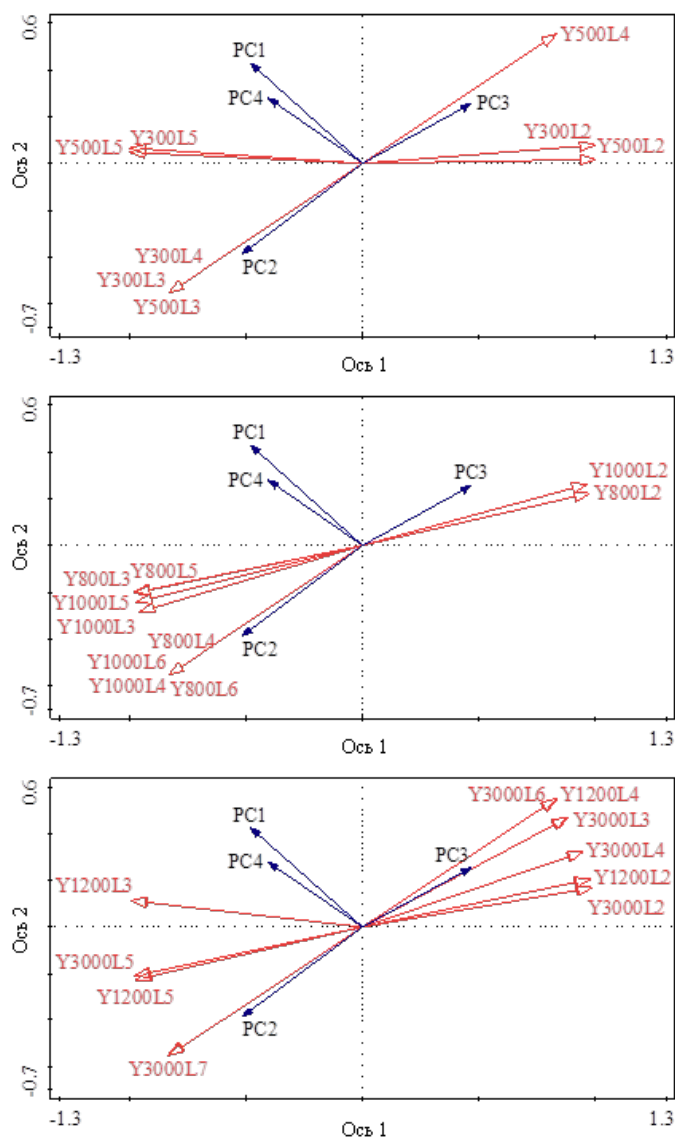


Рис. 8. Результаты редундантного анализа между типами землепользования и главными компонентами качества воды для разных масштабов буферных зон в районе Яковлевского ГОК¹

Fig. 8. Redundancy analysis between land use types and water quality principal components at multiple buffer scales in the Yakovlevsky GOK area

¹ Y обозначает Яковлевский ГОК, число после Y — радиус буферной зоны, L2–L7 — типы землепользования: пашня, лес, пастбище, застройка, вода, болото (далее то же самое). Для более наглядного представления и сопоставления результаты RDA при разных масштабах буферных зон были разделены на три рисунка: для буферов радиусом 300 и 500 м, 800 и 1 000 м, а также 1 200 и 3 000 м

Редундантный анализ в районе пункта гидромониторинга «Козинка»

Из рисунка 9 заметно, что в буфере 100 м у поста «Козинка» оси пашни (L2) и пастбища (L4) почти совпадают: обе категории не коррелируют с PC1 и PC4, но демонстрируют сильную положительную связь с PC2 и сильную отрицательную — с PC3. Это указывает на их сосредоточение вдоль путей поступления загрязнителей и высокую чувствительность к антропогенному вкладу, сопровождающуюся ослаблением окислительно-восстановительного баланса воды.

Начиная с буфера в 300 м, направление корреляций L2 и L4 с PC2 и PC3 инвертируется: связь с PC2 становится отрицательной, с PC3 — положительной. По мере увеличения дистанции чувствительность к антропогенному вводу падает, а способность поддерживать окислительный режим возрастает.

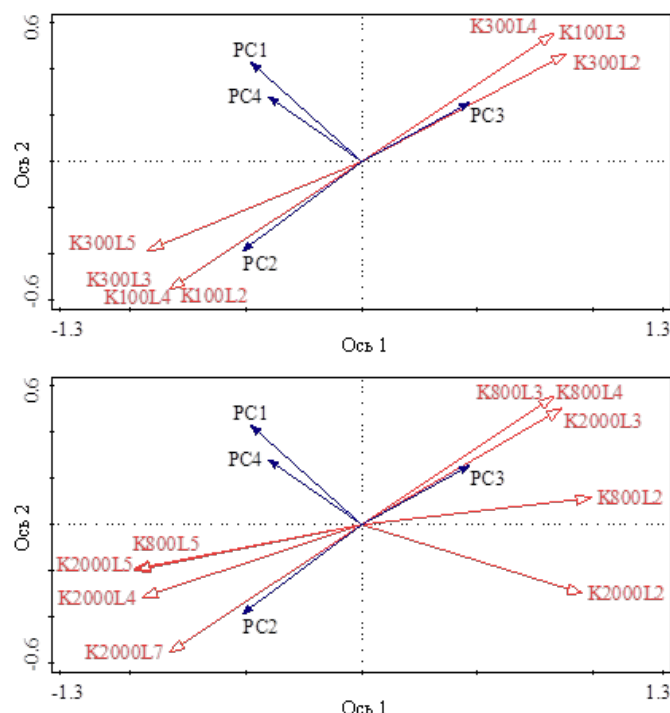


Рис. 9. Результаты редундантного анализа между типами землепользования и главными компонентами качества воды при разных масштабах буферных зон в районе пункта гидромониторинга «Козинка»¹

Fig. 9. Redundancy analysis between land use types and water quality principal components at multiple buffer scales around the “Kozinka” monitoring station

В буферной зоне 800 м ориентация вектора L4 близка к таковой на 300 м; на 2 000 м наблюдается слабая положительная связь с PC1 и PC4, сильная положительная — с PC2 и сильная отрицательная — с PC3. Это указывает на то, что в удаленных буферах пастбища демонстрируют статистические связи с зонами диффузного стока: положительная корреляция с PC2 может отражать пространственное совпадение с источниками антропогенной нагрузки, тогда как отрицательная связь с PC3 согласуется с менее выраженными окислительными условиями, что, вероятно, связано с агротехническими воздействиями или деградацией травостоя [Ren, 2022; Nuruzzaman et al., 2025].

¹ Примечание: К обозначает пункт гидромониторинга «Козинка»

Пашня в буферах шириной 800 и 2 000 м показывает более сложный отклик: умеренно отрицательные корреляции с PC1, PC4 и PC2 сочетаются с умеренно положительной — с PC3. Это одновременно указывает на ослабление буферных свойств и жесткости, но и на частичное поддержание окислительных условий и снижение антропогенной нагрузки. Максимальная доля пашни (64,15 %) зафиксирована именно на 800 м, где корреляционная картина наиболее сложна, что выделяет данный масштаб как критически чувствительный к аграрному влиянию.

Вектор леса (L3) в буфере шириной 100 м совпадает с направлением пашни и пастбища на 300 м, а в буферах 300, 800 и 2 000 м повторяет ориентацию пастбища на 300 м. Это свидетельствует о схожем отклике леса и других природных категорий и возможном перекрытии их пространственного размещения и путей переноса загрязнений.

Застройка (L5) в буфере шириной 300 м слабо положительно связана с PC1 и PC4, сильно положительно — с PC2 и сильно отрицательно — с PC3, что отражает ее участие в антропогенном вводе и нарушении редокс-равновесия, а также усиление миграции металлов. В буферах шириной 500 и 800 м направление сохраняется, но сила корреляций уменьшается до умеренной, показывая снижение воздействия по мере удаления.

Таким образом, в окрестностях поста «Козинка» реакция типов землепользования на главные компоненты качества воды проявляет выраженную масштабную зависимость. В прибрежной зоне (100 м) пашня и пастбище демонстрируют статистические связи с PC2 и PC3, указывая на высокую чувствительность к антропогенным индикаторам и ослабление редокс-баланса. На больших расстояниях часть природных площадей проявляет более сильные корреляции с окислительными условиями и меньшие связи с антропогенной нагрузкой. Для застройки фиксируются наиболее сильные корреляции в малых буферах, которые ослабевают с ростом радиуса. Сходство направлений векторов леса и других природных категорий свидетельствует о возможном синергетическом эффекте их совместного влияния на показатели качества воды в пределах данного бассейна.

Редундантный анализ в районе р. Ворсклы

Основное русло и притоки

Согласно данным рис. 10, в зоне основного русла р. Ворсклы и ее притоков при радиусе буфера 200 м доля пашни (L2) умеренно положительно коррелирует с PC1 и PC4, что указывает на повышение буферной емкости и концентрации ионов, определяющих жесткость воды (Ca^{2+} и Mg^{2+}) в воде. Такое влияние, вероятно, связано с щелочными поступлениями при внесении удобрений (известкование, мелиоранты, содержащие Ca и Mg) [Whitmore et al., 2006]. Одновременно пашня умеренно положительно связана с PC3 и умеренно отрицательно — с PC2, т. е. при этом радиусе антропогенная нагрузка невелика, а редокс-режим остается стабильным. При расширении радиуса до 300–500 м положительные связи пашни с PC1, PC2 и PC4 ослабевают, тогда как корреляция с PC3 усиливается, отражая рост роли пашни в окислительных процессах под влиянием уклона, поверхностного склонового стока и путей миграции удобрений [Song et al., 2022; Zhang et al., 2022; Qiu et al., 2023].

Лес (L3) в радиусах 200–300 м умеренно положительно связан с PC1, PC4 и PC3 и умеренно отрицательно — с PC2, укрепляя буферные свойства, жесткость и окислительный потенциал воды при одновременном перехвате загрязнений. На 400 м положительные связи с PC1 и PC4 усиливаются; связь с PC2 становится слабopоложительной, а с PC3 — слабонегативной. При радиусе 500 м знаки корреляций сохраняются, но их сила снижается до среднего уровня. Таким образом, буферную зону в 300 м можно считать оптимальной границей, где лес оказывает наибольший водорегулирующий эффект; к аналогичным

выводам приходят Li с соавторами [2019], оценивая для влияния прибрежной полосы на COD.

Направление вектора пастбища (L4) во всех радиусах практически неизменно: умеренно отрицательные корреляции с PC1, PC2 и PC4 и умеренно положительная — с PC3. Это означает, что пастбище несколько снижает буферную емкость и жесткость, но способствует подавлению антропогенных индикаторов и сохранению окислительных условий.

В отличие от него застройка (L5) в диапазоне 200–500 м располагается почти в противоположном секторе: умеренно положительные связи с PC1, PC2 и PC4 и умеренно отрицательная — с PC3. Это отражает усиление ионного ввода и накопления загрязнений, ослабление редокс-стабильности и рост риска миграции тяжелых металлов.

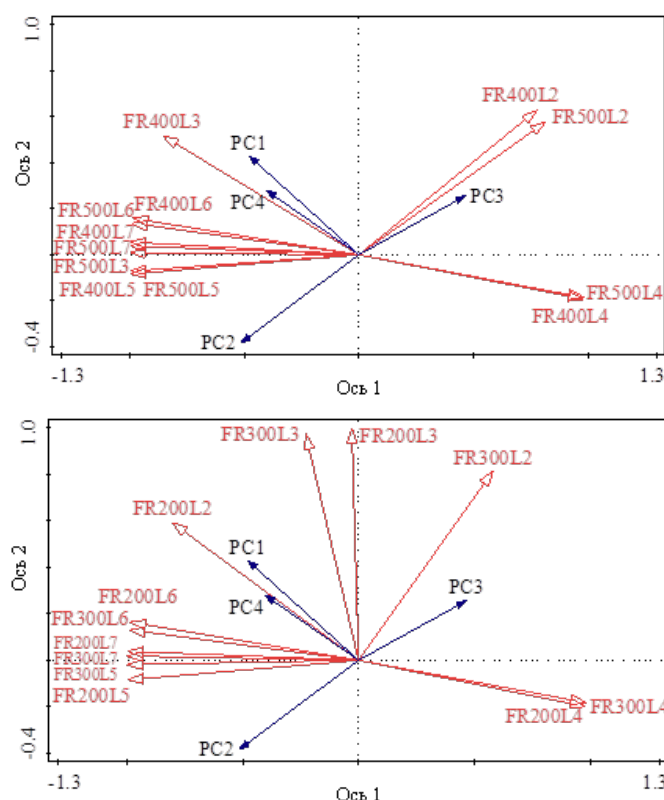


Рис. 10. Результаты редундантного анализа между типами землепользования и главными компонентами качества воды на разных масштабах буферных зон в районе р. Ворсклы (основное русло и притоки)¹

Fig. 10. Redundancy analysis between land use types and water quality principal components at multiple buffer scales in the Vorskla River area (main channel and tributaries)

Векторы воды (L6) и болота (L7) группируются рядом с застройкой и направлены так же, что свидетельствует о сходных путях отклика на главные компоненты. Поскольку водоемы и болота нередко расположены в понижениях рельефа и концах дренажных путей, они аккумулируют поверхностный сток с окружающих земель (особенно застроенных территорий), проявляя высокую согласованность с источниками загрязнения [Pang, Guan, 2024].

¹ Примечание: FR — «притоки и основное русло»

Основное русло

Анализ рис. 11 говорит о том, что в зоне основного русла при радиусах буфера 200–400 м доля пашни (L2) показывает умеренно-сильную положительную корреляцию с PC1 и PC4, умеренно-слабую положительную — с PC2 и умеренно-слабую отрицательную — с PC3. В буфере 500 м связь пашни с PC1 и PC4 остается сильной, а корреляции с PC2 и PC3 становятся статистически несущественными. Это указывает на то, что на малых радиусах расширение пашни через поверхностный сток или возврат ирригационных вод увеличивает содержание буферных компонентов и ионов жесткости в воде [Rossi et al., 2023], тогда как влияние на антропогенную нагрузку и миграцию металлов с увеличением радиуса ослабевает.

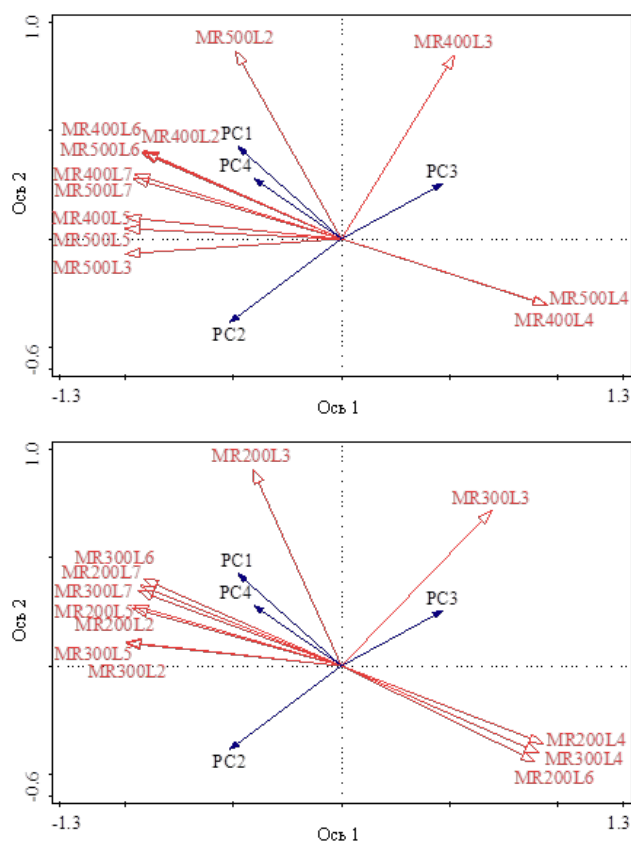


Рис. 11. Результаты редундантного анализа между типами землепользования и главными компонентами качества воды при разных масштабах буферных зон в районе р. Ворсклы (основное русло)¹

Fig. 11. Redundancy analysis between land use types and water quality principal components at multiple buffer scales in the Vorskla River area (main channel)

Лес (L3) демонстрирует отчетливую зависимость от радиуса буфера. При 200 м фиксируется сильная положительная связь с PC1 и PC4, что подтверждает его роль в усилении буферных свойств и жесткости; при этом значимых корреляций с PC2 и PC3 нет. На 300–400 м положительные связи с PC1 и PC4 ослабевают, корреляция с PC2 становится резко отрицательной, а с PC3 — резко положительной: лес начинает работать как барьер для загрязнений и фактор, поддерживающий окислительные условия, вероятно из-за

¹ Примечание: MR — «основное русло»

затенения кронами и развитого подстилочного слоя [Park, Lee, 2020; Vera, Engel, 2021]. В буфере 500 м лес умеренно положительно связан с PC1, PC4 и PC2 и умеренно отрицательно — с PC3, что свидетельствует о восстановлении комплексной регулирующей функции при менее выраженной поддержке редокс-баланса.

Тенденции для пастбища (L4) и застройки (L5) по радиусам буфера вдоль основного русла в целом повторяют картину, полученную для зоны «притоки + основное русло».

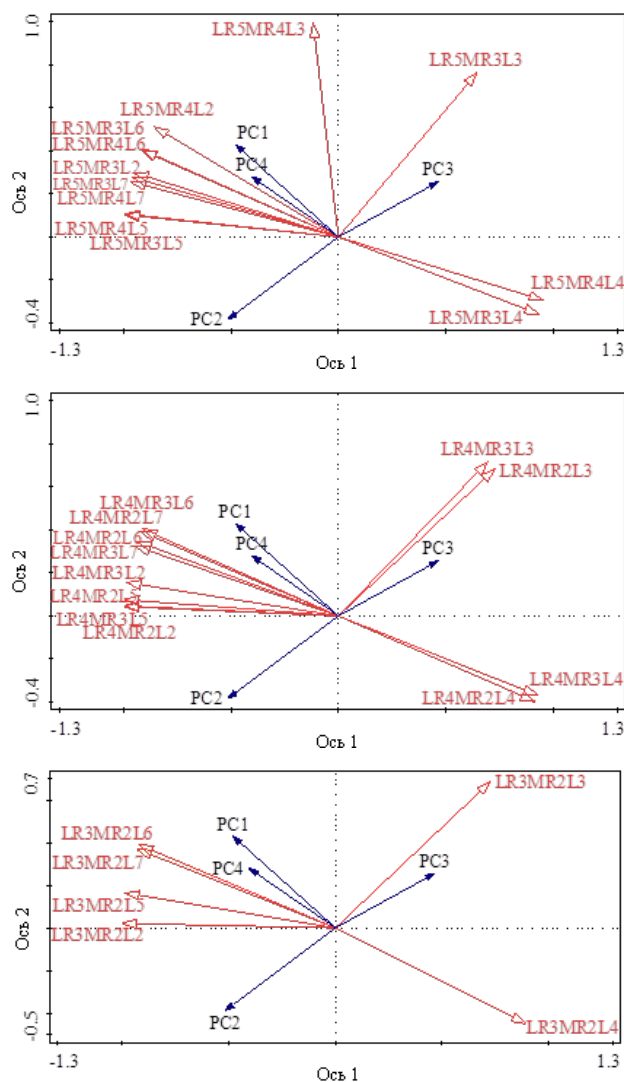


Рис. 12. Результаты редундантного анализа между типами землепользования и главными компонентами качества воды при разных масштабах буферных зон в районе р. Ворсклы (левый и правый берег основного русла)¹

Fig. 12. Redundancy analysis between land use types and water quality principal components at multiple buffer scales in the Vorskla River area (left and right banks of the main channel)

В буфере шириной 200 м направление вектора воды (L6) практически совпадает с направлением пастбища, указывая на схожий контроль гидрологических условий и путей

¹ Примечание: LR — «левый берег», MR — «правый берег основного русла». Обозначение, имеющее вид LR500MR400L2, означает долю пашни (L2) в буферной зоне 500 м по левому берегу и 400 м по правому берегу. Аналогично для других обозначений

диффузного стока. В диапазоне 300–500 м векторы воды и болота (L7) смещаются к сектору застройки, что свидетельствует о тесной связи аккумуляции стока с зонами активной хозяйственной деятельности. Вероятно, на фоне интенсивного антропогенного давления самоочищающая функция болот ослабевает, а водоемы получают повышенную нагрузку от стока с застроенных территорий [Deng et al., 2020; Shen et al., 2022; Edo et al., 2024].

Левый и правый берега основного русла

В комбинационных буферных зонах левого и правого берегов основного русла векторы пашни (L2), застройки (L5), воды (L6) и болота (L7) сгруппированы и направлены одинаково: все категории положительно коррелируют с PC1, PC2 и PC4 и отрицательно — с PC3. Это указывает на то, что данные типы землепользования, вероятно через диффузный сток, береговую застройку и гидравлическую связность [Singh, Steinnes, 2020; Haynes, Zhou, 2022; Chatterjee, Shah, 2023], увеличивают концентрацию буферных компонентов, ионов жесткости и антропогенных индикаторов, одновременно ослабляя редокс-условия и тем самым способствуя мобилизации тяжелых металлов.

Лес (L3) в ряде сочетаний буферов (LR300MR200, LR400MR300, LR400MR200, LR500MR300) показывает одинаковое направление вектора: значимая отрицательная корреляция с PC2 и положительная — с PC3 при отсутствии связи с PC1 и PC4, что свидетельствует о высокой способности леса перехватывать загрязнения и поддерживать окислительный режим. При расширении до LR500MR400 направление меняется: лес становится умеренно положительно связанным с PC1, PC4 и PC3 и умеренно отрицательно — с PC2, демонстрируя более комплексное участие в регулировании минерализации и редокс-среды на крупном радиусе.

Позиция вектора пастбища (L4) в комбинированных буферах левого и правого берегов близка к таковой для пастбищ в буферах основного русла и зоны «притоки + русла», подтверждая стабильную способность пастбищ снижать загрязненность и поддерживать окислительный потенциал независимо от масштаба.

Итог

Результаты выполненного исследования показали, что в бассейне р. Ворсклы влияние категорий землепользования на главные компоненты качества воды имеет как общие закономерности, так и выраженную масштабную и региональную специфику. В исследованных масштабах застройка, водные поверхности и болота положительно коррелируют с ионными и антропогенными индикаторами и отрицательно — с редокс-компонентами, что указывает на их вовлеченность в процессы накопления загрязняющих веществ. Доля пастбищ во всех буферах положительно связана с PC3, что может отражать их роль в поддержании более окислительных условий. Эффекты пашни и леса зависят от радиуса: на расстоянии 300–500 м пашня демонстрирует наиболее выраженные связи с минерализацией и жесткостью воды, тогда как лес при радиусе 300 м положительно коррелирует с PC1, включающим сульфаты, pH и показатели буферной емкости воды.

В разных типах буферов проявляются различия: в зоне «притоки + русла» природные площади (особенно пастбища) эффективнее смягчают нагрузку, тогда как в основных и комбинированных русловых буферах вода и болота по характеру отклика сближаются с застройкой, что связано с рельефом: более пологий левый берег накапливает сток, а крутой правый — повышает транзит загрязнений.

ВЫВОДЫ

Настоящее исследование опирается на 23 показателя качества воды, полученные в 2008–2022 гг. в замыкающем створе трансграничной р. Ворскле «Козинка», а также на три временных среза землепользования/наземного покрова (LULC) за 2010, 2015 и 2020 гг. Вокруг Яковлевского ГОКа были сформированы 13 концентрических буферов с радиусами

от 100 до 3 000 м, вокруг гидропоста «Козинка» — 11 буферных зон с радиусами от 100 до 2 000 м. Вдоль притоков и основного русла установлены стандартные буферы шириной 200–500 м, а также дополнительные асимметричные буферы, отражающие морфологию речной долины. Главные компоненты качества воды определялись методом PCA, взаимосвязь с LULC — методом RDA.

Четыре главные компоненты, извлеченные PCA, суммарно объясняют 71,94 % дисперсии: PC1 (26,8 %) описывает совокупное влияние буферной емкости и органической нагрузки; PC2 (19,2 %) отражает антропогенный ввод и диффузное загрязнение; PC3 (14,5 %) характеризует редокс-режим и миграцию тяжелых металлов; PC4 (11,4 %) соответствует жесткости воды и ионному составу.

Анализ распределения типов землепользования демонстрирует выраженный пространственный градиент. По мере сокращения радиуса буферной зоны вокруг Яковлевского ГОКа структура земель резко смещается в сторону искусственных покрытий: доля застройки увеличивается с 6,09 % при 3 000 м до 62,47 % на 400 м от центра рудника, тогда как площадь пашни, пастбищ, болот и открытой воды последовательно сокращается вплоть до полного исчезновения. В буферах 100–2 000 м вокруг поста «Козинка» доминируют лес и пашня: лес формирует U-образный профиль с минимумом на 800 м, пашня — инвертированный U-профиль с максимумом ≈ 65 % на том же радиусе. Доля пастбищ резко растет внутри 200 м (до 18,5 %), тогда как застройка и вода остаются $< 4,66$ % и $< 0,46$ %. По продольному профилю долины Ворсклы выявляется следующий градиент: «притоки → основное русло → оба берега основного русла». В зоне «притоки + русла» площадь пашни достигает 53–59 %, в одностороннем буфере основного русла — ≈ 50 %, причем доля застройки здесь вдвое выше, чем в притоках. В комбинированном береговом буфере максимальная площадь искусственных поверхностей.

В бассейне Ворсклы выявлены статистически значимые связи между категориями землепользования и главными компонентами качества воды (PC1–PC4), что отражает как общие закономерности, так и пространственно-масштабные особенности. В исследованных условиях застройка, водные поверхности и болота демонстрируют положительные корреляции с ионными и антропогенными индикаторами и отрицательные — с редокс-компонентами. Доля пастбищ во всех буферах положительно связана с PC3, что соответствует более окислительным условиям. Пашня на радиусах 300–500 м показывает наиболее выраженные корреляции с PC1 и PC4 (минерализация и жесткость воды). Лес в пределах 300 м положительно коррелирует с PC1, включающим сульфаты, pH и показатели буферной емкости воды, а на больших радиусах сила связей снижается. Пространственные различия выражены в том, что в зоне «притоки + русла» природные категории (особенно пастбища) чаще ассоциированы с меньшими антропогенными индикаторами, тогда как в комбинированных береговых буферах вода и болота по направлению корреляций сближаются с застройкой, что согласуется с морфологическими особенностями речной долины.

Таким образом, примененный комплекс статистических методов оказался эффективным для выявления масштабно-региональных связей между типами землепользования и интегральными показателями качества воды в бассейне р. Ворсклы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Бударина В. А., Игнатенко И. М., Косинова И. И. Эколого-геохимические особенности почв и грунтов зоны аэрации территорий сельских поселений районов воздействия крупных горнодобывающих комплексов. Горный журнал, 2024. № 11. С. 103–108. DOI: 10.17580/gzh.2024.11.16.

Киселев В. В., Корнилов А. Г. Оценка гидрохимического состояния малых рек Белгородской области в пределах сельских территорий. Региональные геосистемы, 2024. Т. 48. № 3. С. 368–381. DOI: 10.52575/2712-7443-2024-48-3-368-381.

Корнилова Е. А., Лисецкий Ф. Н., Родионова М. Е. Гидроэкологические особенности реки Ворсклы (российский участок) в контексте природно-хозяйственных изменений. Региональные геосистемы, 2023. Т. 47. № 4. С. 550–568. DOI: 10.52575/2712-7443-2023-47-4-550-568.

Котлов С. Н., Целищев Н. А., Сотник Е. А., Гилязов Д. Х. Геолого-гидрогеологические факторы формирования водопритоков в горные выработки Яковлевского рудника. Горный журнал, 2023. № 5. С. 108–113. DOI: 10.17580/gzh.2023.05.16.

Лисецкий Ф. Н., Снесивцева А. Д., Хуан Л. Особенности изменения поверхностных вод в бассейне реки Ворскла в динамике развития железорудного производства. Актуальные проблемы геологии и гидрометеорологии в условиях меняющегося мира. Материалы IV Международной научно-практической конференции, 2025. С. 133–139.

Мальцев К. А., Талипова С. Н., Магзянов И. И., Сомов А. А., Мальцева Т. С. Анализ точности эрозионного потенциала рельефа с использованием свободно распространяемых цифровых моделей рельефа. Цифровая география. Материалы II Всероссийской научно-практической конференции с международным участием, 2024. С. 35–38. Электронный ресурс: <http://www.psu.ru/files/docs/science/books/sborniki/cifrovaya-geografiya.pdf> (дата обращения 29.04.2025).

Buryak Z., Grigoreva O. A Project-Based Approach to Reduce the Risk of Soil Erosion in Agricultural Landscapes of Small River Basins Using GIS Technologies. International Multidisciplinary Scientific GeoConference: Surveying Geology and Mining Ecology Management, 2019. V. 19. No. 5-2. P. 19–26. DOI: 10.5593/sgem2019/5.2/S20.003.

Buryak Z. A., Lisetskii F. N., Gusarov A. V., Narozhnyaya A. G., Kitov M. Basin-Scale Approach to Integration of Agro- and Hydroecological Monitoring for Sustainable Environmental Management: A Case Study of Belgorod Oblast, European Russia. Sustainability, 2022. V. 14. No. 2. Art. 927. DOI: 10.3390/su14020927.

Chatterjee A., Shah M. P. Constructed Wetland for Metals: Removal Mechanisms and Analytical Challenges. Recent Trends in Constructed Wetlands for Industrial Wastewater Treatment. Singapore: Springer Nature Singapore, 2023. P. 31–41. DOI: 10.1007/978-981-99-2564-3_2.

Chen X., Zhou W., Pickett S. T. A., Li W., Han L. Spatial-Temporal Variations of Water Quality and its Relationship to Land Use and Land Cover in Beijing, China. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2016. V. 13. Art. 449. DOI: 10.3390/ijerph13050449.

Deng Q., Zhang X., Zhang L., Shao X., Gu T. The Impact Mechanism of Human Activities on the Evolution of Coastal Wetlands in the Liaohe River Delta. Frontiers in Ecology and Evolution, 2024. V. 12. Art. 1423234. DOI: 10.3389/fevo.2024.1423234.

Edo G. I., Itoje-Akpokiniovo L. O., Obasohan P., Ikpekoru V. O., Samuel P. O., Jikah A. N., Agbo J. J. Impact of Environmental Pollution from Human Activities on Water, Air Quality and Climate Change. Ecological Frontiers, 2024. V. 44. Iss. 5. P. 874–889. DOI: 10.1016/j.ecofro.2024.02.014.

Hawker L., Uhe P., Neal J. FABDEM Updates — FABDEM V1–2. Geomorphometry. Proceedings of International Conference. Zenodo, 2023. DOI: 10.5281/zenodo.8101259.

Haynes R. J., Zhou Y. F. Retention of Heavy Metals by Dredged Sediments and Their Management Following Land Application. Advances in Agronomy, 2022. V. 171. P. 191–254. DOI: 10.1016/bs.agron.2021.08.004.

Huang L. LULC Dynamics and Carbon Sequestration in Major Iron Ore Regions of Russia and China. *Regional Geosystems*, 2024. V. 48. No. 4. P. 542–564. DOI: 10.52575/2712-7443-2024-48-4-542-564.

Huang W., Mao J., Zhu D., Lin C. Impacts of Land Use and Land Cover on Water Quality at Multiple Buffer-Zone Scales in a Lakeside City. *Water*, 2020, V. 12. No. 1. Art. 47. DOI: 10.3390/w12010047.

Kong T., Zhang K., Huang L., Di J., Wang Y., Zhang J. Effects of Mixed Application of Microbial Agents on Growth and Substrate Properties of Alfalfa in Coal Gangue Matrix with Different Particle Sizes. *Journal of China Coal Society*, 2023. V. 48. No. S1. P. 241–251 (in Chinese). DOI: 10.13225/j.cnki.jccs.2022.0615.

Li S., Peng S., Jin B., Zhou J., Li Y. Multi-Scale Relationship Between Land Use/Land Cover Types and Water Quality in Different Pollution Source Areas in Fuxian Lake Basin. *PeerJ*, 2019. V. 7. Art. e7283. DOI: 10.7717/peerj.7283.

Lisetskii F. N., Buryak Z. A. Runoff of Water and its Quality Under the Combined Impact of Agricultural Activities and Urban Development in a Small River Basin. *Water*, 2023. V. 15. No. 13. Art. 2443. DOI: 10.3390/w15132443.

Nuruzzaman M., Bahar M. M., Naidu R. Diffuse Soil Pollution from Agriculture: Impacts and Remediation. *Science of The Total Environment*, 2025. V. 962. Art. 178398. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2025.178398.

Pang X., Guan M. Influence of Construction Works on Urban Streamflow Water Quality Variations. *Science of The Total Environment*, 2024. V. 955. Art. 176852. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.176852.

Park S. R., Lee S. W. Spatially Varying and Scale-Dependent Relationships of Land Use Types with Stream Water Quality. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2020. V. 17. No. 5. Art. 1673. DOI: 10.3390/ijerph17051673.

Qiu L. F., Zhu J. X., Pan Y., Dang Y. X., Wu S. H. Distribution Characteristics, Ecological Risks, and Source Identification of Heavy Metals in Cultivated Land Under Non-Grain Production. *Huan Jing ke Xue*, 2023. V. 44. No. 5. P. 2829–2837 (in Chinese). DOI: 10.13227/j.hj.kx.202206190.

Ren Z. Biogeochemical Consequences of Grassland Degradation on Linked Soil, Stream, and Lake Ecosystems in Watersheds: A Short Review. *Watershed Ecology and the Environment*, 2022. V. 4. P. 202–210. DOI: 10.1016/j.wsee.2022.11.005.

Rossi M. L., Kremer P., Cravotta III C. A., Seng K. E., Goldsmith S. T. Land Development and Road Salt Usage Drive Long-Term Changes in Major-Ion Chemistry of Streamwater in Six Exurban and Suburban Watersheds, Southeastern Pennsylvania, 1999–2019. *Frontiers in Environmental Science*, 2023. V. 11. Art. 1153133. DOI: 10.3389/fenvs.2023.1153133.

Shen Z., Hou X., Li W., Aini G. Relating Landscape Characteristics to Non-Point Source Pollution in a Typical Urbanized Watershed in the Municipality of Beijing. *Landscape and Urban Planning*, 2014. V. 123. P. 96–107. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2013.12.007.

Shen S., Pu J., Xu C., Wang Y., Luo W., Wen B. Effects of Human Disturbance on Riparian Wetland Landscape Pattern in a Coastal Region. *Fuxian Lake Basin*, 2022. V. 14. No. 20. Art. 5160. DOI: 10.3390/rs14205160.

Shi P., Zhang Y., Li Z., Li P., Xu G. Influence of Land Use and Land Cover Patterns on Seasonal Water Quality at Multi-Spatial Scales. *Catena*, 2017. V. 151. P. 182–190. DOI: 10.1016/j.catena.2016.12.017.

- Singh B. R., Steinnes E.* Soil and Water Contamination by Heavy Metals. Soil Processes and Water Quality. CRC Press, 2020. P. 233–271. DOI: 10.1201/9781003070184.
- Song W., Zhang H., Li X., Song H., Niu B., Shi X., Li J.* Safe Utilization of Cultivated Land in High-Risk Areas of Soil Heavy Metal Pollution Based on Soil Resilience. *Frontiers in Environmental Science*, 2022. V. 10. Art. 889069. DOI: 10.3389/fenvs.2022.889069.
- Vera M. J. A., Engel B.* Multi-Scale Analysis of the Dependence of Water Quality on Land Use Using Linear and Mixed Models. *Water*, 2021. V. 13. No. 19. Art. 2618. DOI: 10.3390/w13192618.
- Whitmore T. J., Brenner M., Kolasa K. V., Kenney W. F., Riedinger-Whitmore M. A., Curtis J. H., Smoak J. M.* Inadvertent Alkalization of a Florida Lake Caused by Increased Ionic and Nutrient Loading to its Watershed. *Journal of Paleolimnology*, 2006. V. 36. P. 353–370. DOI: 10.1007/s10933-006-9000-2.
- Wu J., Lu J.* Landscape Patterns Regulate Non-Point Source Nutrient Pollution in an Agricultural Watershed. *Science of the Total Environment*, 2019. V. 669. P. 377–388. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.014.
- Yermolaev O. P., Lisetskii F. N., Marinina O. A., Buryak Z. A.* Basin and Eco-Regional Approach to Optimize the Use of Water and Land Resources. *Biosciences Biotechnology Research Asia*, 2015. V. 12. No. S2. P. 145–158. DOI: 10.13005/bbra/2021.
- Yermolaev O. P., Mukharamova S. S., Maltsev K. A., Ivanov M. A., Ermolaeva P. O., Gayazov A. I., Lisetskii F. N.* Geographic Information System and Geoportal River Basins of the European Russia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 2018. V. 107. No. 1. DOI: 10.1088/1755-1315/107/1/012108.
- Zhang D., Huang R., Gao X. S.* Spatial Characteristics and Potential Ecological Risk Factors of Heavy Metals in Cultivated Land in the Transition Zone of a Mountain Plain. *Huan Jing Ke Xue*, 2022. V. 43. No. 2. P. 946–956 (in Chinese). DOI: 10.13227/j.hjlx.202105139.
- Zhang X., Liu L., Chen X., Gao Y., Xie S., Mi J.* GLC_FCS30: Global Land Cover Product with Fine Classification System at 30 m Using Time-Series Landsat Imagery. *Earth System Science Data*, 2021. V. 13. No. 6. P. 2753–2776. DOI: 10.5194/essd-13-2753-2021.
- Zhao J., Lin L., Yang K., Liu Q., Qian G.* Influences of Land Use on Water Quality in a Reticular River Network Area: A Case Study in Shanghai, China. *Landscape and Urban Planning*, 2015. V. 137 P. 20–29. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2014.12.010.

REFERENCES

- Budarina V. A., Ignatenko I. M., Kosinova I. I.* Ecological and Geochemical Features of Aeration Zone in Rural Areas in Regions of Influence of Large Mining Facilities. *Gornyi Zhurnal (Mining Journal)*, 2024. No. 11. P. 103–108 (in Russian). DOI: 10.17580/gzh.2024.11.16.
- Buryak Z., Grigoreva O.* A Project-Based Approach to Reduce the Risk of Soil Erosion in Agricultural Landscapes of Small River Basins Using GIS Technologies. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: Surveying Geology and Mining Ecology Management*, 2019. V. 19. No. 5-2. P. 19–26. DOI: 10.5593/sgem2019/5.2/S20.003.
- Buryak Z. A., Lisetskii F. N., Gusarov A. V., Narozhnyaya A. G., Kitov M.* Basin-Scale Approach to Integration of Agro- and Hydroecological Monitoring for Sustainable Environmental Management: A Case Study of Belgorod Oblast, European Russia. *Sustainability*, 2022. V. 14. No. 2. Art. 927. DOI: 10.3390/su14020927.

Chatterjee A., Shah M. P. Constructed Wetland for Metals: Removal Mechanisms and Analytical Challenges. Recent Trends in Constructed Wetlands for Industrial Wastewater Treatment. Singapore: Springer Nature Singapore, 2023. P. 31–41. DOI: 10.1007/978-981-99-2564-3_2.

Chen X., Zhou W., Pickett S. T. A., Li W., Han L. Spatial-Temporal Variations of Water Quality and its Relationship to Land Use and Land Cover in Beijing, China. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2016. V. 13. Art. 449. DOI: 10.3390/ijerph13050449.

Deng Q., Zhang X., Zhang L., Shao X., Gu T. The Impact Mechanism of Human Activities on the Evolution of Coastal Wetlands in the Liaohe River Delta. Frontiers in Ecology and Evolution, 2024. V. 12. Art. 1423234. DOI: 10.3389/fevo.2024.1423234.

Edo G. I., Itoje-Akpokiniovo L. O., Obasohan P., Ikpekoru V. O., Samuel P. O., Jikah A. N., Agbo J. J. Impact of Environmental Pollution from Human Activities on Water, Air Quality and Climate Change. Ecological Frontiers, 2024. V. 44. Iss. 5. P. 874–889. DOI: 10.1016/j.ecofro.2024.02.014.

Hawker L., Uhe P., Neal J. FABDEM Updates — FABDEM V1–2. Geomorphometry. Proceedings of International Conference. Zenodo, 2023. DOI: 10.5281/zenodo.8101259.

Haynes R. J., Zhou Y. F. Retention of Heavy Metals by Dredged Sediments and Their Management Following Land Application. Advances in Agronomy, 2022. V. 171. P. 191–254. DOI: 10.1016/bs.agron.2021.08.004.

Huang L. LULC Dynamics and Carbon Sequestration in Major Iron Ore Regions of Russia and China. Regional Geosystems, 2024. V. 48. No. 4. P. 542–564. DOI: 10.52575/2712-7443-2024-48-4-542-564.

Huang W., Mao J., Zhu D., Lin C. Impacts of Land Use and Land Cover on Water Quality at Multiple Buffer-Zone Scales in a Lakeside City. Water, 2020, V. 12. No. 1. Art. 47. DOI: 10.3390/w12010047.

Kiselev V. V., Kornilov A. G. Assessing the Hydrochemical State of Small Rivers within Rural Areas of the Belgorod Region. Regional Geosystems, 2024. V. 48. No. 3. P. 368–381 (in Russian). DOI: 10.52575/2712-7443-2024-48-3-368-381.

Kong T., Zhang K., Huang L., Di J., Wang Y., Zhang J. Effects of Mixed Application of Microbial Agents on Growth and Substrate Properties of Alfalfa in Coal Gangue Matrix with Different Particle Sizes. Journal of China Coal Society, 2023. V. 48. No. S1. P. 241–251 (in Chinese). DOI: 10.13225/j.cnki.jccs.2022.0615.

Kornilova E. A., Lisetskii F. N., Rodionova M. E. Hydroecological Features of the Vorskla River in the Context of Natural and Economic Changes. Regional Geosystems, 2023. V. 47. No. 4. P. 550–568 (in Russian). DOI: 10.52575/2712-7443-2023-47-4-550-568.

Kotlov S. N., Tselishchev N. A., Sotnik E. A., Gilyazev D. H. Geological and Hydrogeological Factors of Initiation of Water Inflow in Yakovlevo Mine. Gornyi Zhurnal (Mining Journal), 2023. No. 5. P. 108–113 (in Russian). DOI: 10.17580/gzh.2023.05.16.

Li S., Peng S., Jin B., Zhou J., Li Y. Multi-Scale Relationship Between Land Use/Land Cover Types and Water Quality in Different Pollution Source Areas in Fuxian Lake Basin. PeerJ, 2019. V. 7. Art. e7283. DOI: 10.7717/peerj.7283.

Lisetskii F. N., Buryak Z. A. Runoff of Water and its Quality Under the Combined Impact of Agricultural Activities and Urban Development in a Small River Basin. Water, 2023. V. 15. No. 13. Art. 2443. DOI: 10.3390/w15132443.

Lisetskii F. N., Spesivtseva A. D., Huang L. Features of Changes in Surface Waters in the Vorskla River Basin in the Dynamics of Iron Ore Production Development. Current Problems of Geology

and Hydrometeorology in a Changing World. Proceedings of IV International Scientific and Practical Conference, 2025. P. 133–139 (in Russian).

Maltsev K. A., Talipova S. N., Magzyanov I. I., Somov A. A., Maltseva T. S. Accuracy Analysis of LS-Factor Using Freely Available Digital Elevation Models. Digital Geography. Proceedings of the II All-Russian Scientific and Practical Conference with International Participation, 2024. P. 35–38 (in Russian). Web resource: <http://www.psu.ru/files/docs/science/books/sborniki/cifrovaya-geografiya.pdf> (accessed 29.04.2025).

Nuruzzaman M., Bahar M. M., Naidu R. Diffuse Soil Pollution from Agriculture: Impacts and Remediation. Science of The Total Environment, 2025. V. 962. Art. 178398. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2025.178398.

Pang X., Guan M. Influence of Construction Works on Urban Streamflow Water Quality Variations. Science of The Total Environment, 2024. V. 955. Art. 176852. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.176852.

Park S. R., Lee S. W. Spatially Varying and Scale-Dependent Relationships of Land Use Types with Stream Water Quality. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2020. V. 17. No. 5. Art. 1673. DOI: 10.3390/ijerph17051673.

Qiu L. F., Zhu J. X., Pan Y., Dang Y. X., Wu S. H. Distribution Characteristics, Ecological Risks, and Source Identification of Heavy Metals in Cultivated Land Under Non-Grain Production. Huan Jing ke Xue, 2023. V. 44. No. 5. P. 2829–2837 (in Chinese). DOI: 10.13227/j.hj.kx.202206190.

Ren Z. Biogeochemical Consequences of Grassland Degradation on Linked Soil, Stream, and Lake Ecosystems in Watersheds: A Short Review. Watershed Ecology and the Environment, 2022. V. 4. P. 202–210. DOI: 10.1016/j.wsee.2022.11.005.

Rossi M. L., Kremer P., Cravotta III C. A., Seng K. E., Goldsmith S. T. Land Development and Road Salt Usage Drive Long-Term Changes in Major-Ion Chemistry of Streamwater in Six Exurban and Suburban Watersheds, Southeastern Pennsylvania, 1999–2019. Frontiers in Environmental Science, 2023. V. 11. Art. 1153133. DOI: 10.3389/fenvs.2023.1153133.

Shen Z., Hou X., Li W., Aini G. Relating Landscape Characteristics to Non-Point Source Pollution in a Typical Urbanized Watershed in the Municipality of Beijing. Landscape and Urban Planning, 2014. V. 123. P. 96–107. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2013.12.007.

Shen S., Pu J., Xu C., Wang Y., Luo W., Wen B. Effects of Human Disturbance on Riparian Wetland Landscape Pattern in a Coastal Region. Fuxian Lake Basin, 2022. V. 14. No. 20. Art. 5160. DOI: 10.3390/rs14205160.

Shi P., Zhang Y., Li Z., Li P., Xu G. Influence of Land Use and Land Cover Patterns on Seasonal Water Quality at Multi-Spatial Scales. Catena, 2017. V. 151. P. 182–190. DOI: 10.1016/j.catena.2016.12.017.

Singh B. R., Steinnes E. Soil and Water Contamination by Heavy Metals. Soil Processes and Water Quality. CRC Press, 2020. P. 233–271. DOI: 10.1201/9781003070184.

Song W., Zhang H., Li X., Song H., Niu B., Shi X., Li J. Safe Utilization of Cultivated Land in High-Risk Areas of Soil Heavy Metal Pollution Based on Soil Resilience. Frontiers in Environmental Science, 2022. V. 10. Art. 889069. DOI: 10.3389/fenvs.2022.889069.

Vera M. J. A., Engel B. Multi-Scale Analysis of the Dependence of Water Quality on Land Use Using Linear and Mixed Models. Water, 2021. V. 13. No. 19. Art. 2618. DOI: 10.3390/w13192618.

Whitmore T. J., Brenner M., Kolasa K. V., Kenney W. F., Riedinger-Whitmore M. A., Curtis J. H., Smoak J. M. Inadvertent Alkalization of a Florida Lake Caused by Increased Ionic and Nutrient Loading to its Watershed. *Journal of Paleolimnology*, 2006. V. 36. P. 353–370. DOI: 10.1007/s10933-006-9000-2.

Wu J., Lu J. Landscape Patterns Regulate Non-Point Source Nutrient Pollution in an Agricultural Watershed. *Science of the Total Environment*, 2019. V. 669. P. 377–388. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.014.

Yermolaev O. P., Lisetskii F. N., Marinina O. A., Buryak Z. A. Basin and Eco-Regional Approach to Optimize the Use of Water and Land Resources. *Biosciences Biotechnology Research Asia*, 2015. V. 12. No. S2. P. 145–158. DOI: 10.13005/bbra/2021.

Yermolaev O. P., Mukharamova S. S., Maltsev K. A., Ivanov M. A., Ermolaeva P. O., Gayazov A. I., Lisetskii F. N. Geographic Information System and Geoportal River Basins of the European Russia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 2018. V. 107. No. 1. DOI: 10.1088/1755-1315/107/1/012108.

Zhang D., Huang R., Gao X. S. Spatial Characteristics and Potential Ecological Risk Factors of Heavy Metals in Cultivated Land in the Transition Zone of a Mountain Plain. *Huan Jing Ke Xue*, 2022. V. 43. No. 2. P. 946–956 (in Chinese). DOI: 10.13227/j.hjcx.202105139.

Zhang X., Liu L., Chen X., Gao Y., Xie S., Mi J. GLC_FCS30: Global Land Cover Product with Fine Classification System at 30 m Using Time-Series Landsat Imagery. *Earth System Science Data*, 2021. V. 13. No. 6. P. 2753–2776. DOI: 10.5194/essd-13-2753-2021.

Zhao J., Lin L., Yang K., Liu Q., Qian G. Influences of Land Use on Water Quality in a Reticular River Network Area: A Case Study in Shanghai, China. *Landscape and Urban Planning*, 2015. V. 137 P. 20–29. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2014.12.010.