

УДК 504.45:528.88  
DOI: 10.7868/S25000640200205

## БИООПТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ НИЖНЕГО ДОНА ДЛЯ ОЦЕНКИ КОНЦЕНТРАЦИИ ХЛОРОФИЛЛА *A* ФИТОПЛАНКТОНА ПО ДИСТАНЦИОННОЙ СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКОЙ ИНФОРМАЦИИ

© 2020 г. Б.Л. Сухоруков<sup>1,2</sup>, Н.В. Решетняк<sup>2</sup>, Г.Е. Ковалева<sup>1,2</sup>

**Аннотация.** По результатам дистанционных измерений спектров коэффициентов спектральной яркости (СКСЯ) и аналитических определений концентрации хлорофилла *a* фитопланктона в синхронно отобранных пробах воды за 2010–2016 гг. построена биооптическая модель (БОМ) Нижнего Дона. Съёмки проводили современным спектрометром высокого спектрального разрешения в видимой области спектра. Значительная часть СКСЯ получена с такой удобной платформы, как мостовые переходы, с высоты около 30 м. Используются данные, полученные как на речном участке этого водного объекта, так и на приплотинной части Цимлянского водохранилища и устьевом взморье Азовского моря. Для всего Нижнего Дона концентрация хлорофилла *a* фитопланктона, по данным аналитических определений, изменялась в пределах от 0,2 до 100,0 мг/м<sup>3</sup>. В пределах среднеквадратичной погрешности около 8 мг/м<sup>3</sup> БОМ Нижнего Дона не зависит от гидрологического сезона и может считаться единой. Обсуждены причины возможных отличий значений концентраций хлорофилла *a* фитопланктона, определенные различными методами. Однако даже с учетом этих отличий для целей оперативного мониторинга водных объектов оценка концентрации хлорофилла *a* фитопланктона по дистанционным спектрометрическим измерениям в реальном времени может оказаться более приемлемой, чем определение этого показателя в отбираемых пробах воды.

Полученные результаты позволяют рекомендовать использовать оценку концентрации хлорофилла *a* фитопланктона по дистанционным спектрометрическим измерениям в реальном времени для решения задач оперативного мониторинга водных экосистем.

**Ключевые слова:** дистанционная спектрометрия, коэффициент спектральной яркости, хлорофилл *a*, фитопланктон, трофность, биооптическая модель, Азовское море, Дон.

### BIO-OPTICAL MODEL OF THE LOWER DON FOR ASSESSING THE PHYTOPLANKTON CHLOROPHYLL *A* CONCENTRATION BY REMOTE SENSING SPECTROMETRIC INFORMATION

B.L. Sukhorukov<sup>1,2</sup>, N.V. Reshetnyak<sup>2</sup>, G.E. Kovaleva<sup>1,2</sup>

**Abstract.** According to the results of measurements of the remote sensing reflectance spectra and analytical determinations of the phytoplankton chlorophyll *a* concentration in synchronously selected water samples during 2010–2016, a bio-optical model (BOM) of the Lower Don was built. The shootings were carried out by a modern spectrometer with a high spectral resolution in the visible region of the spectrum. A significant part of the remote sensing reflectance spectra was obtained from such a convenient platform as bridge crossings from a height of about 30 m. We used data obtained both on the river section of this water body, and on the dam part of the Tsimlyansk reservoir and the estuarine offshore zone of the Sea of Azov. For the entire Lower Don, the phytoplankton chlorophyll *a* concentration, according to the analytical data, varied from 0.2 to 100.0 mg/m<sup>3</sup>. Within the standard error, about 8 mg/m<sup>3</sup> of the Lower Don BOM is independent of the hydrological season and

<sup>1</sup> Гидрохимический отдел Института водных проблем РАН (Hydrochemical Division of Water Problems Institute, Russian Academy of Sciences, Rostov-on-Don, Russian Federation), Российская Федерация, 344090, г. Ростов-на-Дону, пр. Стачки, 198, e-mail: bls-phys@yandex.ru

<sup>2</sup> Гидрохимический институт (Hydrochemical Institute, Rostov-on-Don, Russian Federation), Российская Федерация, 344090, г. Ростов-на-Дону, пр. Стачки, 198

can be considered unified. The reasons for possible differences in the values of phytoplankton chlorophyll *a* concentrations determined by various methods are discussed. However, even taking into account these differences, estimation of phytoplankton chlorophyll *a* concentration using real-time remote spectrometric measurements may be more acceptable for the purpose of water bodies on-line monitoring than determination of this indicator by water samples collection.

The obtained results allow us to recommend the assessment of phytoplankton chlorophyll *a* concentration using real-time remote spectrometric measurements for aquatic ecosystems on-line monitoring.

**Keywords:** remote sensing spectrometry, reflectance, chlorophyll *a*, phytoplankton, trophic state, bio-optical model, Sea of Azov, Don River.

## ВВЕДЕНИЕ

Появление современной измерительной спектрометрической техники на базе современных технологий, размещение ее на новых носителях привело к абсолютно логичным попыткам использовать новую информацию при мониторинге различных природных образований, в частности водных объектов. Такие технические средства успешно могут реализовать концепцию мониторинга экосистем, предложенную В.Д. Федоровым [1], где основным требованием к оценке состояния экосистем была возможность оперативного инструментального измерения неспецифических к изменению отдельных компонентов экосистемы показателей, характеризующих экосистему. Этот подход был развит в наших работах и показано, что такими характеристиками состояния экосистемы могут выступать спектры коэффициентов спектральной яркости (СКСЯ), измеренные в видимой области электромагнитного спектра [2–4]. Такие СКСЯ служат одновременно и «сверткой», и отражением различных показателей экосистемы, как химических, так и биологических. Измеряемыми показателями могут быть как оптически активные (оптически активными, или видимыми, компонентами называют компоненты, изменяющие комплексный показатель преломлений водной экосистемы, его действительную или мнимую части), так и оптически неактивные (но влияющие на оптически активные) компоненты. Хорошо известно, что одним из наиболее значимо влияющих на СКСЯ и наиболее изученных показателей является концентрация хлорофилла *a* ( $C_{chl\ a}$ ) фитопланктона, хотя до настоящего времени не утихают дискуссии по поводу того, могут ли предложенные алгоритмы оценки этого показателя быть универсальными для различных водных объектов или их нужно считать региональными [5].

Кроме того, в настоящее время в подавляющем большинстве экспериментов информацию о связи

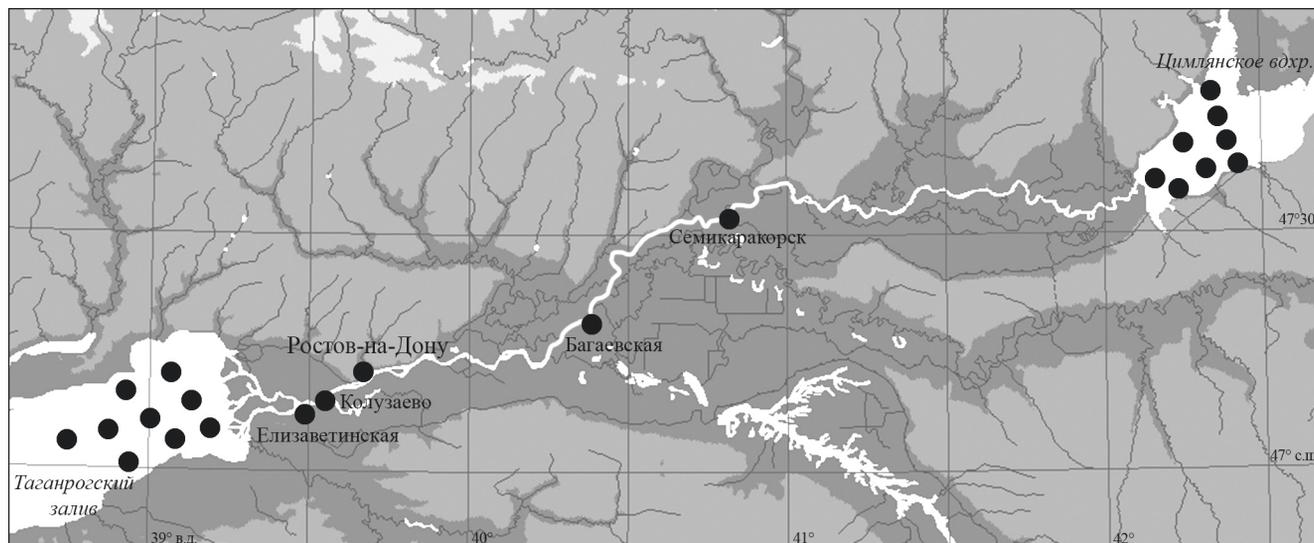
физических (излучательных) свойств экосистемы с ее аналитически определенными концентрациями получают с помощью аппаратуры, установленной на спутниках Земли. В этом случае необходимым элементом в алгоритме решения обратной задачи – восстановлении аналитических данных по спектрометрическим – является атмосферная коррекция спектрометрической информации, а, насколько нам известно, этот элемент дешифрирования вносит дополнительную и часто недостаточно корректно учитываемую погрешность в результаты оценки искомой концентрации.

Цель настоящей работы – установить возможности построения биооптической модели (БОМ) Нижнего Дона на основе многолетних спектрометрических съемок нижнего уровня, не подверженных атмосферной коррекции, исследовать устойчивость этой модели для различных гидрологических сезонов и участков водного объекта типа «протяженного участка зарегулированной реки средних размеров».

В рамках указанной цели решали три задачи различной направленности. Во-первых, сопоставили БОМ, полученные на верхнем (спутниковом) и нижнем (судовом) уровне. Во-вторых, насколько однородна по оптическим свойствам водная экосистема Нижнего Дона, включая припотоинную часть Цимлянского водохранилища и устьевую часть Таганрогского залива Азовского моря. В-третьих, устойчива ли эта модель для различных гидрологических сезонов.

## МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

**Водный объект, пространственные и временные аспекты.** Для изучения спектральных характеристик и информативности протяженного водного объекта выбран типичный для юга России водный объект II типа, с «мутными, продуктивными водами», по классификации [6]: р. Дон в ее нижнем



**Рис. 1.** Схема Нижнего Дона. Точками отмечены станции наблюдения.  
**Fig. 1.** Diagram of the Lower Don. Dots mark observation stations.

течении. Нижний Дон в значительной мере можно рассматривать как изолированную водную экосистему, так как со времени возведения Цимлянского гидроузла в 1952 г. была утрачена связь массопереноса осадочного вещества со Средним и Верхним Доном [7]. На Нижнем Дону возведено нескольких низконапорных плотин, что нарушило естественность речного стока. В Нижний Дон впадают реки Северский Донец, Сал, Маныч, несущие до 50 % неочищенных сточных вод. Репрезентативность выборки обеспечивали данными спектрометрических съемок приплотинного плеса Цимлянского водохранилища и устьевой области Дона, включающей отмелевую часть Таганрогского залива, доходящую до ст. Раздорская [8].

Схема Нижнего Дона с местами отбора проб приведена на рисунке 1.

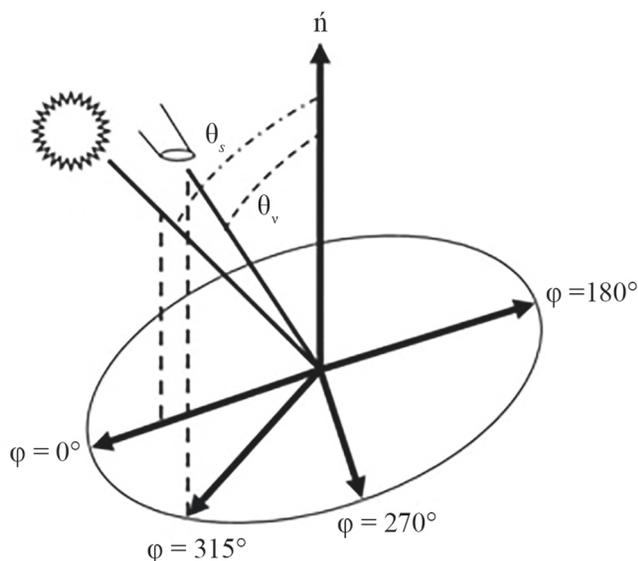
Работы проводили в течение нескольких лет во время «открытой воды» с различной периодичностью на различных участках, начиная с марта и заканчивая ноябрем. Основной объем данных получен при съемке и отборе проб с мостового перехода р. Дон ниже г. Ростова-на-Дону, в вершине дельты р. Дон, расположенной в 6 км ниже г. Ростова-на-Дону [9], с периодичностью 15–25 суток. Кроме того, ряд съемок проведен в рукавах р. Дон и на отдельных застойных участках в период интенсивного летнего цветения фитопланктона. В Таганрогском заливе и на Цимлянском водохранилище съемки вели с борта судна. В соответствии с требованиями к условиям съемки [10] спектрометрические измерения проводили в основном в сол-

нечную погоду в дневное время, при зенитном угле Солнца не менее 45°. СКСЯ, полученные с нарушением приведенных в руководящем документе [10] условий, имеют определенную информационную ценность, но для построения БОМ включены не были.

**Аппаратура и методы получения первичной информации.** Дистанционную съемку проводили спектрометром S41 (SolarLS, Беларусь). Спектральный диапазон прибора 389–808 нм, разрешение 1,8 нм, яркость восходящего от воды излучения одновременно регистрируется в 512 каналах с помощью многоканального детектора фирмы «Hamamatsu». Диспергирующий элемент – дифракционная решетка. Перед объективом спектрометра расположена трубка Гершуна (коллиматор со сменными насадками, позволяющий реализовать угловое расхождение объектива от 1 до 14°). Для съемки использовали диафрагму, реализующую 6°.

Последовательность проведения спектрометрических измерений изложена в работе [10]. Высота расположения спектрометра на мостовом переходе составляла более 30 м. В ряде случаев съемку проводили с причала с высоты 2–3 м. На Цимлянском водохранилище и в Таганрогском заливе съемку и отбор проб проводили с борта судна с высоты 2–3 м.

Схема «геометрии съемки» представлена на рисунке 2. В соответствии с рекомендациями работы [11] понятие «за солнцем», использованное в руководящем документе [10], было уточнено и пояснено на рисунке 2, где  $\theta_v = 45^\circ$  и менее,  $j = 315 \pm 5^\circ$ .



**Рис. 2.** Геометрическая схема съемки, где  $\theta$  – азимутальный и  $j$  – полярный углы наблюдения (расположения объектива спектрометра),  $\theta_s$  – зенитный угол солнца,  $\theta_v$  – угол наблюдения.  
**Fig. 2.** Geometric survey scheme, where  $\theta$  is the azimuthal and  $j$  – polar viewing angles (location of the spectrometer lens),  $\theta_s$  is the zenith angle of the sun, and  $\theta_v$  is the angle of observation.

Коэффициент спектральной яркости восходящего от воды излучения (КСЯ) ( $R_{rs}$ , в отечественной литературе  $\rho_\lambda$ ), на длине волны  $\lambda$  в направлении  $\theta, j$  в общем виде определяется как:

$$R_{rs}(\theta, j, \lambda) = L_\omega(\theta, j, \lambda) / E_d(\lambda), \quad (1)$$

где  $L_\omega$  – яркость восходящего от воды излучения в направлении датчика;  $\theta, j, E_d = \pi E_0$  – яркость света, отраженного идеальным рассеивателем, или облученность,  $E_0$  – освещенность поверхности воды [11–13]. Ниже геометрические условия съемки не приводим и указываем только длину волны КСЯ в видимой области от 400 до 750 нм, например  $\rho_{700}$ . При представлении графика КСЯ по длинам волн в видимой области спектра используем понятие спектра КСЯ (СКСЯ).

В отдельных измерениях использована уточненная формула для расчета КСЯ:

$$R_{rs} = (L_t - qL_s) / \left( \frac{\pi}{R_g} L_g \right), \quad (2)$$

где  $L_t$  – яркость поверхности водоема в направлении датчика;  $L_s$  – яркость неба;  $L_g$  – та часть  $L_s$ , которая отражается от поверхности эталона в направлении датчика;  $R_g$  – характеристика отражательной способности эталона;  $q$  – *ad hoc* коэффициент пропорциональности, связывающий яркость, измеренную при направлении датчика «в небо», и яркость, отраженную поверхностью водоема [11], принятый равным 0,028.

При съемке с мостовых переходов измерения СКСЯ проводили не менее чем в трех пунктах: над фарватером реки и посередине между фарватером и каждым из берегов. В большинстве съемок количество пунктов спектрометрических измерений увеличивали до пяти. Для исключения случайных погрешностей каждый спектр восходящего от воды излучения и эталона снимали не менее 5–7 раз. Спектры «неба» снимали на отдельных станциях двумя методами: «в тени» от эталона и непосредственно неба при направлении объектива спектрометра в надир, исключая попадание солнечных лучей непосредственно в объектив.

Синхронно с проведением спектрометрической съемки с участка водного объекта, попадающего в поле зрения спектрометра, с глубины около 0,5 м отбирали пробы воды эмалированной емкостью объемом около 0,005 м<sup>3</sup>.

Фильтрация проб для последующего определения  $C_{chl a}$  и фиксацию проб для определения концентрации хлорофилла  $a$  фитопланктона проводили в лабораторных (иногда в полевых) условиях. Фильтры подсушивали, укладывали в чашку Петри и помещали в морозильную камеру для последующего приготовления экстрактов и дальнейших оптических измерений и расчетов в лабораторных условиях [14; 15].

Время «рассинхронизации» в большинстве случаев составляло не более 1 минуты, однако при отборе проб с высоты мостового перехода, около 30 м, это время увеличивалось до 2–3 минут и более.

## РЕЗУЛЬТАТЫ

**Построение биооптической модели.** Исследование, связанное с расчетом КСЯ без учета яркости неба (выражение (1)) и с учетом этой яркости (выражение (2)), показало, что погрешность в расчете в худшем случае достигает 1 %, в остальных случаях эта погрешность пренебрежимо мала. Возможно, это связано с выбором условий съемки: солнечная, чаще всего безоблачная погода, – но все использованные нами расчеты КСЯ выполнены с использованием формулы (1) «без учета неба».

В связи с тем, что при построении БОМ исследовали возможность построения универсальной модели, пригодной для оценки концентрации хлорофилла  $a$  в реальном времени в любой сезон и на любом участке Нижнего Дона, использованы данные измерений всех съемок, проведенных в течение

2010–2016 гг. Количество съемок по годам и участкам водного объекта представлено в таблице 1.

Все СКСЯ и величины концентраций хлорофилла *a* фитопланктона собраны в «Базе спектрометрических данных высокого разрешения по водным объектам юга России», зарегистрированной Федеральным институтом промышленной собственности [16]. На рисунке 3 представлены типичные СКСЯ, использованные при построении БОМ.

БОМ строили в координатах  $C_{xla}$ ,  $RP$ , где  $RP$  – радиационный параметр – математическое выражение, составленное из КСЯ, измеренных в каналах на различных длинах волн, например,  $\rho_{708}$  – КСЯ, измеренный в канале с центром на длине волны 708 нм. Ширину канала и его положение выбирали соответствующим ширине канала современного спектрометра OLCI, равной 10 нм.

В связи с тем, что проблема с выбором каналов обсуждалась в различных публикациях [17], и, более того, в настоящее время общедоступна информация по аппаратуре OLCI, установленной на природоресурсных спутниках семейства SENTINEL-3, для исследования были выбраны два варианта  $RP$ :

$$\text{двухканальный с } RP = \rho_{708} / \rho_{665} \quad (3)$$

$$\text{и трехканальный с } RP = \left( \frac{1}{\rho_{665}} - \frac{1}{\rho_{708}} \right) \times \rho_{754}. \quad (4)$$

На рисунках 4 и 5 представлены БОМ, полученные по данным съемок Нижнего Дона в виде линейной регрессии:

$$C_{xla} = a(RP) + b, \quad (5)$$

рассчитанные по уравнениям (3) и (4) соответственно.

При построении БОМ использованы значения 244 СКСЯ и концентраций хлорофилла *a* фитопланктона, определенные в синхронно отобранных пробах воды.

В результате для Нижнего Дона получены двухканальная и трехканальная БОМ соответственно:

$$C_{xla} (2) = 62,15(RP) - 40,67 \quad (6)$$

при  $R^2 = 0,83$ ,  $\sigma = 8,07$  мг/м<sup>3</sup>,

$$C_{xla} (3) = 130,34(RP) + 20,575 \quad (7)$$

при  $R^2 = 0,81$ ,  $\sigma = 8,64$  мг/м<sup>3</sup>.

Кроме коэффициентов *a* и *b* (уравнение (5)) для каждого из уравнений приведены коэффициенты

**Таблица 1.** Количество СКСЯ, использованных при построении БОМ Нижнего Дона, в 2010–2016 гг.

**Table 1.** The number of remote sensing reflectance spectra used in the construction of the Lower Don bio-optical model in 2010–2016

Участок водного объекта и время съемок Water body part and data collection dates	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016
Цимлянское водохранилище Tsimlyansk Reservoir VIII, X.2011; VI, X.2012; VI, VIII.2013		12	10	14			
Таганрогский залив Taganrog Bay III, VI.2016							22
Река Дон, х. Колузаево, пирс Don River, Koluzayevo vill., pier VIII.2010	10						
Река Дон, ст. Елизаветинская, протока Казачий Ерик Don River, Elizavetinskaya vill., Kazachiy Erik duct VIII.2010	10						
Река Дон, г. Ростов-на-Дону, Западный мост Don River, Rostov-on-Don, West Bridge III–XI.2010–2015	10	39	29	33	22	29	
Река Дон, г. Семикаракорск Don River, Semikarakorsk town V.2015; IX.2016						2	
Река Дон, ст. Багаевская Don River, Bagaevskaya vill. V.2015; X.2016						2	

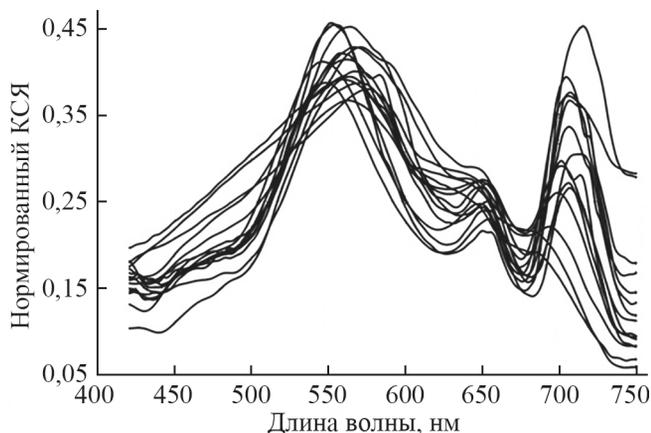


Рис. 3. Типичные КСЯ Нижнего Дона.

Fig. 3. Typical remote sensing reflectance spectra of the Lower Don.

достоверности  $R^2$  и среднеквадратичное отклонение  $\sigma$ :

$$\sigma = \sqrt{\sum_1^n \frac{(C_{chl a} - C_{chl a, an})^2}{n}}$$

### ОБСУЖДЕНИЕ

Основной результат состоит в сборе и обобщении многолетней уникальной спектрометрической и параллельно аналитической информации, представленной в базе данных [16]. Наличие специализированной и пополняемой базы данных позволило построить универсальную БОМ Нижнего Дона, дающую возможность по данным спектрометриче-

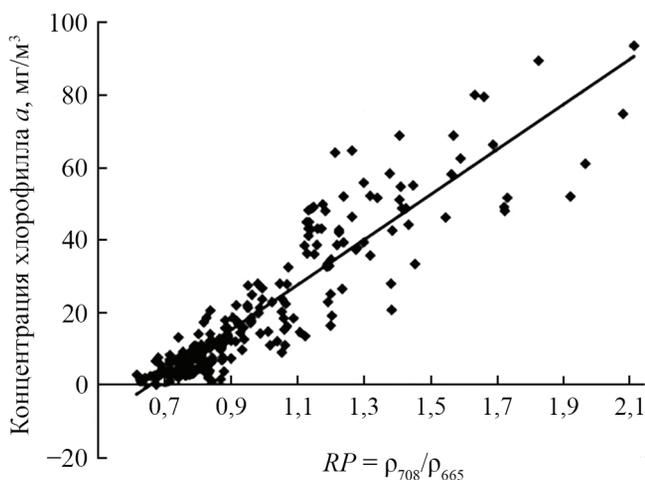


Рис. 4. Биооптическая модель для оценки концентрации хлорофилла  $a$  фитопланктона в Нижнем Дону по уравнению (3),  $R^2 = 0,83$ .

Fig. 4. A bio-optical model for assessing the phytoplankton chlorophyll  $a$  concentration in the Lower Don according to the equation (3),  $R^2 = 0.83$ .

ской съемки оперативно оценивать концентрацию хлорофилла  $a$  фитопланктона в любой гидрологический сезон на любом участке водного объекта. Коэффициент детерминации  $R^2 = 0,83$  в двухканальной модели (3) и  $R^2 = 0,81$  в трехканальной (4) подтверждает хорошее соответствие найденной связи излучательных свойств фитопланктона его концентрации, полученной из аналитических определений. (Модели с коэффициентом детерминации 0,8 признают «достаточно хорошими» (коэффициент корреляции превышает 0,9). При коэффициенте детерминации, равным 1, между переменными наблюдается функциональная зависимость.)

В литературе имеются сведения, позволяющие сравнить полученные нами БОМ с данными синхронного подспутникового эксперимента для Таганрогского залива Азовского моря, проведенного в апреле, июле, сентябре и октябре 2008 г. [18]. Такое сравнение корректно лишь относительно, со множеством оговорок. Во-первых, сравниваем БОМ, полученные с верхнего (спутникового) уровня [18] с данными нижнего уровня. Но хорошо известно, что данные верхнего уровня получают с использованием процедуры атмосферной коррекции, погрешность которой и по спектру, и по пространству трудно оценить, хотя такая процедура для ряда спектрометров регламентирована [19]. Во-вторых, в наших данных количество станций в Таганрогском заливе составляет всего лишь 22, общее же количество данных при построении БОМ ((6) и (7)) более 240. При этом в заливе проведена лишь одна съемка, в одну ограниченную гидрологическую фазу, тогда как все наши данные охватывают различные гидрологические сезоны.

Для Таганрогского залива, по нашим ограниченными (22 станции) данным, получаем:

$$C_{chl a} (2) = 66,937(RP) - 43,92$$

при  $R^2 = 0,78$ ,  $\sigma = 3,38$  мг/м<sup>3</sup>.

Для Таганрогского залива, по работе [18]:

$$C_{chl a} (2) = 61,324(RP) - 37,94$$

при  $R^2 = 0,97$ ,  $\sigma = 6,04$  мг/м<sup>3</sup>.

Как видно, совпадение сравниваемых БОМ удовлетворительное. Иначе обстоит дело с трехканальной моделью (4), где для нормировки (учета влияния всех, помимо хлорофилла  $a$ , компонентов) используют КСЯ на длине волны 754 нм.

Для Таганрогского залива, по нашим ограниченными данным:

$$C_{chl a} (3) = 130,06(RP) + 25,391$$

при  $R^2 = 0,79$ ,  $\sigma = 3,47$  мг/м<sup>3</sup>.

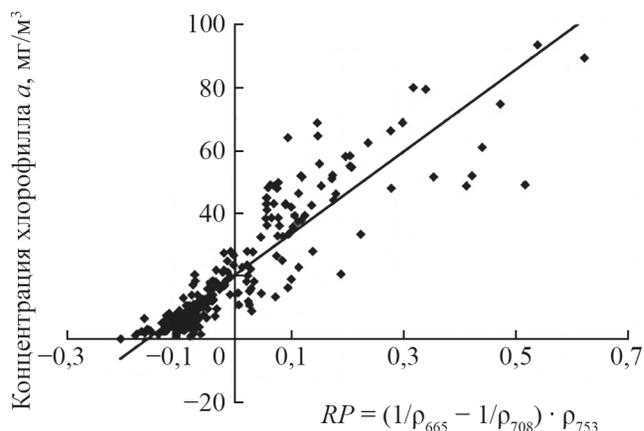
По работе [18]:

$$C_{xla} (3) = 232,29(RP) + 23,174$$

при  $R^2 = 0,95$ ,  $\sigma = 6,68$  мг/м<sup>3</sup>.

В трехканальной модели приблизительно такие же коэффициенты  $R^2$  и  $\sigma$ , как и в двухканальной, но практически вдвое меньший коэффициент  $a$  для нашей модели: 130,34 вместо 232,29 [18]. Различие в наклоне БОМ, на наш взгляд, может быть объяснено именно последствиями неточной атмосферной коррекции, значительно увеличивающейся по краям видимого диапазона спектра, в области 740–750 нм [20]. Следует обратить внимание на величину  $\sigma$  для выборочной БОМ Таганрогского залива: это отклонение почти в 3 раза меньше, чем для обобщенной БОМ. Такое значение  $\sigma$  объясняется тем, что данные нашей съемки в заливе были получены в течение одних суток на ограниченной акватории и видовой состав фитопланктона был однороден (при различных концентрациях). По данным этой съемки построена отдельная регрессия (БОМ), в которой коэффициенты  $a$  и  $b$  (5) отличаются от общей БОМ, но незначительно (рис. 6). Также незначительно отличаются эти коэффициенты и для регрессий, построенных по данным других локальных экспериментов. Сводка таких локальных БОМ представлена в таблице 2.

Но БОМ, построенная по совокупности данных за 6 лет для всех участков Нижнего Дона, практически совпадает с БОМ из работы [18], хотя и с несколько меньшим коэффициентом детерминации  $R^2$ : 0,83 вместо 0,97.



**Рис. 5.** Биооптическая модель для оценки концентрации хлорофилла  $a$  фитопланктона в Нижнем Дону по уравнению (4),  $R^2 = 0,81$ .

**Fig. 5.** A bio-optical model for assessing the phytoplankton chlorophyll  $a$  concentration in the Lower Don according to the equation (4),  $R^2 = 0.81$ .

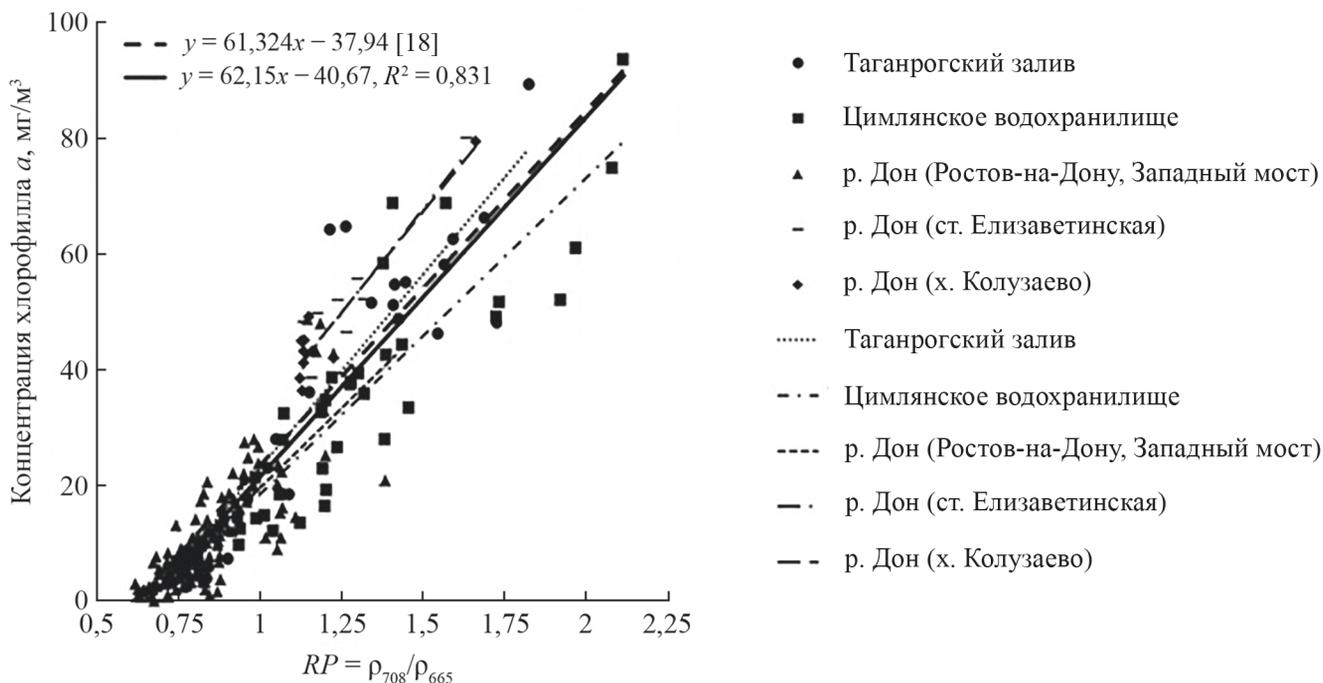
Вместе с тем можно было бы ожидать, что коэффициент детерминации мог быть и выше при таком количестве измерений. Остановимся на причинах такого разброса экспериментальных данных относительно полученной зависимости. На наш взгляд, их несколько.

Во-первых, тело водного объекта, которое формирует регистрируемый спектрометром сигнал, для Нижнего Дона, по грубым оценкам, составляет около 3–5 м<sup>3</sup>. (Площадь водной поверхности с высоты 30 м при угле зрения 6° составляет около 7 м<sup>2</sup>; считая, что сигнал формируется в слое, не превы-

**Таблица 2.** Локальные БОМ для различных участков Нижнего Дона (двухканальный алгоритм (3)).  $N$  – количество полученных спектров КСЯ,  $n$  – число экспедиций

**Table 2.** Local bio-optical models for various sections of the Lower Don (two-wave algorithm (3)).  $N$  – the number of obtained reflectances,  $n$  – the number of expeditions

Участок водного объекта Water body part	Локальная БОМ Local bio-optical model	$N / n$	$R^2$	$\sigma$
Цимлянское водохранилище Tsimlyansk reservoir	$C_{xla} = 54,657(RP) - 36,168$	36/3	0,76	4,42
Таганрогский залив Taganrog Bay	$C_{xla} = 66,937(RP) - 43,92$	22/1	0,78	3,38
Река Дон, х. Колузаево, пирс Don River, Koluzayevo vill., pier	$C_{xla} = 72,275(RP) - 40,505$	10/1	0,90	2,83
Река Дон, ст. Елизаветинская, протока Казачий Ерик Don River, Elizavetinskaya vill., Kazachiy Erik duct	$C_{xla} = 69,636(RP) - 37,071$	10/1	0,81	2,68
Река Дон, г. Ростов-на-Дону, Западный мост Don River, Rostov-on-Don, West Bridge	$C_{xla} = 55,149(RP) - 35,601$	162/60	0,68	4,34
Обобщенная БОМ Generalized bio-optical model	$C_{xla} = 62,15(RP) - 40,67$	244	0,83	8,07



**Рис. 6.** Обобщенная БОМ и локальные БОМ для отдельных участков Нижнего Дона. Параметры локальных БОМ – в таблице 2.  
**Fig. 6.** Generalized bio-optical model and local bio-optical models for individual regions of the Lower Don. Parameters of local bio-optical models - see Table 2.

шающем глубину видимости белого диска Секки, изменяющегося в пределах 0,4–1,5 м, в среднем 0,7 м, получим величину от 2,8 до 10,5 м³.) При съемке с борта судна этот объем составляет около 1 м³. Объем отбираемой пробы воды меньше указанного примерно в 500 раз. Экспериментальные работы на мезокосмах приблизительно такого же объема показали, что в случае с мезокосмами, из которых отбирали пробы воды из разных их частей, концентрация фитопланктона изменялась до 25 %. Строго выполнить оценку для подвижных природных вод затруднительно, но изменение концентрации фитопланктона по объему воды, попавшему в поле зрения спектрометра, по нашим оценкам, не может быть менее 5–10 %.

Во-вторых, погодные условия. Идеальные условия синхронного эксперимента реализуются при небольшом волнении, когда происходит перемешивание поверхностного слоя водного объекта до глубины диска Секки. Безветренная погода, при которой фитопланктон скапливался на поверхности, требует проведения ряда манипуляций при съемках с борта судна на водохранилище и вызывает неконтролируемые помехи при работе с мостовых переходов с высоты около 30 м. Мы наблюдали погрешность в аналитически определенных концентрациях в отобранных пробах воды более чем в 2 раза

при одинаковых  $RP$  (по СКСЯ). В ветреную погоду отбор проб с заданной глубины крайне затруднен.

В-третьих, безусловно, хлорофилл  $a$  фитопланктона является объективной характеристикой любого фитопланктона, но сезонная изменчивость последнего и сезонное соотношение с другими оптически активными компонентами в течение года сильно меняется, поэтому построение единой БОМ для всего водного объекта в течение всего безледного сезона представляется задачей по меньшей мере нетривиальной.

И, наконец, одна из причин больших погрешностей при определении малых концентраций хлорофилла  $a$  фитопланктона кроется в физической природе формирования СКСЯ при больших концентрациях взвешенных веществ. В этом случае возможна ситуация, при которой яркость восходящего излучения на длине волны около 700 нм определяется в значительной степени за счет рассеяния взвешенными веществами, образуя «ложный» сигнал, который можно приписать хлорофиллу. Такая ситуация реализуется во время весеннего половодья, в период смены доминирующих отделов фитопланктона; на Нижнем Дону это июнь.

Все перечисленные причины приводят к тому, что построить БОМ для водного объекта с меняющимися гидрологическими и погодными условия-

ми можно только при получении большого экспериментального материала и его тщательной обработке. В результате статистические характеристики обобщенной БОМ несколько хуже, чем локальных БОМ, полученных в отдельных экспериментах с заведомо однородными условиями нахождения фитопланктона на ограниченном участке водного объекта.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, по данным многолетних дистанционных спектрометрических измерений, проведенных на нижнем уровне синхронно с отбором проб воды, и результатам аналитического определения концентрации хлорофилла *a* фитопланктона создана специализированная база данных для Нижнего Дона. Собранные в базе данных информация позволила построить обобщенную БОМ

этого водного объекта. Параметры обобщенной модели совпадают с аналогичными параметрами БОМ, построенной по результатам спутниковой информации (верхнего уровня) для Таганрогского залива Азовского моря. Это указывает на единство экосистемы Нижнего Дона и, как минимум, Таганрогского залива Азовского моря. Детальный анализ данных, используемых при построении БОМ, показывает, что для отдельных участков этого водного объекта в различные гидрологические сезоны локальные БОМ могут незначительно отличаться от обобщенной БОМ. Однако даже с учетом этих отличий для целей оперативного мониторинга водных объектов оценка концентрации хлорофилла *a* фитопланктона по дистанционным спектрометрическим измерениям в реальном времени может оказаться более приемлемой, чем определение этого показателя в отбираемых пробах воды.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Федоров В.Д. 1975. Биологический мониторинг: обоснование и опыт организации. *Гидробиологический журнал*. 11(5): 163–178.
2. Сухоруков Б.Л., Гарбузов Г.П., Никаноров А.М. 2000. Оценка состояния водных объектов по спектрам коэффициента яркости. *Водные ресурсы*. 27(5): 579–588.
3. Сухоруков Б.Л., Ковалева Г.Е., Новиков И.В. 2017. Оценка трофности водных объектов по данным дистанционной спектрометрии высокого разрешения видимого диапазона электромагнитного спектра. *Водные ресурсы*. 44(1): 79–90. doi: 10.7868/S0321059617010199
4. Сухоруков Б.Л., Никаноров А.М. 2005. Цикличность внутриводоемных процессов по данным дистанционной спектрометрии в эвтрофных водоемах. *Доклады Академии наук*. 400(3): 378–381.
5. Gitelson A.A., Gurlin D., Moses W.J., Berdnikov S.V., Saprygin V. 2011. Close range, aircraft and satellite monitoring trophic status of inland, estuarine and coastal waters. In: *AGU Fall Meeting Abstracts (San Francisco, USA, 5 December 2011)*. Vol. 1: 04.
6. Morel A., Prieur L. 1977. Analysis of variations in ocean color. *Limnology and Oceanography*. 22(4): 709–722. doi: 10.4319/lo.1977.22.4.0709
7. Бессонов О.А., Белова С.Л., Водолазкин Д.И., Кикина О.Г., Казмина Л.Н., Ломакина Л.В., Рылькова Н.Ф., Садчиков А.П., Трофимчук О.А., Чердынцева Л.М., Чернышова И.В. 1991. *Биогеохимический цикл тяжелых металлов в экосистеме Нижнего Дона (коллективная монография)*. Ростов н/Д, Изд-во Ростовского университета: 112 с.
8. *Водная экосистема Нижнего Дона: Многолетние изменения качества воды*. 2006. СПб., Гидрометеиздат: 308 с.
9. Михайлов В.Н. 1997. *Устья рек России и сопредельных стран: прошлое, настоящее и будущее*. М., ГЕОС: 413 с.
10. *РД 52.24.729-2010. Дистанционная спектрометрическая съемка водных объектов в видимом диапазоне волн с моновых переходов*. 2010. Ростов н/Д: 23 с.
11. Mobley C.D. 1999. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. *Applied Optics*. 38(36): 7442–7455. doi: 10.1364/AO.38.007442
12. Шифрин К.С. 1983. *Введение в оптику океана*. Л., Гидрометеиздат: 280 с.
13. Копелевич О.В. 1983. *Оптика океана. Т.1. Физическая оптика океана*. М., Наука: 371 с.
14. Абакумов В.А., Бубнова Н.П., Холикова Н.И., Горидченко Т.П., Лиера Р.А., Свирская Н.Л., Ганьшина Л.А., Семин В.А., Хромов В.М., Никитин Д.И., Катанская В.М., Распопов И.М. 1983. *Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений*. Л., Гидрометеиздат: 240 с.
15. Ritchie R.J. 2008. Universal chlorophyll equations for estimating chlorophylls *a*, *b*, *c*, and *d* and total chlorophylls in natural assemblages of photosynthetic organisms using acetone, methanol, or ethanol solvents. *Photosynthetica*. 46(1): 115–126. doi: 10.1007/s11099-008-0019-7
16. Сухоруков Б.Л., Новиков И.В., Ковалёва Г.Е., Решетняк Н.В. *Свидетельство о государственной регистрации базы данных № 2018620272 «База спектрометрических данных высокого разрешения по водным объектам юга России»*. Заявка № 2017621561, дата подачи заявки 25.12.2017. Опубликовано 14.02.2018. Бюл. № 2. Патентообладатели: ФГБУ «ГХИ», ФГБУ ИВП РАН.
17. Dekker A.G., Malthus T.J., Wijnen M.M., Seyhan E. 1992. The effect of spectral bandwidth and positioning on the spectral signature analysis of inland waters. *Remote Sensing of Environment*. 41(2–3): 211–225. doi: 10.1016/0034-4257(92)90079-Y
18. Moses W.J., Gitelson A.A., Berdnikov S., Saprygin V., Povazhnyi V. 2012. Operational MERIS-based NIR-red

- algorithms for estimating chlorophyll-a concentrations in coastal waters - The Azov Sea case study. *Remote Sensing of Environment*. 121: 118–124. doi: 10.1016/j.rse.2012.01.024
19. Moore G.F., Aiken J., Lavender S.J. 1999. The atmospheric correction of water colour and the quantitative retrieval of suspended particulate matter in Case II waters: Application to MERIS. *International Journal of Remote Sensing*. 20(9): 1713–1733. doi: 10.1080/014311699212434
20. Moses W.J., Saprygin V., Gerasyuk V., Povazhnyy V.V., Berdnikov S., Gitelson A.A. 2019. OLCI-based NIR-red models for estimating chlorophyll-a concentration in productive coastal waters—a preliminary evaluation. *Environmental Research Communications*. 1(1): 011002. doi: 10.1088/2515-7620/aaf53c
- mostovyykh perekhodov. [Regulatory Document 52.24.729-2010. *Remote spectrometry of water bodies in visible band from river crossings*]. 2010. Rostov-on-Don: 23 p. (In Russian).
11. Mobley C.D. 1999. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. *Applied Optics*. 38(36): 7442–7455. doi: 10.1364/AO.38.007442
12. Shifrin K.S. 1983. *Vvedenie v optiku okeana. [Introduction to Ocean Optics]*. Leningrad, Gidrometeoizdat: 280 p. (In Russian).
13. Kopelevich O.V. 1983. *Optika okeana. T. 1. Fizicheskaya optika okeana. [Ocean Optics. Vol. 1. Physical Ocean Optics]*. Moscow, Nauka: 371 p. (In Russian).
14. Abakumov V.A., Bubnova N.P., Kholikova N.I., Goridchenko T.P., Liepa R.A., Svirskaya N.L., Gan'shina L.A., Semin V.A., Khromov V.M., Nikitin D.I., Katanskaya V.M., Raspopov I.M. 1983. *Rukovodstvo po metodam gidrobiologicheskogo analiza poverkhnostnykh vod i donnykh otlozheniy. [Guidelines for hydrobiological analysis of surface water and bottom sediments]*. Leningrad, Gidrometeoizdat: 240 p. (In Russian).
15. Ritchie R.J. 2008. Universal chlorophyll equations for estimating chlorophylls *a*, *b*, *c*, and *d* and total chlorophylls in natural assemblages of photosynthetic organisms using acetone, methanol, or ethanol solvents. *Photosynthetica*. 46(1): 115–126. doi: 10.1007/s11099-008-0019-7
16. Sukhorukov B.L., Novikov I.V., Kovalyova G.E., Reshetnyak N.V. *Svidetel'stvo o gosudarstvennoy registratsii bazy dannykh № 2018620272 "Baza spektrometricheskikh dannykh vysokogo razresheniya po vodnym ob"ektam yuga Rossii"* [Certificate of state registration of the database No. 2018620272 "Database of high-resolution spectrometric data on water bodies of the south of Russia"]. Application number 2017621561, the date of application 25 December 2017. Published 14 February 2018. Applicants and rights holders Hydrochemical Institute and Water Problems Institute of the Russian Academy of Sciences.
17. Dekker A.G., Malthus T.J., Wijnen M.M., Seyhan E. 1992. The effect of spectral bandwidth and positioning on the spectral signature analysis of inland waters. *Remote Sensing of Environment*. 41(2–3): 211–225. doi: 10.1016/0034-4257(92)90079-Y
18. Moses W.J., Gitelson A.A., Berdnikov S., Saprygin V., Povazhnyi V. 2012. Operational MERIS-based NIR-red algorithms for estimating chlorophyll-a concentrations in coastal waters - The Azov Sea case study. *Remote Sensing of Environment*. 121: 118–124. doi: 10.1016/j.rse.2012.01.024
19. Moore G.F., Aiken J., Lavender S.J. 1999. The atmospheric correction of water colour and the quantitative retrieval of suspended particulate matter in Case II waters: Application to MERIS. *International Journal of Remote Sensing*. 20(9): 1713–1733. doi: 10.1080/014311699212434
20. Moses W.J., Saprygin V., Gerasyuk V., Povazhnyy V.V., Berdnikov S., Gitelson A.A. 2019. OLCI-based NIR-red models for estimating chlorophyll-a concentration in productive coastal waters—a preliminary evaluation. *Environmental Research Communications*. 1(1): 011002. doi: 10.1088/2515-7620/aaf53c

## REFERENCES

1. Fedorov V.D. 1975. [Biological monitoring: rationale and experience of the organization]. *Gidrobiologicheskii zhurnal*. 11(5): 163–178. (In Russian).
2. Sukhorukov B.L., Garbuzov G.P., Nikanorov A.M. 2000. Estimating the ecological conditions of water bodies from the spectra of brightness coefficient. *Water Resources*. 27(5): 529–537.
3. Sukhorukov B.L., Kovaleva G.E., Novikov I.V. 2017. Assessing the trophic state of water bodies by high-resolution remote spectrometry in visible band. *Water Resources*. 44(1): 117–127. doi: 10.1134/S0097807817010183
4. Sukhorukov B.L., Nikanorov A.M. 2005. Cyclic patterns of intrabasin processes inferred from remote sensing spectrometry in eutrophic basins. *Doklady Earth Sciences*. 400(1): 132–135.
5. Gitelson A.A., Gurlin D., Moses W.J., Berdnikov S.V., Saprygin V. 2011. Close range, aircraft and satellite monitoring trophic status of inland, estuarine and coastal waters. In: *AGU Fall Meeting Abstracts (San Francisco, USA, 5 December 2011)*. Vol. 1: 04.
6. Morel A., Prieur L. 1977. Analysis of variations in ocean color. *Limnology and Oceanography*. 22(4): 709–722. doi: 10.4319/lo.1977.22.4.0709
7. Bessonov O.A., Belova S.L., Vodolazkin D.I., Kikina O.G., Kaz'mina L.N., Lomakina L.V., Ryl'kova N.F., Sadchikov A.P., Trofimchuk O.A., Cherdyntseva L.M., Chernyshova I.V. 1991. *Biogekhimicheskii tsikl tyazhelykh metallov v ekosisteme Nizhnego Dona (kollektivnaya monografiya)*. [Biogeochemical cycle of heavy metals in the Lower Don ecosystem (collective monograph)]. Rostov-on-Don, Rostov University: 112 p. (In Russian).
8. *Vodnaya ekosistema Nizhnego Dona: Mnogoletnie izmeneniya kachestva vody. [Aquatic ecosystem of the Lower Don: Long-term changes in water quality]*. 2006. St Petersburg, Gidrometeoizdat: 308 p. (In Russian).
9. Mikhaylov V.N. 1997. *Ust'ya rek Rossii i sopredel'nykh stran: proshloe, nastoyashchee i budushchee. [River mouths of Russia and neighboring countries: past, present and future]*. Moscow, GEOS: 413 p. (In Russian).
10. *RD 52.24.729-2010. Distantionnaya spektrometricheskaya s"emka vodnykh ob"ektov v vidimom diapazone voln s*

Поступила 30.04.2020