

Федеральный исследовательский центр
«Карельский научный центр
Российской академии наук»

ТРУДЫ

КАРЕЛЬСКОГО НАУЧНОГО ЦЕНТРА РОССИЙСКОЙ АКАДЕМИИ НАУК

№ 3, 2018

Серия ЛИМНОЛОГИЯ

Петрозаводск
2018

Главный редактор
А. Ф. ТИТОВ, член-корр. РАН, д. б. н., проф.

Редакционный совет

А. М. АСХАБОВ, академик РАН, д. г.-м. н., проф.; О. Н. БАХМЕТ (зам. главного редактора), член-корр. РАН, д. б. н.; А. В. ВОРОНИН, д. т. н., проф.; И. В. ДРОБЫШЕВ, доктор биологии (Швеция – Канада); Э. В. ИВАНТЕР, член-корр. РАН, д. б. н., проф.; А. С. ИСАЕВ, академик РАН, д. б. н., проф.; Х. ЙООСТЕН, доктор биологии, проф. (Германия); А. М. КРЫШЕНЬ, д. б. н.; Е. В. КУДРЯШОВА, д. флс. н., проф.; О. Л. КУЗНЕЦОВ, д. б. н.; В. В. МАЗАЛОВ, д. ф.-м. н., проф.; Н. Н. НЕМОВА, член-корр. РАН, д. б. н., проф.; О. ОВАСКАЙНЕН, доктор математики, проф. (Финляндия); О. Н. ПУГАЧЕВ, академик РАН, д. б. н.; С. А. СУББОТИН, доктор биологии (США); Д. А. СУБЕТТО, д. г. н.; Н. Н. ФИЛАТОВ, член-корр. РАН, д. г. н., проф.; Т. Э. ХАНГ, доктор географии (Эстония); П. ХОЛТА, доктор геологии, проф. (Финляндия); К. ШАЕВСКИ, доктор математики, проф. (Польша); В. В. ЩИПЦОВ, д. г.-м. н., проф.

Editor-in-Chief
A. F. TITOV, RAS Corr. Fellow, DSc (Biol.), Prof.

Editorial Council

A. M. ASKHABOV, RAS Academician, DSc (Geol.-Miner.), Prof.; O. N. BAKHMET (Deputy Editor-in-Chief), RAS Corr. Fellow, DSc (Biol.); I. V. DROBYSHEV, PhD (Biol.) (Sweden – Canada); N. N. FILATOV, RAS Corr. Fellow, DSc (Geog.), Prof.; T. E. HANG, PhD (Geog.) (Estonia); P. HÖLTÄ, PhD (Geol.), Prof. (Finland); A. S. ISAEV, RAS Academician, DSc (Biol.), Prof.; E. V. IVANTER, RAS Corr. Fellow, DSc (Biol.), Prof.; H. JOOSTEN, Dr. (Biol.), Prof. (Germany); A. M. KRYSHEN', DSc (Biol.); E. V. KUDRYASHOVA, DSc (Phil.), Prof.; O. L. KUZNETSOV, DSc (Biol.); V. V. MAZALOV, DSc (Phys.-Math.), Prof.; N. N. NEMOVA, RAS Corr. Fellow, DSc (Biol.), Prof.; O. OVASKAINEN, PhD (Math.), Prof. (Finland); O. N. PUGACHYOV, RAS Academician, DSc (Biol.); V. V. SHCHIPTSOV, DSc (Geol.-Miner.), Prof.; S. A. SUBBOTIN, PhD (Biol.) (USA); D. A. SUBETTO, DSc (Geog.); K. SZAJEWSKI, PhD (Math.), Prof. (Poland); A. V. VORONIN, DSc (Tech.), Prof.

Редакционная коллегия серии «Лимнология»

Н. В. ИЛЬМАСТ, д. б. н.; С. Д. ГОЛОСОВ, к. ф.-м. н.; С. Ф. КОМУЛАЙНЕН, д. б. н.; Е. А. КУРАШОВ, д. б. н.; М. ЛЕППЯРАНТА, доктор; Ю. Н. ЛУКИНА, к. б. н.; Л. Е. НАЗАРОВА (зам. ответственного редактора), к. г. н.; Л. А. ПЕСТРЯКОВА, д. г. н.; Т. И. РЕГЕРАНД (ответственный секретарь), к. б. н.; А. РОЗЕНТАУ, доктор; А. В. РЫЖАКОВ, к. х. н.; Д. А. СУБЕТТО (зам. ответственного редактора), д. г. н.; А. Ю. ТЕРЖЕВИК, к. т. н.; Н. Н. ФИЛАТОВ (ответственный редактор), чл.-корр. РАН, д. г. н., проф.; Г. Т. ФРУМИН, д. х. н.

Editorial Board of the Limnology Series

N. V. IL'MAST, DSc (Biol.); S. D. GOLOSOV, PhD (Phys.-Math.); S. F. KOMULAINEN, DSc (Biol.); E. A. KURASHOV, DSc (Biol.); M. LEPPYARANTA, PhD; Yu. N. LUKINA, PhD (Biol.); L. E. NAZAROVA (Deputy Editor-in-Charge), PhD (Geog.); L. A. PESTRYAKOVA, DSc (Geog.); T. I. REGERAND (Executive Secretary), PhD (Biol.); A. ROZENTAU, PhD; A. V. RYZHAKOV, PhD (Chem.); D. A. SUBETTO (Deputy Editor-in-Charge), DSc (Geog.); A. Yu. TERZHEVIK, PhD (Tech.); N. N. FILATOV (Editor-in-Charge), RAS Corr. Fellow, DSc (Geog.), Prof.; G. T. FRUMIN, DSc (Chem.).

ISSN 1997-3217 (печатная версия)
ISSN 2312-4504 (онлайн-версия)

Адрес редакции: 185910 Петрозаводск, ул. Пушкинская, 11
тел. (8142)762018; факс (8142)769600
E-mail: trudy@krc.karelia.ru

Электронная полнотекстовая версия: <http://transactions.krc.karelia.ru>

ГИДРОХИМИЯ И ДОННЫЕ ОТЛОЖЕНИЯ

УДК 556.55

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ И ДОПУСТИМЫЕ БИОГЕННЫЕ НАГРУЗКИ НА ПСКОВСКО-ЧУДСКОЕ ОЗЕРО

П. А. Лозовик¹, Г. Т. Фрумин²

¹ Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, ФИЦ «Карельский научный центр РАН»,
Петрозаводск, Россия

² Российский государственный гидрометеорологический университет, Санкт-Петербург, Россия

Представлено качество воды оз. Псковско-Чудское по материалам многолетних наблюдений. Озеро тяготеет к эвтрофному типу, характеризуется мутной водой и дефицитом кислорода в придонных слоях воды в период зимней и летней стагнации. Проведено нормирование биогенной нагрузки на озеро по его ассимиляционной способности. Современный уровень фосфорной и азотной нагрузок превышает допустимый, и требуется снижение поступления фосфора и азота от точечных и рассеянных источников загрязнения.

Ключевые слова: качество воды; Псковско-Чудское озеро; биогенные элементы; эвтрофирование; ассимиляционная способность; биогенная нагрузка; нормирование антропогенной нагрузки.

P. A. Lozovik, G. T. Frumin. PRESENT-DAY STATE AND PERMISSIBLE NUTRIENT LOADINGS ON LAKE PEIPUS

The quality of water in Lake Peipus (Pskov-Chudskoye) is described according to data from long-term monitoring. The lake tends to be of the eutrophic type, with turbid water and oxygen deficiency in near-bottom water layers during winter and summer stagnation. Permissible nutrient loadings on the lake were defined according to its assimilating capacity. Current phosphorus and nitrogen loadings are above the permissible levels, and P and N supply from point and non-point sources needs to be reduced.

Keywords: water quality; Lake Peipus; nutrients; eutrophication; assimilating capacity; nutrient loading; normative regulation of human impact.

Введение

Псковско-Чудское озеро – четвертый по величине водоем Европы. Его площадь составляет

7955 км², средняя глубина – 7,1 м, объем воды – 25,07 км³, площадь водосбора – 44 265 км², удельный водосбор – 5,6 [Псковско-Чудское озеро..., 2012]. Судя по удельному водосбору,

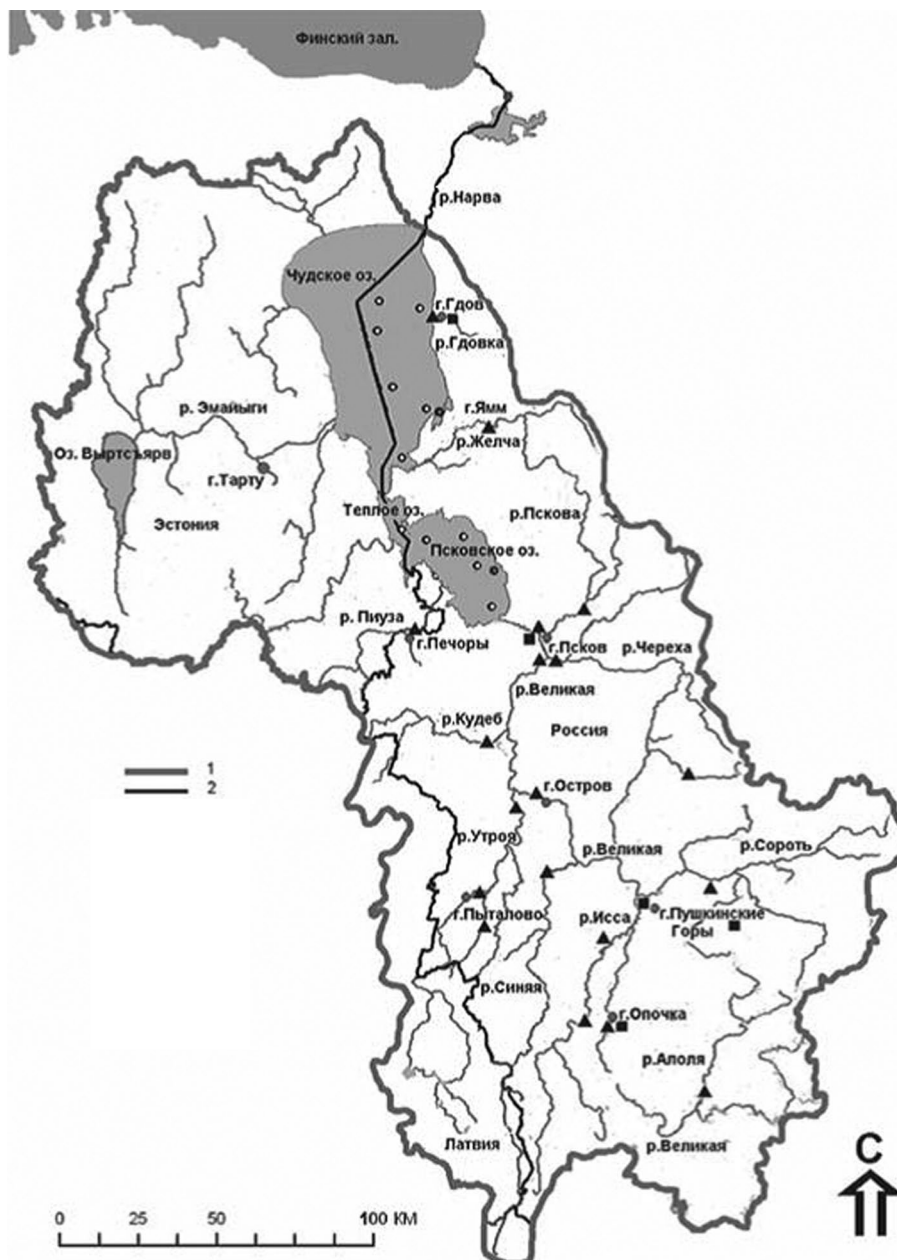


Схема водосбора Псковско-Чудского озера:

1 – границы водосбора, 2 – государственная граница

озеро характеризуется высокой долей атмосферного питания и несущественным эффектом водосборной территории на его режим. Оно условно делится на три части: озера Псковское, Теплое и Чудское (рис.).

Наиболее крупное – оз. Чудское (73 % площади), самое маленькое – Теплое (7 % площади). Объем речного притока в озеро в 2001–2005 гг. составляет 9,23 км³/год, осадки – 2,46, испарение – 1,62, объем стока – 10,07 км³/год. Период водообмена по стоку равняется 2,19 год⁻¹. По последнему показателю озеро можно отнести к малопроточному, и это отражается на внутриводоемных процессах,

способствуя трансформации и образованию вещества в озере. Наиболее крупными притоками являются р. Великая (объем притока 5,77 км³/год) на российской территории и р. Эмайыги на эстонской (объем притока 2,39 км³/год), которые дают 88 % всего речного притока в озеро.

Территориально Псковско-Чудское озеро делится на российскую часть (45 % его площади) и эстонскую (55 %). Оно испытывает значительную антропогенную нагрузку от точечных и рассеянных источников загрязнения. Первые связаны со сбросом сточных вод на его водосборе (города Псков, Гдов, Тарту и другие населенные

пункты). Вторые – диффузные за счет сельскохозяйственных объектов. Хотя сельскохозяйственное производство и в Псковской области, и в Эстонии существенно сократилось, вынос биогенных элементов (БЭ) со стоком рек изменился мало, поскольку для восстановления сельхозугодий требуется значительное время.

Псковско-Чудское озеро является пограничным, и всегда актуальны проблемы использования и охраны его вод. Ими занимается Российско-Эстонская комиссия, в задачу которой входит регулирование всех вопросов, связанных с трансграничным водным объектом. Поэтому целью настоящей работы было оценить современное состояние оз. Псковско-Чудское и установить допустимую биогенную нагрузку на озеро. При подготовке статьи привлекались данные совместных исследований озера Россией и Эстонией, а также опубликованные материалы [Назаров, 1984; Кондратьев и др., 2010; Псковско-Чудское озеро..., 2012].

Оценка современного состояния оз. Псковско-Чудского по материалам многолетних исследований

Особенности геологического строения водосборной территории водоема и антропогенного влияния отражаются на химических показателях его воды. Так, величина минерализации воды озера достигает 225 мг/л, а среди ионов существенно доминируют HCO_3^- и Ca^{2+} (табл. 1). Последнее связано с тем, что притоки озера дренируют древний геологический слой Девон, богатый карбонатами кальция, магния.

Таблица 1. $\Sigma_{\text{и}}$ и ионный состав воды Псковско-Чудского озера (средние значения по данным наблюдений 2001–2005 гг.)

Ион	C, мг/л	C_N , моль-экв/л
Ca^{2+}	37,9	1,893
Mg^{2+}	10,5	0,867
Na^+	5,1	0,220
K^+	2,1	0,055
HCO_3^-	140,9	2,313
SO_4^{2-}	20,2	0,423
Cl^-	8,1	0,227
$\text{A}_{\text{орг}}^-$	-	0,069
NO_3^-	0,2	0,003
$\Sigma_{\text{и}}$	225,0	3,035

Формула Курлова
 $\text{Ca}^{2+}62\text{Mg}^{2+}29\text{Na}+7\text{K}+2$
 $\text{HCO}_3^-76\text{SO}_4^{2-}14\text{Cl}^-7\text{A}_{\text{орг}}^-2$

По содержанию органического вещества (ОВ) оз. Псковско-Чудское относится к мезогумусным, т. е. характеризуется средним его

содержанием. Так, цветность воды озера, по среднемноголетним данным (1950–2006 гг.), – 35 град., химическое потребление кислорода (ХПК) – 29 мгО/л [Псковско-Чудское озеро..., 2012]. К сожалению, определение перманганатной окисляемости (ПО) не приводилось. Если принять ее за 50 % от ХПК, то ПО составит 14,5 мгО/л. В таком случае гумусность воды озера будет следующей: $\text{Hum} = \sqrt{\text{ЦВ} \cdot \text{ПО}} = 22,5 \text{ ед. hum}$. С использованием эм-

пирической формулы: $\rho_{\text{авт}} = \frac{0,62\text{ХПК}}{\sqrt{\text{Hum}}} - 0,35$ [Ло-

зовик и др., 2007] можно оценить содержание автохтонного и аллохтонного ОВ в воде озера: $\rho_{\text{авт}} = 0,62 \cdot 29 / 22,5 - 0,35 = 0,45$, $\rho_{\text{алл}} = 0,55$. Как видно из расчетов, в водоеме близки доли автохтонного и аллохтонного ОВ. Связано это с тем, что озеро характеризуется достаточно замедленным водообменом ($\tau = 2,2$ года), низким удельным водосбором ($\Delta F_{\text{уд}} = 5,6$) и повышенной трофией (эвтрофное). Указанные факторы способствуют накоплению автохтонного ОВ [Лозовик и др., 2007].

Бесспорно, особый интерес представляет распределение и содержание в воде озера биогенных элементов (соединений N, P), от которых во многом зависит уровень его трофии и продуктивность. Так, среднемноголетнее (2001–2005 гг.) содержание $P_{\text{мин}}$ в воде озера – 6 мкг/л, $P_{\text{общ}}$ – 37 мкг/л. В 2015 г. их концентрации были близки к среднемноголетним (6 и 38 мкг/л соответственно). В 2015 г. было определено содержание растворенного $P_{\text{общ}}$, которое в среднем составило 14 мкг/л. Из чего следует, что в воде озера очень велика доля взвешенного фосфора ($P_{\text{взв}} = 38 - 14 = 24$ мкг/л), которая достигает 63 % от $P_{\text{общ}}$. По содержанию $P_{\text{общ}}$ с учетом гумусности воды озеро относится к эвтрофному типу [Лозовик, 2013]. Такую же трофию показывает и содержание Chl A (15 мкг/л) согласно классификации С. П. Китаева [2007].

Весьма интересным и необычным оказалось распределение и содержание форм азота в воде озера в период открытой воды:

$N_{\text{общ}} > N_{\text{орг}} \gg N - \text{NH}_4^+ > N - \text{NO}_3^- \gg N - \text{NO}_2^-$
 $0,67 > 0,53 \gg 0,085 > 0,05 \gg 0,003 \text{ мгN/л.}$

Из всех форм азота преобладает органическая (79 %), на втором месте аммонийная (13 %) и на третьем – нитратная (7 %). Концентрации нитритов весьма низкие, и они намного меньше ПДК для рыбохозяйственных водоемов по NO_2^- (20 мкгN/л). На фоне больших стратифицированных озер Онежского и Ладожского в Псковско-Чудском преобладает $N_{\text{орг}}$. Связано это с тем, что оз. Псковско-Чудское менее

стратифицировано. Средняя глубина в нем – 7,1 м, а в Онего и Ладоге – 30 и 50 м соответственно [Современное состояние..., 1998]. Псковско-Чудское озеро – эвтрофное, все нитраты в период открытой воды идут на развитие первичной продукции, тогда как Онего и Ладога – олиготрофные, низкопродуктивные. И только в зимний период в Псковско-Чудском озере наблюдается накопление нитратов и уменьшение доли $N_{орг}$, $N - NH_4^+$:

$$N_{общ} > N_{орг} > N - NO_3^- \gg N - NH_4^+ \gg N - NO_2^-$$

$$0,86 > 0,56 > 0,26 \gg 0,04 \gg 0,005 \text{ мгN/л.}$$

В этот сезон доля $N_{орг}$ составляет 65 % от $N_{общ}$, NO_3^- – 30 %, NH_4^+ – 5 %. Изменение содержания форм азота зимой по сравнению с другими сезонами года связано с протеканием нитрификации и отсутствием активного потребления NO_3^- .

Важным компонентом озерных экосистем являются литофильные элементы (Al, Fe, Mn и Si), растворимость соединений которых в воде низкая, но они широко распространены в земной коре. Для соединений литофильных элементов характерна высокая седиментация в озерах, и их концентрация в воде озер намного ниже, чем в приточных водах. Так, среднее содержание $Fe_{общ}$ – 0,03 мг/л (2015 г.), Mn – 2,4 мкг/л (2015 г.), Si – 1,0 мг/л (открытая вода 1953–2006 гг.), 1,6 мг/л (зима 1953–2006 гг.). По SiO_2 имеются сезонные отличия: зимой его больше, чем в другие сезоны года. Связано это с регенерацией Si из диатомовых водорослей, захороненных в донных отложениях.

Газовый состав, величина pH и содержание взвешенных веществ в оз. Псковско-Чудском имеют свои особенности, обусловленные функционированием экосистемы озера. Так, насыщение воды кислородом в период открытой воды изменяется в пределах 44–189 % (в среднем 99 %), а зимой – 2–122 % (в среднем на поверхности 95 %, у дна – 33 %). Наименее неудовлетворительный кислородный режим в зимний период в придонных слоях воды в результате потребления O_2 на окисление $ОВ$ в донных отложениях.

Величина pH зимой изменяется в пределах 7,2–8,5 (в среднем 8,0), а в другие сезоны – 7,0–9,4 (в среднем 8,2). В период открытой воды pH выше, чем зимой, и связано это с потреблением углекислого газа планктоном. Судя по величине pH и высокой щелочности воды, концентрация CO_2 в воде озера низкая или он вообще отсутствует. Величина pH в воде озера соответствует зимой области слабощелочных нейтральных вод (pH 7,0–8,2), а в другие сезоны года – больше слабощелочных (8,2–9,4).

Озеро Псковско-Чудское выделяется очень высоким содержанием взвешенных веществ, судя по данным наблюдений в 2015 г. Так, их концентрация изменялась в пределах 2,5–31 мг/л (в среднем 8,6 мг/л из 19 определений). В сравнении с Онего и Ладогой содержание взвеси в воде Псковско-Чудского озера на порядок выше, что связано со значительным ее поступлением с речными водами и, по-видимому, взмучиванием ветром донных отложений на мелководных участках озера.

Из загрязняющих веществ в воде озера в 2015 г. были исследованы нефтепродукты, фенолы, тяжелые металлы (Pb, Cu, Cd). Концентрация нефтепродуктов в большинстве проб (17 из 19) была ниже ($\leq 0,04$ мг/л) ПДК для рыбохозяйственных водоемов. Во всех пробах содержание Pb и Cd было также ниже ПДК. И только Cu было большей частью выше. Последнее скорее не связано с загрязнением озера медью, а обусловлено наличием большого количества взвеси в озере.

С учетом средних концентраций загрязняющих веществ и их региональных ПДК, установленных для водных объектов Карелии [Лозовик, Кулакова, 2014], региональный индекс загрязнения воды ($ИЗВ_{рег}$) составил 0,77, что соответствует категории чистых вод ($ИЗВ_{рег} = 0,2–1,0$).

Таким образом, подводя итоги проведенного анализа современного состояния оз. Псковско-Чудское, можно выделить следующие особенности его гидрохимического режима. В частности, по гумусности озеро соответствует мезогумусному типу, по щелочности и pH – высокощелочностному слабощелочному нейтральному (зимой) или слабощелочному (весной, летом и осенью), по трофности (содержанию $P_{общ}$) – эвтрофному, по концентрации взвешенных веществ – высокомутному, по кислородному режиму: в период открытой воды – с хорошим насыщением воды кислородом, зимой – с удовлетворительным, по содержанию загрязняющих веществ – типу условно чистых.

На основании полученных качественных отличительных признаков можно дать интегральную оценку качества воды путем расчета индекса качества (ИК) согласно рекомендациям [Лозовик, 2013]. Поскольку в нашем случае дополнительно рассматриваются взвешенные и загрязняющие вещества, по которым в работе [Лозовик, 2013] нет сведений, примем следующие баллы качества воды по взвеси:

- $\leq 1,25$ мг/л – высокое (5)
- 1,25–2,5 – хорошее (4)
- 2,5–5,0 – удовлетворительное (3)
- 5,0–10,0 – низкое (2)
- $< 10,0$ – очень низкое (1);

и по загрязняющим веществам:

$$\text{ИЗВ}_{\text{рег}} - \leq 0,2 - \text{очень чистая (5)}$$

$$0,2-1,0 - \text{чистая (4)}$$

$$1,0-2,0 - \text{умеренно загрязненная (3)}$$

$$2,0-4,0 - \text{загрязненная (2)}$$

$$\geq 4,0 - \text{грязная} - \text{чрезвычайно грязная (1)}.$$

С учетом указанных баллов мы можем рассчитать ИК для периода открытой воды и зимнего сезона: $(\text{ИЗВ}_{\text{рег}})_{\text{открытая вода}} = \sqrt{4 \cdot 4 \cdot 3 \cdot 2 \cdot 4 \cdot 4} = 3,4$ балла,

$(\text{ИЗВ}_{\text{рег}})_{\text{зима}} = \sqrt{4 \cdot 5 \cdot 3 \cdot 4 \cdot 3 \cdot 4} = 3,8$ балла. Как

видно из приведенных расчетов, качество воды Псковско-Чудского озера зимой несколько выше, чем в период открытой воды, что связано с меньшим содержанием взвеси в воде озера зимой. В то же время кислородный режим хуже зимой, чем в другие сезоны года.

В целом оз. Псковско-Чудское тяготеет к пограничной области качества воды (удовлетворительно-хорошее), которое ниже по сравнению с Ладожским и Онежским озерами (для них характерно хорошее и высокое качество воды).

Допустимые биогенные нагрузки на Псковско-Чудское озеро

Из анализа гидрохимических данных по Псковско-Чудскому озеру в предыдущем разделе следует, что основным последствием антропогенного влияния на озеро является его эвтрофирование, связанное с избыточным поступлением БЭ от точечных и рассеянных, в основном сельскохозяйственных, источников загрязнения.

В водных объектах активно протекают процессы трансформации веществ, которые приводят к их удалению из водной среды, и тем самым происходит самоочищение водоемов и водотоков. Оценка ассимиляционного потенциала, или самоочистительной способности, водных объектов представляет большой практический интерес, поскольку на ее основе может быть осуществлено нормирование поступления веществ от антропогенных источников.

Ассимиляционная способность водного объекта оценивается по истинной скорости трансформации вещества в его воде и определяется как произведение концентрации вещества (C) на константу скорости его трансформации (k):

$$v = kC. \quad (1)$$

Для рек ассимиляция $(As_{\text{рек}})$ будет выражаться произведением скорости на среднегодовой сток реки в данном створе $(V_{\text{сток}})$: $(As)_{\text{рек}} = kC_p \cdot V_{\text{сток}}$. Для озер необходимо учитывать

ассимиляцию вещества как в озерной котловине $(As_{\text{оз}})$, так и в стоке из озера $(As_{\text{сток}})$:

$$(As)_{\text{оз}} = kC_{\text{оз}} \cdot V_{\text{оз}}, \quad (2)$$

$$(As)_{\text{сток}} = kC_{\text{оз}} \cdot V_{\text{сток}}, \quad (3)$$

где $C_{\text{оз}}$ – концентрация вещества в озере. Суммарная ассимиляция вещества в озерных системах будет равна:

$$As = kC_{\text{оз}} \cdot (V_{\text{оз}} + V_{\text{сток}}) = kC_{\text{оз}} V_{\text{сток}} \cdot (\tau + 1). \quad (4)$$

Последнее уравнение является общим как для озер, так и для рек, только для последних $\tau = 0$.

При росте нагрузки на водоем будет увеличиваться и ассимиляция вещества в нем. Это имеет принципиальное значение для нормирования антропогенной нагрузки на водоем. Мы должны учитывать ассимиляционную способность водного объекта только в его природном состоянии, а не в измененном. В противном случае нагрузку можно будет увеличивать до бесконечности. Поэтому необходимо записать, что допустимая антропогенная нагрузка не должна превышать ассимиляцию вещества в природном состоянии объекта:

$$(L_{\text{антр}})_{\text{доп}} = As_{\text{прир}}. \quad (5)$$

Исходя из этого принципа возможно осуществлять нормирование антропогенной нагрузки на водные объекты.

Для того чтобы выполнить все эти расчеты, потребуются сведения по химическому балансу озера. К сожалению, полного баланса озера нет, но есть его элементы, представленные в монографии [Псковско-Чудское озеро..., 2012]. Вот некоторые данные по химическому балансу озера: поступление БЭ с речным стоком: $P_{\text{общ}} - 712$ т/год, $N_{\text{общ}} - 15600$ т/год; с атмосферными осадками: $P_{\text{общ}} - 63$ т/год, $N_{\text{общ}} - 720$ т/год; со сточными водами на водосборе озера (2001–2005 гг.): $P_{\text{общ}} - 38,4$ т/год, $N_{\text{общ}} - 323$ т/год. К сожалению, в работе нет оценок биогенного стока со свалок, селитебных территорий и сельскохозяйственных объектов, но поскольку все крупные города расположены в бассейне озера на реках, то в учете их химического стока нет необходимости, он включен в сток рек. То же самое относится и к сельскохозяйственным объектам. Для расчета удерживающей способности озера и константы скорости трансформации веществ используем средневзвешенные их концентрации в приточных водах и в воде озера. В приточных водах их определим по химическому стоку БЭ в озеро и по водному стоку из озера (табл. 2).

Таблица 2. Биогенные элементы в приточных ($\overline{C_{пр}}$) и озерных ($\overline{C_{оз}}$) водах в 2001–2005 гг.

Элемент	$\overline{C_{пр}}$, мг/л	$\overline{C_{оз}}$, мг/л	R	k, год ⁻¹
$P_{общ}$	0,077	0,037	0,52	0,354
Фон	0,051	0,031	-	-
$N_{общ}$	1,38	0,65	0,53	0,364
Фон	0,65	0,31	-	-

Обращают на себя внимание близкие удерживающие способности по $P_{общ}$ и $N_{общ}$ в Псковско-Чудском озере, хотя для карельских озер с близким периодом водообмена характерны более высокая по $P_{общ}$ и более низкая по $N_{общ}$ [Лозовик и др., 2011]. По азоту общему это можно объяснить тем, что в приточных водах Карелии практически нет NO_3^- , а в притоках Псковско-Чудского озера их много и, по-видимому, они являются дополнительным источником для образования $N_{орг}$, который в результате нитрификации переходит снова в NO_3^- . В этой же таблице приведены фоновые концентрации $P_{общ}$ и $N_{общ}$ в воде озера и в приточных водах.

Расчет фоновое содержание $N_{общ}$ был выполнен по данным концентраций $N_{общ}$ и форм азота в речных водах в современный период ($N_{общ} - 1,32$ мг/л, $NO_3^- - 0,72$ мгN/л, $NH_4^+ - 0,09$ мгN/л, $NO_2^- - 0,005$ мгN/л, $N_{орг} - 0,51$ мг/л) [Псковско-Чудское озеро..., 2012]. Значительное использование минеральных азотных удобрений в прошлом и достаточно большое в настоящее время привело к существенному выносу с полей нитратов в воды рек. Следует считать, что это нитраты антропогенного происхождения, а природная их концентрация около 0,05 мгN/л, как в воде озера в настоящее время. Природное содержание NH_4^+ в речных водах гумидной зоны составляет 0,03 мгN/л, $NO_2^- - 0,002$ мгN/л [Лозовик, 2006]. Исходя из этого получим фоновое содержание $N_{общ}$ в воде рек – притоков Псковско-Чудского озера: $1,32 - 0,72 - 0,09 - 0,005 + 0,05 + 0,03 + 0,002 = 0,59$ мгN/л. С учетом атмосферных осадков оно составит 0,65 мг/л.

Что касается $P_{общ}$, то в монографии [Псковско-Чудское озеро..., 2012] приводится вполне реальное фоновое его содержание в воде рек – 50,6 мкг/л. С учетом осадков концентрация ($P_{общ}$)_{фон} в приточных водах будет равна 55,9 мкг/л. По $N_{общ}$ также приводится его фоновая концентрация в реках (1,32 мг/л), которая, на наш взгляд, является весьма завышенной по рассмотренным причинам.

Имеющиеся данные позволяют вычислить ассимиляционную способность водоема, природную и допустимую нагрузки на него по $P_{общ}$ и $N_{общ}$, а также установить их допустимую концентрацию в озере и в приточных водах:

$$\begin{aligned} P_{общ} : As_{прир} &= 31,3 \cdot 0,354 \cdot 10,07 = 112 \text{ т/год,} \\ L_{прир} &= 55,9 \cdot 10,07 = 563 \text{ т/год,} \\ L_{доп} &= 563 + 112 = 675 \text{ т/год, } L_{совр} = 775 \text{ т/год,} \\ (C_{доп})_{прит} &= 67,0, (C_{оз})_{доп} = 44,1. \\ N_{общ} : As_{прир} &= 0,31 \cdot 0,364 \cdot 10,07 = 1136 \text{ т/год,} \\ (L_{прир})_{прит} &= 0,65 \cdot 10,07 \cdot 10^3 = 6546 \text{ т/год,} \\ L_{доп} &= 6546 + 1136 = 7682 \text{ т/год,} \\ L_{совр} &= 15600 \text{ т/год, } (C_{прит})_{доп} = 0,76. \end{aligned}$$

Нормирование по ассимиляционной способности почти полностью совпадает с нормированием по принципу сохранения геохимического класса вод [Лозовик, 2006]:

$$\begin{aligned} (\overline{C_{оз}})_{доп} &= (\overline{C_{оз}})_{фон} \cdot 1,58 \\ (\overline{C_{прит}})_{доп} &= (\overline{C_{прит}})_{фон} \cdot 1,58. \end{aligned}$$

Так, по указанному принципу допустимая концентрация $P_{общ}$ в озере составит 49,5 мкг/л, $N_{общ} - 0,50$ мг/л.

Полученные данные свидетельствуют, что для Псковско-Чудского озера характерно превышение современной биогенной нагрузки над допустимой (фосфорной в 1,15 раза, азотной в 2 раза) и требуется ее снижение для улучшения экологического состояния озера. По $P_{общ}$ это можно сделать за счет снижения его поступления со сточными водами путем доочистки сточных вод пищевых предприятий. Что касается $N_{общ}$ и NO_3^- , то решить эту проблему достаточно сложно. Со временем их поступление в гидрографическую сеть озера должно снизиться за счет уменьшения использования удобрений, но этот процесс будет идти очень медленно, а возможно, начнется новая волна сельскохозяйственного использования земель в Псковской области России и в Эстонии.

Заключение

Анализ многолетних данных по химическому составу воды Псковско-Чудского озера и его притоков показал, что озеро по совокупности химических показателей относится к мезогумусному высокощелочностному слабощелочному (весной, летом, осенью) и слабощелочному нейтральному (зимой) эвтрофному высокомутному с хорошим насыщением воды кислородом весной, летом и осенью и удовлетворительным зимой условно чистому геохимическому классу вод. По пятибалльной системе качества воды озеро имеет индексы качества воды зимой 3,8, а в другие сезоны года – 3,4, что соответствует удовлетворительному и хорошему качеству вод. Эти характеристики намного ниже, чем вод Онежского и Ладожского озер (хорошее и высокое).

Используя данные по элементам химического баланса озер, удалось установить

удерживающую способность озера по отношению к $P_{\text{общ}}$ ($R = 0,44$) и $N_{\text{общ}}$ ($R = 0,53$), а также константы скорости трансформации в озеро $P_{\text{общ}}$ ($k = 0,25 \text{ год}^{-1}$) и $N_{\text{общ}}$ ($k = 0,33 \text{ год}^{-1}$). Отмечены более низкие величины R , k для $P_{\text{общ}}$ и более высокие для $N_{\text{общ}}$ по сравнению с другими озерами Северо-Запада России с близким к Псковско-Чудскому озеру периодом водообмена. Связано это с особенностями гидрохимического режима Псковско-Чудского озера. Для этого озера установлены фоновые концентрации $N_{\text{общ}}$ в его воде ($0,31 \text{ мг/л}$) и $P_{\text{общ}}$ ($28,3 \text{ мкг/л}$), а также в приточных водах ($P_{\text{общ}} - 50,6 \text{ мкг/л}$, $N_{\text{общ}} - 0,65 \text{ мг/л}$). Наблюдаемые концентрации в настоящее время почти в два и более раз выше фоновых, что привело к большему эвтрофированию Псковско-Чудского озера.

По скорости трансформации веществ в природном состоянии водоема удалось вычислить ассимиляционный потенциал озера ($P_{\text{общ}} - 112 \text{ т/год}$, $N_{\text{общ}} - 1136 \text{ т/год}$), который принимают за допустимую антропогенную биогенную нагрузку. В целом допустимые нагрузки на озеро составили: $P_{\text{общ}} - 675 \text{ т/год}$, $N_{\text{общ}} - 7682 \text{ т/год}$, и они соответственно в 1,15 и 2 раза ниже, чем современные. Согласно допустимым нагрузкам концентрация $P_{\text{общ}}$ в воде озера должна составлять $49,5 \text{ мкг/л}$, $N_{\text{общ}} - 0,50 \text{ мг/л}$. Нормирование биогенной нагрузки по ассимиляционной способности озера почти в точности совпадает с нормированием по сохранению геохимического класса вод.

В качестве природоохранных мероприятий для озера следует рассматривать снижение поступления БЭ от точечных и рассеянных источников загрязнения и уменьшение содержания в воде озера взвешенных веществ.

Финансовое обеспечение исследований осуществлялось из средств федерального бюджета на выполнение государственного

задания КарНЦ РАН (Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН).

Литература

Китаев С. П. Основы лимнологии для гидробиологов и ихтиологов. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. 395 с.

Кондратьев С. А., Голосов С. Д., Зверев И. С., Рябенко В. А., Дворников А. Ю. Моделирование абиотических процессов в системе водосбор – водоем (на примере Чудско-Псковского озера). СПб.: Нестор-История, 2010. 116 с.

Лозовик П. А. Гидрогеохимические критерии состояния поверхностных вод гумидной зоны и их устойчивости к антропогенному воздействию: Автореф. дис. ... докт. хим. наук. М., 2006. 56 с.

Лозовик П. А., Рыжаков А. В., Сабылина А. В. Процессы трансформации, круговорота и образования веществ в природных водах // Труды КарНЦ РАН. 2011. № 4. С. 21–28.

Лозовик П. А. Геохимическая классификация поверхностных вод гумидной зоны на основе их кислотно-основного равновесия // Водные ресурсы. 2013. № 6. С. 583–588.

Лозовик П. А., Кулакова Н. Е. Методические подходы к оценке загрязнения водных объектов в зоне действия предприятий горнодобывающей промышленности // Водные ресурсы. 2014. № 4. С. 429–438.

Лозовик П. А., Морозов А. К., Зобков М. Б., Духовичева Т. А., Осипова Л. А. Аллохтонное и автохтонное органическое вещество в поверхностных водах Карелии // Водные ресурсы. 2007. Т. 34, № 2. С. 225–237.

Назаров Г. В. Чудско-Псковское озеро. Химический состав воды // Природные ресурсы больших озер СССР и вероятные их изменения. Л.: Гидрометеиздат, 1984. С. 110–114.

Псковско-Чудское озеро. Тарту: Eesti Loodusfoto, 2012. 495 с.

Современное состояние водных объектов Республики Карелия. По результатам мониторинга 1992–1997 гг. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1998. 188 с.

Поступила в редакцию 12.04.2017

References

Kitaev S. P. Osnovy limnologii dlya gidrobiologov i ikhtiologov [Fundamentals of limnology for hydrobiologists and ichthyologists]. Petrozavodsk: KarRC of RAS, 2007. 395 p.

Kondrat'ev S. A., Golosov S. D., Zverev I. S., Ryabchenko V. A., Dvornikov A. Yu. Modelirovanie abioticheskikh protsessov v sisteme vodosbor – vodoem (na primere Chudsko-Pskovskogo ozera) [Modeling of abiotic processes in a catchment-reservoir system (case of Lake Peipus)]. St. Petersburg: Nestor-Istoriya, 2010. 116 p.

Lozovik P. A. Gidrogeokhimicheskie kriterii sostoyaniya poverkhnostnykh vod gumidnoi zony i ikh ustoichivosti k antropogennomu vozdeystviyu [Hydrogeochemical

criteria of surface waters conditions in a humid zone and their resistance to human impact]: DSc (Dr. of Khim.) thesis. Moscow, 2006. 56 p.

Lozovik P. A., Ryzhakov A. V., Sabylina A. V. Protsessy transformatsii, krugovorota i obrazovaniya veshchestv v prirodnykh vodakh [Processes of matter transformation, circulation, and formation in natural waters]. Trudy KarNTs RAN [Trans. of KarRC of RAS]. 2011. No. 4. P. 21–28.

Lozovik P. A. Geokhimicheskaya klassifikatsiya poverkhnostnykh vod gumidnoi zony na osnove ikh kislotno-osnovnogo ravnovesiya [Geochemical classification of surface waters in a humid zone based on their

acid-base balance]. *Vodnye resursy* [Water Resources]. 2013. No. 6. P. 583–588.

Lozovik P. A., Kulakova N. E. Metodicheskie podkhody k otsenke zagryazneniya vodnykh ob'ektov v zone deistviya predpriyatii gornodobyvayushchei promyshlennosti [Methodological approaches to the pollution assessment of water bodies exposed to mining companies impact]. *Vodnye resursy* [Water Resources]. 2014. No. 4. P. 429–438.

Lozovik P. A., Morozov A. K., Zobkov M. B., Dukhovicheva T. A., Osipova L. A. Allokhthonoe i avtokhthonoe organicheskoe veshchestvo v poverkhnostnykh vodakh Karelii [Allochthonous and autochthonous organic matter in surface waters of Karelia]. *Vodnye resursy* [Water Resources]. 2007. Vol. 34, no. 2. P. 225–237.

Nazarov G. V. Chudsko-Pskovskoe ozero. Khimicheskii sostav vody [Lake Peipus. Chemical composition of water]. *Prirodnye resursy bol'shikh ozer SSSR i veroyatnye ikh izmeneniya* [Natural Resources of the Large Lakes in the USSR and their Probable Changes]. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1984. P. 110–114.

Pskovsko-Chudskoe ozero [Lake Peipus]. Tartu: Eesti Loodusfoto, 2012. 495 p.

Sovremennoe sostoyanie vodnykh ob'ektov Respubliki Kareliya. Po rezul'tatam monitoringa 1992–1997 gg. [Current state of the water bodies in the Republic of Karelia (according to the results of the monitoring in 1992–1997)]. Petrozavodsk: KarRC of RAS, 1998. 188 p.

Received April 12, 2017

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

Лозовик Петр Александрович

зав. лабораторией гидрохимии и гидрогеологии, д. х. н.
Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН,
ФИЦ «Карельский научный центр РАН»
пр. А. Невского, 50, Петрозаводск, Республика Карелия,
Россия, 185030

Фрумин Григорий Тевелевич

профессор, д. х. н.
Российский государственный гидрометеорологический
университет
Малоохтинский пр., 98, Санкт-Петербург, Россия, 195196
эл. почта: gfrumin@mail.ru
тел.: (812) 2240697

CONTRIBUTORS:

Lozovik, Pyotr

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre,
Russian Academy of Sciences
50 Al. Nevsky St., 185030 Petrozavodsk, Karelia, Russia

Frumin, Grigory

Russian State Hydrometeorological University
98 Malookhtinsky Pr., 195196 S. Petersburg, Russia
e-mail: gfrumin@mail.ru
tel.: (812) 2240697

УДК 551.464.621 (261)

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫХ ДАННЫХ ПО БИОХИМИЧЕСКОМУ ПОТРЕБЛЕНИЮ КИСЛОРОДА ДЛЯ КОРРЕКТНОЙ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ И КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД

А. В. Леонов¹, П. А. Лозовик², О. И. Икко²

¹ Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН, Москва, Россия

² Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, ФИЦ «Карельский научный центр РАН»,
Петрозаводск, Россия

Решение включить описание методов обработки БПК-данных, полученных в длительных экспериментах, появилось после ряда статей А. В. Готовцева, в которых предложен расчет кинетических констант по двум срокам измерения БПК (за время экспозиции t и $2t$) без учета характерного для БПК мультистадийного развития процесса. Рассмотрены основные сведения о механизме процесса, полученные при обобщении результатов гидрохимических и микробиологических исследований процесса БПК. Показаны возможности оценки кинетических параметров БПК на примере анализа экспериментов длительностью 126 сут с пробами воды, отобранными из разных водоемов Карелии в разные сезоны года, и проводимых при 10 и 20 °С. Обработка 33 экспериментов выявила наличие четырех типов мультистадийных БПК-кривых: EL – экспоненциально-линейный, AL – автокаталитически-линейный, EAL – экспоненциально-автокаталитически-линейный и AAL – полиавтокаталитически-линейный. Развитие I стадии БПК проходило за первые 14–25 сут, II стадия обнаружена в трети экспериментов на 30–60 сут, а стационарная (или линейная) стадия фиксировалась во всех экспериментах. Приведены и обсуждаются полученные значения кинетических параметров БПК, оцененные по результатам отдельных экспериментов и осредненные по всей серии работ по отдельным стадиям, сезонам отбора проб воды и режимам их экспозиции. Зависимость от температуры экспозиции проб воды обнаруживается в значениях кинетических параметров БПК – $[O_2]'$ (предельные величины БПК I стадии), v_1 и ω_s (соответственно скорости БПК на I и линейной стадиях). Показаны возможности использования значений кинетических параметров для оценки скоростей БПК при температурах воды *in situ* в естественных условиях.

Ключевые слова: БПК (механизм, кинетика процесса); типы БПК-кривых; кинетические параметры БПК; водоемы Карелии.

**A. V. Leonov, P. A. Lozovik, O. I. Ikko. USING EXPERIMENTAL DATA ON
BIOCHEMICAL OXYGEN DEMAND FOR CORRECT ASSESSMENT OF THE
STATUS OF WATER BODIES AND THE QUALITY OF NATURAL WATERS**

The decision to include a description of the methods used for processing BOD data obtained in long-term experiments appeared after some articles by Gotovtsev A. V., where it was suggested to calculate kinetic constants from BOD measurements on two dates

(over exposure time t and $2t$) without taking into account the multistage development (characteristic for the BOD process). The basic information is about the mechanism of the process obtained by summarizing the results of hydrochemical and microbiological studies of the BOD process is considered. The possibilities of estimating BOD kinetic parameters are shown by analyzing 126 days long experiments with water samples taken from different water bodies of Karelia in different seasons of the year at 10 and 20 °C. Having processed 33 experiments we revealed four types of multistage BOD-curves: EL – exponential-linear, AL – autocatalytic-linear, EAL – exponential-autocatalytic-linear, and AAL – poly-autocatalytic-linear. BOD stage I developed in the first 14–25 days of the experiments, stage II was observed in 1/3 of the experiments on the 30th–60th days, and the stationary (or linear) BOD stage was recorded in all the experiments. The obtained values of the BOD kinetic parameters estimated using the results of individual experiments and averaged over the entire set of activities for individual stages, water sampling seasons and exposure modes are presented and discussed. A dependence on the exposure temperature of water samples was found for the BOD kinetic parameters $[O_2]'$ (BOD threshold values at stage I), v_1 and ω_s (BOD rates at stage I and linear stage, respectively). The possibilities of using the values of kinetic parameter for estimating BOD rates at water temperatures *in situ* under natural conditions are demonstrated.

Key words: BOD (mechanism and kinetics of the process); types of BOD curves; kinetic parameters of BOD; water bodies of Karelia.

Применительно к статье о биохимическом потреблении кислорода (БПК) [Готовцев, 2016] уместно вспомнить популярный в научных кругах афоризм «новое – это хорошо забытое старое». Отметим погрешности в [Готовцев, 2016] в интерпретации и рекомендованном расчете параметров БПК:

– приведен оперативный метод оценки параметров процесса БПК, полного или предельного ($БПК_n$), и константы скорости процесса БПК (k_0) на основе значений БПК за время t и $2t$ (или по значениям БПК за 5 ($БПК_5$) и 10 ($БПК_{10}$) сут). Следует пояснить, что это означает, учитывая известную о процессе БПК информацию [Леонов, 1974а].

1. Ориентир на $БПК_5$ означает, что исследуется I стадия процесса БПК, которая развивается по экспоненте. Однако развитие процесса по экспоненте не доказывается. Далее, к 10-м сут может начаться развитие следующей стадии процесса, а это означает, что два значения БПК (за время t и $2t$) характеризуют разные стадии и такой расчет для характеристики первой стадии процесса некорректен. Очевидно, что два значения БПК должны «попадать» в первые 8 сут эксперимента, чтобы характеризовать только I стадию процесса БПК, при этом должны быть приведены доказательства развития БПК по экспоненциальной зависимости.

2. Нет сравнения значений констант скорости k_0 процесса БПК, которые вычислены двумя методами – классическим кинетическим [Леонов, 1974а] и по табличным данным [Готовцев, 2016]. Это можно было бы сделать, проведя обработку конкретной экспериментальной

БПК-кривой (с учетом ограничений – до значений БПК = 6 мг O_2 /л – предела, выше которого постановка тестов не рекомендована). Если оба метода дадут близкие значения констант скорости БПК, это может служить доказательством возможности применения предлагаемого метода оценки констант скорости по табличным значениям [Готовцев, 2016] и снять ряд вопросов.

3. Оцениваются значения констант k_0 , однако это не подкреплено сведениями, что полученные оценки действительно характеризуют I стадию процесса (должны быть приведены расчетные значения БПК в сроки t и $2t$ по оцененным значениям k_0).

4. Нет доказательств, что сведенные в таблицах в [Готовцев, 2016] цифровые данные характеризуют развитие процесса БПК по экспоненте (анализ по двум точкам возможен только в случае развития БПК по экспоненте);

– в практике экспериментального развития БПК встречаются такие S-образные кривые, которые показывают задержку развития процесса в начальный период инкубации проб воды до нескольких суток (или за существенно больший период, чем 0,25 сут – такой период указан на рис. 3 и 4 в [Готовцев, 2016]). Период 0,25 сут может вообще быть опущен, так как характерный для БПК начальный шаг по времени выполнения измерений, как правило, составляет 1 сут;

– при высоком содержании органического вещества (ОВ) исследуемую воду разбавляют, чтобы имеющегося в воде O_2 хватило на окисление ОВ. Иначе оценка развития БПК в такой

воде невозможна из-за полного исчерпания O_2 в процессе опыта. Две таблицы (из трех) в [Готовцев, 2016] содержат цифровые данные, которые включают значения БПК > 6 мг O_2 /л (с учетом ограничений по методике такие значения не могут использоваться для расчетов);

- не ясно, как построены таблицы в [Готовцев, 2016], на основе которых производятся вычисления констант скорости I стадии БПК. Пояснений по этому поводу нет.

На практике используется похожий метод расчета констант I стадии по двум точкам (также соответствующим времени определений за t и $2t$), но этот метод расчета учитывает значение предельного БПК I стадии $[O_2]'$, которое оценивается по результатам эксперимента («снимается» с экспоненциальной БПК-кривой). Если такая БПК-кривая в опыте не получена, то расчет константы выполнить нельзя. В этом случае $[O_2]'$ оценивают «экспертным путем» (перебором значений, которые можно принять за $[O_2]'$).

Имеющиеся в [Готовцев, 2016] противоречия, касающиеся информации о БПК, фактически исключают возможность применения рекомендуемого метода оценки кинетических параметров БПК в практике исследований водных объектов, а тем более при мониторинге состояния водоемов. При подготовке рукописи статьи [Готовцев, 2016] к печати ответов на такие вопросы от автора получено не было.

Напомним известные о БПК факты на основе специальных исследований процесса [Леонов, 1974а] и натурных БПК-наблюдений [Лозовик, 2016], чтобы более четко охарактеризовать те погрешности в представлениях о БПК, которые имеются в [Готовцев, 2016].

Растворенный O_2 и БПК – общепринятые интегральные параметры, которые в ряде случаев оцениваются при исследовании состояния природных вод и их качества. Поэтому нельзя забывать об особенностях динамики, методах их измерений, обработки, получения количественных данных и интерпретации имеющейся информации об этих показателях. Под БПК понимается процесс, в котором O_2 расходуется за определенное время на окисление ОВ: водная микрофлора использует ОВ в качестве пищи и энергию для развития извлекает в процессе БПК. Изменения концентрации растворенного O_2 в исследуемой воде оцениваются при постановке лабораторного БПК-теста: вода инкубируется в течение определенного периода при стандартных условиях (20 °С, темные склянки – для предотвращения возможности пополнения запасов O_2 в воде при фотосинтезе). В основе БПК-теста лежит предположение о пропорциональности БПК в воде и содержанию в ней ОВ:

при биохимическом окислении микрофлорой ОВ расходуется вполне определенное количество O_2 и существует прямая зависимость между значением формирующегося в воде дефицита O_2 от содержания в воде ОВ (или от загрязнения воды компонентами ОВ). Это означает, что БПК (или расход O_2 на окисление/деструкцию ОВ) служит косвенной мерой содержания в воде ОВ [Леонов, 1974а]. Экспериментальный метод исследования БПК назван «методом склянок».

Сначала БПК-тест применялся для оценки загрязнения промышленно-бытовых сточных вод (результаты исследований выражали в количестве O_2 , которое потребовалось бы для естественного окисления ОВ сточных вод в аэробных условиях). Позднее БПК-тест стали использовать и для изучения речных вод, характеризующихся относительно бедным в сравнении со сточными водами содержанием ОВ [Базякина, 1933; Скопинцев, 1933; Stones, 1970], а затем – и для исследования морских вод, в которых содержание ОВ еще примерно на порядок ниже [Скопинцев, 1948а, 1949, 1950а, б].

Естественно, что скорость утилизации растворенного O_2 не одинакова при исследовании процесса в сточных и природных водах, так как первые имеют более разнообразный качественный и количественный состав ОВ и их большая часть сравнительно легко поддается биохимической деструкции. Именно эти формы ОВ определяют темп развития БПК на начальных этапах процесса. Частичная деградация и дальнейшая трансформация ОВ также осуществляется под действием организмов. Таким образом, в зависимости от степени устойчивости ОВ к биохимическому разложению выделяют его нестойкие и сравнительно стойкие формы [Скопинцев, 1949, 1950а, б].

При удовлетворительном разбавлении среды в отношении ОВ (в ходе БПК-теста среда остается аэробной), при pH 6–8, 20 °С и отсутствии в воде токсичных веществ за 5 сут разлагается ~ 70 % лабильного ОВ [Алекин и др., 1973]. Значение БПК₅ на практике – косвенный показатель содержания в воде лабильного биохимически легко окисляемого ОВ, а значение БПК₁₀ при этом составляет 0,9 БПК_н, расходуемого на окисление всего лабильного ОВ. Однако следует учесть, что на ~7–10-е сут БПК-теста в исследуемой воде может наступить активизация II стадии БПК – окисления аммонийного N. Таким образом, при оценке значений БПК на окисление C-содержащего ОВ следует учитывать, что обычные определения БПК₅ могут не отражать истинных значений потребления O_2 при наличии в воде ОВ [Леонов, 1974а].

При окислении лабильного ОВ, входящего в состав сточных вод, а также ОВ планктонного происхождения в природной воде в целом не достигается его конечная минерализация и образуются стойкие к биохимической деградации формы органических соединений, так называемый «водно-растворимый гумус» исследуемых вод. Окисление этих веществ происходит с существенно меньшими скоростями, чем лабильных фракций ОВ [Скопинцев, 1950а].

Удлинение сроков инкубации проб воды с частыми аналитическими определениями остаточных концентраций O_2 (или БПК) при изучении кинетики процесса показали, что БПК развивается в разных водах по-разному (но, как правило, в несколько стадий в зависимости от химико-биологических свойств исследуемых вод). Так как процесс БПК развивается главным образом за счет активности микрофлоры, утилизирующей имеющееся в воде ОВ, то важна информация об изменении интенсивности дыхания микроорганизмов в связи с наличием в водной среде субстрата питания (или ОВ) [Винберг, 1946]. Выделено три типа дыхания микроорганизмов: 1) в условиях культуры, 2) в суспензиях в присутствии субстрата, но при отсутствии в среде источников азотного питания (при этом подавлено размножение микроорганизмов) и 3) в среде без субстрата (названо «эндогенным дыханием») [Леонов, 1974а].

Любая водная химико-биологическая система, в которой метаболические продукты контролируют скорость процесса и которая лишена внутренних источников N, но имеет субстрат для дыхания (лабильное ОВ), обнаруживает интенсивное развитие микрофлоры. В начале инкубационного периода потребление микрофлорой O_2 происходит с постепенной стабилизацией, а при исчерпании субстрата (то есть в фазе «эндогенного дыхания») – с замедлением скорости БПК. Развитие БПК с индукцией (начальным запаздыванием) имеет место в водных системах при низкой биомассе микроорганизмов или при наличии в водной среде реагентов, подавляющих рост биомассы, а также при относительно низких температурах воды. Отчетливая двустадийность в БПК наблюдается при лимитировании источников питания: сначала оно развивается интенсивно (или с некоторой начальной задержкой), а по мере достижения определенного времени – линейно. При наличии в системе некоторого количества ОВ может развиваться II стадия БПК, причем более интенсивно по сравнению с фазой «эндогенного дыхания» (и не обязательно линейно).

Часто I и следующие стадии БПК отделены друг от друга – на графиках имеются четко выраженные плато.

Особенности мультистадийности БПК и наличия плато на БПК-кривых объясняют следующие гипотезы, которые обоснованы и теоретически, и экспериментально [Bhatla, Gaudy, 1965; Gaudy et al., 1965; Bhide, 1967]:

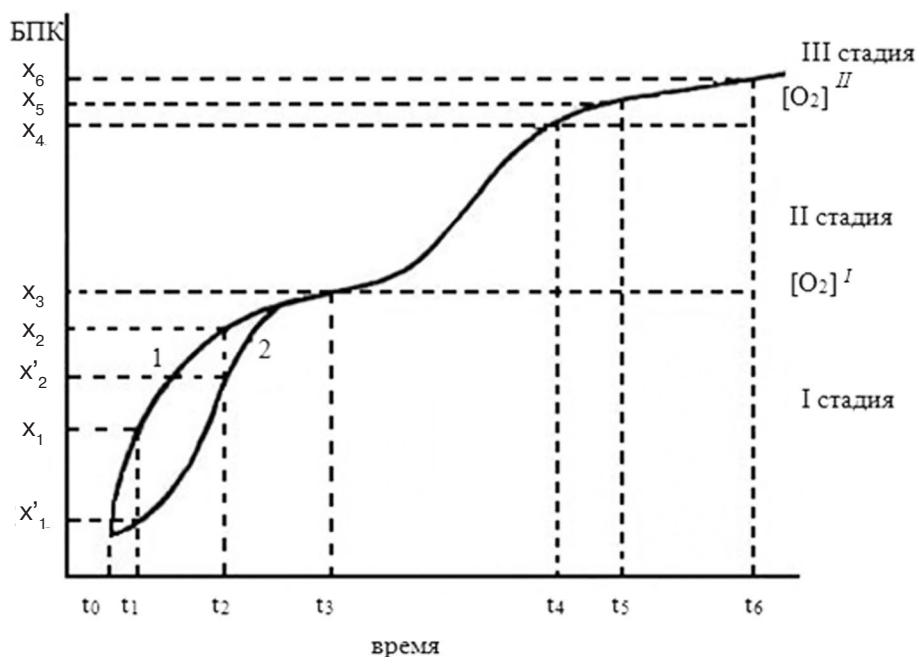
Гипотеза 1 – во время БПК-теста происходит изменение в видовом составе микрофлоры (или требуется некоторое время для смены доминирующей популяции, что дает образование плато на БПК-кривых). По окончании I стадии БПК и исчерпании исходного экзогенного субстрата происходит изменение указанной популяции. Новые доминирующие клетки могут быть либо бактериями, либо консументами (например, простейшими).

Гипотеза 2 – изменение доминирующего вида может и не происходить, но часть клеток, выросших на I стадии, могут отмирать, и в среду поступают продукты распада этих клеток. После соответствующего периода адаптации, обнаруживаемого по плато на БПК-кривых, жизнеспособные популяции далее утилизируют эти продукты распада клеток.

Гипотеза 3 – по окончании I стадии БПК и устранении экзогенного субстрата условия могут стать неблагоприятными для дальнейшего роста микрофлоры, но клетки продолжают жить и дышать. Для синтеза новых ферментических систем, необходимых для осуществления эндогенного метаболизма клеточных материалов (углеводов, липидов, белков и др.), может требоваться адаптационный период, отражаемый плато на БПК-кривых.

Таким образом, начальный участок БПК-кривых показывает утилизацию O_2 при синтезе организмами клеточной протоплазмы из легко разлагающегося (C-содержащего) ОВ; плато на БПК-кривой ($[O_2]'$ или BPK_n) характеризует полное обращение субстрата в клеточную протоплазму; при истощении энергетических источников питания микрофлора переключается на имеющиеся внутренние ресурсы, образованные на I стадии развития.

Дифференцированность скоростей дыхания микрофлоры характеризует подразделение ОВ на фракции – нестойкие и относительно стойкие к биохимической деградации: I стадия БПК (окисление лабильных C-содержащих ОВ) развивается довольно быстро (следует экспоненциальному уравнению) при температурах 18–25 °C; II стадия (окисления стойкого ОВ) развивается в пробах природных вод медленно (как правило, линейно); интенсификация II стадии, часто отмечаемой в пробах исследуемых



Типичная мультстадийная БПК-кривая
Representative multistage BOD-curve

вод, означает активизацию окисления OB [Скопинцев, 1948б, 1949, 1950а, б]. Таким образом, регистрируемое БПК в длительных тестах – важная интегральная характеристика биохимического состояния природных и разбавленных сточных вод, отражает многообразие происходящих в водной среде процессов с последовательной биохимической трансформацией OB природного и антропогенного происхождения, а также стадии трансформации биогенных веществ, в частности, окисление форм N (нитрификация) [Рыжаков и др., 2010] и органического P (щелочная и кислая фосфатазы превращают его в минеральный P , потребляемый живыми организмами) [Леонов, 1974а].

Химико-кинетические методы обработки БПК-кривых, учитывающие многообразие их типов

При обобщении значительного количества данных по БПК выявлено 12 характерных типов БПК-кривых, как моностадийных (A – автокаталитический, E – экспоненциальный, P – параболический), так и мультстадийных (L_a – линейный с конечной акселерацией, EA – экспоненциально-автокаталитический, PL – параболически-линейный, AL_a – автокатали- тически-линейный с конечной акселерацией, EAL – экспоненциально-автокатали- тически-линейный, AL – автокатали- тически-линейный).

EL_a – экспоненциально-линейный с конечной акселерацией, EL – экспоненциально-линейный, A_n – полиавтокаталитический). Они получили свои названия в соответствии с функциями, которые описывают кинетику отдельных стадий процесса [Леонов, 1974б].

Обработка разных типов БПК-кривых [Леонов, 1974а, б] основывается на методологии определения по данным экспериментов кинетических констант химических реакций и процессов [Эммануэль, Кнорре, 1984]. При обработке и анализе экспериментальных БПК-кривых с учетом их классификации следует соблюдать следующую последовательность [Леонов, 1974а, б]: построить по экспериментальным данным кинетическую БПК-кривую; подобрать кинетическое уравнение, соответствующее типу БПК-кривой; рассчитать константы уравнения; проверить соответствие выбранного уравнения экспериментальным данным путем подстановки значений вычисленных констант в интегральное уравнение.

Последовательность вычислений кинетических констант БПК покажем на примере анализа условной БПК-кривой, включающей три возможных стадии (I–III) развития БПК (рис.). При этом к любому моменту времени суммарное значение $БПК_n$ составит

$$БПК_n = БПК(I) + БПК(II) + БПК(III), \quad (1)$$

где $БПК(I)$, $БПК(II)$, $БПК(III)$ – предельные значения БПК соответственно для I, II и III стадий,

их количественный вклад в общее БПК_п следует оценивать отдельно.

Сначала анализируется линейный участок БПК-кривой, или БПК(III), представляемый уравнением прямой:

$$\text{БПК(III)} = \omega_s \cdot t, \quad (2)$$

где t – время, ω_s – скорость БПК(III) на линейном участке БПК-кривой, мг O_2 /(л·сут), и

$$\omega_s = (x_6 - x_5)/(t_6 - t_5), \quad (3)$$

где x_i – снимаемые с итоговой БПК-кривой промежуточные значения БПК_i в соответствующие значения времени t_i (рис.).

Когда ω_s известно, надо рассчитать значения БПК(III) для моментов времени от t_0 до t_6 и исключить полученные значения ($\omega_s \cdot t_i$) из отдельных значений БПК_i, по которым построена суммарная БПК-кривая. Это исключение дает плато между I и II стадиями БПК, которое является предельным значением I стадии ($[O_2]'$, мг O_2 /л). Для II стадии предельное значение представляется разностью (рис.):

$$[O_2]'' = x_4 - x_3. \quad (4)$$

Общее выражение для II стадии БПК может быть дано в виде уравнения S-образной кривой

$$\text{БПК(II)} = [B_{02}(e^{\omega_2 t} - 1)] / (1 + h_{02}e^{\omega_2 t}), \quad (5)$$

$$\text{где } B_{02} = k_{12} / k_{22}; \quad (6)$$

$$\omega_2 = k_{22} \cdot ([O_2]'' + B_{02}); \quad (7)$$

$$h_{02} = B_{02} / [O_2]''; \quad (8)$$

где k_{12} – константа скорости 1-го порядка, сут⁻¹; k_{22} – константа скорости 2-го порядка, (мг O_2 /л)⁻¹ · (сут⁻¹). Скорость БПК – $v = k_{12} \cdot [O_2]''$ мг O_2 /(л·сут). Размерность B_{02} – мг/л, $[O_2]''$ – мг O_2 /л.

Введем обозначения $h_i = x_i / [O_2]''$ (где x_i – количество потребленного O_2 к моменту времени t_i) и вычислим значения h_i в интервале времени ($t_3 \dots t_4$), в котором развивается II стадия БПК. Тогда на графике $\lg\{h_i / (1 - h_i)\} - t_i$ по наклону полученной прямой можно определить $0,434 \cdot k_{22} \cdot [O_2]''$ и, следовательно, значение k_{22} , а по величине отрезка, отсекаемого на оси ординат, – $\lg h_{02}$ и, значит, h_{02} , а затем и $B_{02} = h_{02} \cdot [O_2]''$ и ω_2 . Этот метод определения констант применим, если $B_{02} \ll [O_2]''$.

Теперь по известным значениям констант по уравнению (5) вычисляются значения БПК(II). Исключение значений БПК(II) и БПК(III) из экспериментальных значений БПК_i на общей БПК-кривой позволяет получить точные значения на I стадии БПК(I).

Если I стадия развивается по экспоненте (кривая 1, рис.), то БПК(I) описывается уравнением 1-го порядка:

$$\text{БПК(I)} = [O_2]' (1 - e^{-kt}), \quad (9)$$

где k – константа скорости 1-го порядка, сут⁻¹.

Строим зависимость $\lg \text{БПК}_i - t_i$ в диапазоне времени ($t_0 \dots t_3$), когда развивается I стадия, и получаем прямую линию. Далее вычисляем тангенс ее наклона и значение $k = \text{tg } \alpha / 0,434$. Выражение для скорости БПК(I) – $v = k \cdot [O_2]'$ мг O_2 /(л·сут).

Если I стадия развивается S-образно (кривая 2, рис.), то БПК(I) описывается уравнением, аналогичным для БПК(II):

$$\text{БПК(I)} = [B_{01}(e^{\omega_1 t} - 1)] / (1 + h_{01}e^{\omega_1 t}), \quad (10)$$

$$\text{где } B_{01} = k_{11} / k_{21}, \quad (11)$$

$$\omega_1 = k_{21} \cdot ([O_2]' + B_{01}) \quad (12)$$

$$h_{01} = B_{01} / [O_2]' \quad (13)$$

k_{11} – константа скорости 1-го порядка, сут⁻¹; k_{21} – константа скорости 2-го порядка, (мг O_2 /л)⁻¹ · (сут⁻¹). Определение констант B_{01} , k_{21} и h_{01} проводят так же, как описано выше для уравнения (5) при $B_{01} \ll [O_2]'$. Если последнее соотношение не выполняется, расчет констант проводится иначе. Для этого в диапазоне времени, когда развивается I стадия, выбирают два значения времени t_1 и t_2 , чтобы $t_2 = 2t_1$, и для этих моментов времени оценивают значения $h_1 = x_1 / [O_2]'$ и $h_2 = x_2 / [O_2]'$ соответственно. Тогда выражения для h_1 и h_2 можно записать в виде системы двух уравнений, каждое из которых представляет модификацию уравнений (10):

$$h_1 = \frac{h_{01}(\exp\{k_{21}[O_2]'(1 + h_{01})t_1\} - 1)}{1 + h_{01}(\exp\{k_{21}[O_2]'(1 + h_{01})t_1\})} \\ h_2 = \frac{h_{01}(\exp\{k_{21}[O_2]'(1 + h_{01})t_2\} - 1)}{1 + h_{01}(\exp\{k_{21}[O_2]'(1 + h_{01})t_2\})}. \quad (14)$$

Обозначая экспоненту через

$$y = \exp\{k_{21}[O_2]'(1 + h_{01})t_1\}, \quad (15)$$

можно привести систему уравнений (14) к виду:

$$h_1 = h_{01}(y - 1)/(1 + h_{01} \cdot y) \\ h_2 = h_{01}(y^2 - 1)/(1 + h_{01} \cdot y^2). \quad (16)$$

Отсюда следует, что

$$h_{01} = \frac{h_1}{y - 1 - h_1 \cdot y} = h_2 / (y^2 - 1 - h_2 \cdot y^2) \quad (17)$$

и значение y определяется из квадратного уравнения:

$$(1 - h_2) \cdot h_1 \cdot y^2 - (1 - h_1) \cdot h_2 \cdot y - (h_2 - h_1) = 0. \quad (18)$$

Зная y из уравнения (18), находим h_{01} , а потом и k_{21} , для которого из уравнения (15) можно записать:

$$k_{21} = \ln y / \{ [O_2]' (1 + h_{01}) t_1 \}. \quad (19)$$

При соответствующих величинах констант уравнение (10) может описать экспоненциальную кривую. Это важно учесть и использовать в тех случаях, когда одна и та же вода при разных экспериментальных условиях показывает изменение кинетических кривых БПК от S-образной до экспоненциальной.

Значения скоростей БПК [размерность $\text{мг } O_2 / (\text{л} \cdot \text{сут})$] могут быть сопоставлены независимо от того, на каком участке по времени процесс рассматривается. Суммирование этих скоростей дает информацию о скорости процесса в целом.

Таким образом, уравнение (1), включающее сумму составляющих БПК нескольких стадий, может быть применимо практически к любому набору экспериментальных данных, независимо от того, на каком типе вод эти данные получены, для выявления кинетических закономерностей развития процесса. При кинетическом анализе данных долгосрочных экспериментов по БПК оцениваются параметры: I стадии процесса, с экспоненциальной кривой (k_1 , $[O_2]'$, v_1) или по типу автокатализа (w_1 , B_{01} , $[O_2]'$), II стадии процесса – по типу автокатализа (w_2 , B_{02} , $[O_2]''$) и III стационарной стадии – по линейному типу (ω_s). БПК_н за весь период эксперимента составляет сумму предельных значений БПК на всех выявленных стадиях ($[O_2]' + [O_2]'' + \omega_s \cdot t$). Когда процесс изучается за короткий период (например, ≤ 20 сут), то за БПК_н принимается предельное значение $[O_2]'$, которое достигнуто для окисления C-содержащего ОВ за 20 сут.

Приведенная выше методика анализа БПК-кривых была использована при обработке значительного набора БПК-экспериментов, выполненных для изучения особенностей сезонных изменений условий трансформации ОВ в водах на разных участках Можайского водохранилища [Леонов, Бердавцева, 1986, 1990], а также при обобщении данных разных БПК-экспериментов, выполненных с морской водой [Леонов, 1977]. В 2012–2017 гг. были проведены современные исследования кинетики процесса БПК для изучения условий трансформации ОВ в водах разных водоемов Карелии, и часть обработанных экспериментальных БПК-данных приведена и обсуждается далее в этой статье.

Объекты и методы исследования

Для выяснения общих закономерностей развития БПК в природных водах Карелии ставились эксперименты по кинетике процесса при двух температурах (10 и 20 °C) продолжительностью 126 сут. Пробы воды отбирались из разнотипных водоемов Карелии в 2012–2017 гг. Всего за указанный период было выполнено 107 опытов по БПК на 30 водных объектах в разные сезоны года. В этой работе приведены результаты обработки первичных БПК-данных в пробах воды, отобранных из озер Яндомозеро, Онежское, Ладожское (на выходе из Сортавальских шхер, вблизи о. Валаам, зал. Хиденселькя), Петрозаводской и Сортавальской губ, а также из р. Шуя (всего по 33 экспериментам).

После доставки проб в лабораторию проводилась их аэрация в термостатах при соответствующих температурах для достижения равновесного распределения O_2 . Предварительная аэрация воды способствовала тому, что в кислородных склянках за время их экспозиции не образовывались пузыри газа. Затем вода разливалась по склянкам, они термостатировались в темноте при 10 и 20 °C. При отборе проб ставилась кислородная склянка для определения БПК за время транспортировки пробы в лабораторию. В дальнейшем эта величина добавлялась к оцененному значению полного БПК_н. Определения O_2 проводили по Винклеру [РД 52.24.420..., 2006]. В исходной воде также оценивались значения ХПК [РД 52.24.421..., 2012].

В опытных склянках O_2 фиксировался в начальный момент и спустя 3, 7, 14, 21, 35, 49, 70, 91 и 126 сут инкубации проб. В опытах, где происходило значительное снижение O_2 , проводилась повторная их постановка: для этого использовали ту порцию исходной воды, которая хранилась в термостатах параллельно с экспериментальными склянками. Это усовершенствование методики постановки экспериментов позволило получить полную картину кинетики БПК. Постановка опытов применялась для водоемов, в которых отмечалось цветение воды (в них нельзя оценить кратность разведения исходной пробы).

Характеристика полученных типов экспериментальных БПК-кривых

В экспериментах с водой, отбираемой в разные сезоны из водоемов Карелии и выдерживаемой 126 сут при 10 и 20 °C, получены четыре типа БПК-кривых:

1) экспоненциально-линейный (EL); 2) автокаталитически-линейный (AL); 3) экспоненциально-автокаталитически-линейный (EAL); 4) полиавтокаталитически-линейный (AAL). В табл. 1 приведена сводка кинетических уравнений, используемых при обработке первичных данных по БПК (всего по 33 экспериментам): AL-тип кривой БПК в анализируемой серии экспериментов встречался 10 раз (30,3 %), EAL-тип – 9 раз (27,3 %), типы AAL и EL – по 7 раз (по 21,2 %). Развитие I стадии БПК осуществляется за первые 14–25 сут, II стадия обнаруживалась не во всех экспериментах, а когда ее фиксировали (в 11 экспериментах из 33) – это происходило на 30–60-е сут. Во всех экспериментах отмечено наличие стационарной (или линейной) стадии БПК.

Различные типы экспериментальных БПК-кривых – свидетельство возможного влияния температурных условий проведения экспериментов, присутствия в испытываемой воде разных компонентов в составе окисляемых веществ, а также характерных тенденций изменения состава ОВ в течение года (или в разные сезоны) в исследуемых водах. При этом можно выделить ряд особенностей развития БПК в долгосрочных экспериментах с водой из:

- Яндомозеро – при 20 °С в пробах воды, отобранных в разные сезоны (зима, весна и лето), БПК развивалось с формированием разных типов кривых: в зимней воде выявлен EAL-тип БПК-кривой, в весенней воде – AAL-тип, в летней воде – AL-тип. I стадия в зимней пробе воды развивается по экспоненте, а в весенней и летней пробах – по типу автокатализа. Развитие II стадии обнаружено в зимних и весенних пробах воды;

- Ладожское оз. (интегральная проба) – в пробах осенней воды при 10 и 20 °С БПК на I стадии развивается по-разному – с формированием соответственно EL- и AL-типов БПК-кривых;

- Ладожское оз. (Валаам) – в воде, отобранной осенью (2015 и 2016 гг.) и весной (2016 г.), при 10 °С БПК развивается по AL-типу, а при 20 °С – по-разному: в пробах осенней воды – по EL-типу; в пробах весенней воды – по AAL-типу. Развитие II стадии БПК фиксируется лишь при 20 °С в воде, отобранной весной 2016 г.;

- Ладожское оз. (зал. Хиденселья) – в пробах воды, отобранных весной и осенью 2016 г., обнаружены разные типы развития БПК: при 10 и 20 °С в пробах весенней воды выявлен EAL-тип, в пробах осенней воды – AL-тип. Развитие II стадии БПК зафиксировано в пробах весенней воды при 10 и 20 °С;

- Петрозаводская губа – в воде, отобранной зимой и весной 2016 г., при 10 °С БПК

развивается соответственно по EL- и AL-типу, при 20 °С – по единому EAL-типу. Однако в воде, отобранной осенью 2016 г., и при 10, и при 20 °С развитие БПК следует по единому EL-типу. II стадия БПК обнаружена при 20 °С в водах, отобранных зимой и весной 2016 г.;

- р. Шуя – в воде, отобранной зимой и весной 2016 г., соответственно при 10 и 20 °С развитие БПК следует по EAL-типу, этот тип сменяется на AAL-тип – при режимах 20 и 10 °С соответственно в опытах с зимними и весенними пробами воды. Во всех этих экспериментах независимо от сезона отбора проб воды и режима их экспозиции фиксируется II стадия БПК;

- Онежское оз. – в пробах воды, отобранных весной 2016 г., развитие БПК при 10 и 20 °С происходит по AL-типу; в осенней воде при 10 и 20 °С обнаружена II стадия (по AAL-типу);

- Сортавальская губа – развитие БПК в пробах воды, отобранных весной 2016 г., при 10 и 20 °С следует соответственно по EL- и EAL-типам; в пробах воды, отобранных осенью 2016 г., при 10 °С БПК развивается по AAL-типу, а при 20 °С – по EAL-типу. II стадия БПК не фиксировалась лишь в весенней пробе воды при 10 °С.

В серии экспериментов с водой, отобранной осенью из разных районов Ладожского озера и Петрозаводской губы, развитие БПК обнаруживало только I и линейную стадии.

Нет сомнения в том, что типы опытных БПК-кривых в первую очередь определяются составом имеющихся компонентов ОВ в исследуемых водах. Их состав в водах разных объектов может существенно отличаться и претерпевать в течение года трансформацию. На данном этапе анализа полученной информации по БПК можно дать общую характеристику полученным типам БПК-кривых в зависимости от двух существенных факторов – температуры, при которой экспонировались пробы воды в ходе эксперимента, а также от сезона отбора проб исследуемых объектов. В итоге в зависимости от этих факторов получим информацию о частоте встречаемости в экспериментах следующих типов БПК-кривых:

- при 10 °С – AL-тип отмечен 6 раз (40,0 %); EL – 4 раза (26,7 %); AAL – 3 раза (20,0 %); EAL – 2 раза (13,3 %);

- при 20 °С – EAL-тип – 7 раз (38,9 %); AAL – 4 раза (22,2 %); AL – 4 раза (22,2 %); EL – 3 раза (16,7 %).

Таким образом, в экспериментах при 10 °С чаще фиксируется развитие БПК с формированием I и линейной стадий (10 раз, или 66,7 %), а при 20 °С помимо указанных стадий чаще

Таблица 1. Результаты обработки БПК-данных и кинетические уравнения, описывающие динамику БПК в пробах вод, отобранных в разные сезоны из водоемов Карелии

Table 1. Results of BOD-data processing and kinetic equations describing BOD dynamics in the water samples taken from water bodies of Karelia at different seasons

Сезон Season	T, °C	Кинетическое уравнение Kinetic equations		
1	2	3		
Яндомозеро Yandomozero				
09.XI.12	20 °C	$\text{БПК} = 1.70(1 - e^{-0.0872t}) + \frac{0.110(e^{0.0847t} - 1)}{1 + 0.0562e^{0.0847t}} + 0.033t$		
15.III.13	20 °C	$\text{БПК} = \frac{0.0648(e^{0.267t} - 1)}{1 + 0.0162e^{0.267t}} + \frac{0.0335(e^{0.0665t} - 1)}{1 + 0.0524e^{0.0665t}} + 0.0167t$		
18.VII.13	20 °C	$\text{БПК} = \frac{0.0229(e^{0.379t} - 1)}{1 + 0.0282e^{0.379t}} - + 0.0136t$		
Ладожское озеро (на выходе из Сортавальских шхер) Lake Ladoga (at the way out of the Sortavala skerries)				
Осень 2015 г. Autumn	10 °C	$\text{БПК} = 0.54(1 - e^{-0.0922t}) - + 0.0026t$		
	20 °C	$\text{БПК} = \frac{0.113(e^{0.142t} - 1)}{1 + 0.142e^{0.142t}} - + 0.00539t$		
Ладожское озеро (вблизи о. Валаам) Lake Ladoga (near Valaam island)				
Осень 2015 г. Autumn	10 °C	$\text{БПК} = \frac{0.168(e^{0.140t} - 1)}{1 + 0.316e^{0.140t}} - + 0.0045t$		
	20 °C	$\text{БПК} = 0.9(1 - e^{-0.0922t}) - + 0.00943t$		
Весна 2016 г. Spring	10 °C	$\text{БПК} = \frac{0.0681(e^{0.352t} - 1)}{1 + 0.159e^{0.352t}} - + 0.0118t$		
	20 °C	$\text{БПК} = \frac{1.238(e^{0.468t} - 1)}{1 + 0.159e^{0.468t}} + \frac{1.895 \cdot 10^{-6}(e^{0.401t} - 1)}{1 + 1.047 \cdot 10^{-5}e^{0.401t}} + 0.0162t$		
Осень 2016 г. Autumn	10 °C	$\text{БПК} = \frac{0.644(e^{0.116t} - 1)}{1 + 1.288e^{0.116t}} - + 0.0131t$		
	20 °C	$\text{БПК} = 0.88(1 - e^{-0.203t}) - + 0.0146t$		
Ладожское озеро (зал. Хиденселькя) Lake Ladoga (Khidenselkya Bay)				
Весна 2016 г. Spring	10 °C	$\text{БПК} = 0.75(1 - e^{-0.0993t}) + \frac{0.0271(e^{0.0976t} - 1)}{1 + 0.0324e^{0.0976t}} + 0.00143t$		
	20 °C	$\text{БПК} = 0.75(1 - e^{-0.102t}) + \frac{9.92 \cdot 10^{-8}(e^{0.578t} - 1)}{1 + 1.778 \cdot 10^{-7}e^{0.578t}} + 0.0105t$		
Осень 2016 г. Autumn	10 °C	$\text{БПК} = \frac{0.0948(e^{0.134t} - 1)}{1 + 0.0832e^{0.134t}} - + 0.00667t$		
	20 °C	$\text{БПК} = \frac{0.0689(e^{0.314t} - 1)}{1 + 0.0792e^{0.314t}} - + 0.015t$		

фиксируется образование II стадии (11 раз, или 61,1 %). При этом развитие I стадии БПК при 10 °C чаще происходит по типу автокатализа (9 раз, или 60,0 %), а при 20 °C – по экспоненте (10 раз, или 55,6 %). Следовательно, есть основание предполагать, что тип фиксируемых БПК-кривых в значительной степени зависит от температуры экспозиции проб воды.

Формирование экспоненциального типа БПК-кривых означает активное окисление и трансформацию имеющихся в воде компонентов ОВ. Такие условия чаще отмечены при стандартных условиях хранения проб воды (при 20 °C). Эксперименты показывают, что развитие БПК по экспоненте при 10 °C происходит реже, и в начальные сроки в этом

Продолжение табл. 1

Table 1 (continued)

1	2	3
Петрозаводская губа Petrozavodsk Bay		
Зима 2016 г. Winter	10 °C	БПК = $0.5(1 - e^{-0.091t})$ – +0.0142t
	20 °C	БПК = $3.4(1 - e^{-0.156t}) + \frac{0.0349(e^{0.094t} - 1)}{1 + 0.0224e^{0.094t}} + 0.0228t$
Весна 2016 г. Spring	10 °C	БПК = $\frac{2.114(e^{0.527t} - 1)}{1 + 2.818e^{0.527t}}$ – +0.0192t
	20 °C	БПК = $1.00(1 - e^{-0.0988t}) + \frac{0.00206(e^{0.231t} - 1)}{1 + 0.00251e^{0.231t}} + 0.0254t$
Осень 2016 г. Autumn	10 °C	БПК = $1.044(1 - e^{-0.184t})$ – +0.013t
	20 °C	БПК = $1.514(1 - e^{-0.0691t})$ – +0.0279t
Р. Шуя Shuya River		
Зима 2016 г. Winter	10 °C	БПК = $0.68(1 - e^{-0.189t}) + \frac{0.000716(e^{0.224t} - 1)}{1 + 0.000955e^{0.224t}} + 0.0201t$
	20 °C	БПК = $\frac{0.0468(e^{0.352t} - 1)}{1 + 0.0234e^{0.352t}} + \frac{0.00224(e^{0.170t} - 1)}{1 + 0.00112e^{0.170t}} + 0.0327t$
Весна 2016 г. Spring	10 °C	БПК = $\frac{0.402(e^{0.430t} - 1)}{1 + 0.447e^{0.430t}} + \frac{0.0183(e^{0.123t} - 1)}{1 + 0.00955e^{0.123t}} + 0.00714t$
	20 °C	БПК = $2.75(1 - e^{-0.0829t}) + \frac{0.0146(e^{0.116t} - 1)}{1 + 0.00324e^{0.116t}} + 0.00657t$
Онежское озеро, центральная часть Lake Onego, central part		
Весна 2016 г. Spring	10 °C	БПК = $\frac{0.0403(e^{0.341t} - 1)}{1 + 0.0575e^{0.341t}}$ – +0.00751t
	20 °C	БПК = $\frac{0.071(e^{1.405t} - 1)}{1 + 0.229e^{1.405t}}$ – +0.0143t
Осень 2016 г. Autumn	10 °C	БПК = $\frac{0.00229(e^{0.216t} - 1)}{1 + 0.00661e^{0.216t}} + \frac{1.612 \cdot 10^{-5}(e^{0.148t} - 1)}{1 + 3.311 \cdot 10^{-5}e^{0.148t}} + 0.00371t$
	20 °C	БПК = $\frac{0.894(e^{0.469t} - 1)}{1 + 0.813e^{0.469t}} + \frac{0.00267(e^{0.190t} - 1)}{1 + 0.00501e^{0.190t}} + 0.00928t$
Сортавальская губа Sortavala Bay		
Весна 2016 г. Spring	10 °C	БПК = $0.50(1 - e^{-0.0876t})$ – +0.012t
	20 °C	БПК = $0.95(1 - e^{-0.162t}) + \frac{0.00362(e^{0.232t} - 1)}{1 + 0.00724e^{0.232t}} + 0.010t$
Осень 2016 г. Autumn	10 °C	БПК = $\frac{0.0333(e^{0.361t} - 1)}{1 + 0.0589e^{0.361t}} + \frac{4.099 \cdot 10^{-13}(e^{0.802t} - 1)}{1 + 7.943 \cdot 10^{-13}e^{0.802t}} + 0.00974t$
	20 °C	БПК = $0.87(1 - e^{-0.138t}) + \frac{1.831 \cdot 10^{-7}(e^{0.429t} - 1)}{1 + 2.884 \cdot 10^{-7}e^{0.429t}} + 0.0125t$

Примечание. Прочерк – стадия БПК не выделена.

Note. Dash line indicates that BOD stage has not been determined.

режиме имеется некоторая задержка в активном БПК (его развитие идет с формированием S-образной кривой, характерной для автокаталитических реакций).

В зависимости от сезона отбора проб встречаемость типов БПК-кривых следующая:

– **зима**: с экспозицией при 10 °C, 2 отбора проб – развитие БПК по EL и EAL типам

(по 50,0 %), один раз отмечено развитие II стадии;

- с экспозицией при 20 °С, 3 отбора проб – EAL-тип – 2 раза (66,7 %), AAL – 1 раз (33,3 %); дважды фиксируется развитие II стадии;

- **весна:** с экспозицией при 10 °С, 6 отборов проб – AL-тип – 3 раза (50,0 %); типы EL, AAL и EAL – по 1 разу (по 16,7 %); дважды фиксируется развитие II стадии;

- с экспозицией при 20 °С, 7 отборов проб – тип EAL – 4 раза (57,1 %); AAL – 2 раза (28,6 %) и AL – 1 раз (14,3 %); шесть раз фиксируется развитие II стадии;

- **лето:** экспозиция 20 °С, 1 отбор пробы – AL-тип (100,0 %);

- **осень:** с экспозицией при 10 °С, 7 отборов проб – AL-тип – 3 (42,8 %), EL и AAL – по 2 раза (по 28,6 %); дважды фиксируется развитие II стадии;

- с экспозицией при 20 °С, 7 отборов проб – EL-тип – 3 раза (42,9 %), AL – 2 раза (28,6 %), EAL и AAL – по 1 разу (по 14,3 %); дважды фиксируется развитие II стадии.

Опыты с зимними и летними пробами (все-го 1–3 отбора) дали мало информации для выявления каких-либо закономерностей по развитию БПК, а результаты опытов с весенними и осенними пробами характеризуются следующими особенностями:

- в весенних пробах воды развитие БПК при 10 °С происходит в основном по AL-типу (50,0 %), а при 20 °С – по EAL-типу (57,1 %). Очевидно, при более высокой температуре экспозиции воды в процесс окисления имеющих в воде ингредиентов вовлекается более разнообразный ассортимент веществ, и поэтому вероятна фиксация II стадии;

- в осенних пробах воды при 10 и 20 °С чаще встречаются соответственно AL-тип (42,8 %) и EL-тип (42,9 %) БПК-кривых. Типы БПК-кривых показывают, что окисление имеющих в осенней воде ОВ активнее осуществляется при 20 °С. Доминирование случаев отсутствия II стадии БПК – свидетельство того, что основной запас окисляемых веществ в водах Карелии истощается за летний период. Иные типы БПК-кривых на I стадии в осенний период встречаются редко, а II стадия БПК фиксируется лишь в пробах воды из Онежского оз. и Сортавальской губы, что также недостаточно для каких-либо обобщений.

Характеристика значений кинетических параметров процесса БПК

Получение какой-либо количественной информации о БПК по результатам обработки экспериментальных данных вовсе не означает,

что оцененные кинетические параметры соответствуют условиям *in situ*. Метод экспериментальной оценки БПК – это качественный метод; информация о динамике и кинетике процесса, которую извлекают при аналитической обработке экспериментальных данных по БПК, весьма относительная и характеризует лишь условия развития окислительных процессов в конкретном БПК-эксперименте. При количественной обработке данных по БПК принимается во внимание последовательность стадий расходования O_2 (или развития окислительных процессов) в соответствии с классификацией типов БПК-кривых и уравнений, их описывающих [Леонов, 1974б]. Результат такой обработки – выделение отдельных стадий БПК в соответствии с формой конкретно рассматриваемых экспериментальных БПК-кривых и последовательный анализ каждой выделенной стадии. «Расшифровка» особенностей развития БПК в экспериментах возможна лишь при проведении параллельных микробиологических и гидрохимических анализов воды. На основе анализа экспериментальных БПК-кривых оцениваются значения кинетических параметров каждой выделяемой стадии процесса [Леонов, 1974а, б].

Перечень значений этих параметров, оцененных при обработке экспериментальных БПК-кривых (табл. 2), показывает, что нельзя получить исчерпывающей картины развития БПК в каждом обследованном водном объекте по одной серии экспериментов для отдельных сезонов. Поэтому было решено составить обобщенную сводку информации по возможным значениям кинетических параметров процесса БПК в природных водах Карелии на основе анализа некоторых экспериментальных данных в зависимости от выявленных особенностей развития БПК за продолжительный (126 сут) период экспозиции проб воды.

При этом обращалось внимание на два фактора (сезон отбора и условия экспозиции проб воды – 10 и 20 °С), которые потенциально могут оказывать влияние на кинетику процесса и на тип регистрируемых БПК-кривых. Выделение стадий в зависимости от характера развития процесса позволяет более точно охарактеризовать его особенности в пробах исследуемых вод, что непосредственно связано с составом присутствующих в воде ОВ, подверженных биохимическому окислению.

Развитие процесса БПК в отобранных зимой пробах воды при 10 °С воспроизводят типы кривых EA (50,0 %) и EAL (50,0 %), а при 20 °С – EAL (66,7 %) и AAL (33,3 %). Значения констант скорости I стадии БПК, k_1 , при 10 °С менялись

в пределах 0,091–0,189 (среднее 0,140) сут⁻¹, предельных величин $[O_2]'$ – 0,50–0,68 (0,59) мг O_2 /л, скоростей процесса на I стадии, v_1 , – 0,0455–0,1285 (0,0870) мг O_2 /(л·сут) и скоростей БПК ω_s на линейной (или стационарной) стадии – в пределах 0,0142–0,0201 (0,0172) мг O_2 /(л·сут). Значения указанных параметров при 20 °С менялись в пределах: k_1 – 0,0872–0,156 (0,122) сут⁻¹, $[O_2]'$ – 1,70–3,40 (2,367) мг O_2 /л, v_1 – 0,148–0,5304 (0,3392) и 0,033 мг O_2 /(л·сут) соответственно при развитии процесса по EAL- и AAL-типу; значения ω_s независимо от условий развития I стадии менялись в узких пределах 0,0228–0,0300 (0,0264) мг O_2 /(л·сут). Сопоставление средних значений кинетических параметров, описывающих динамику БПК в экспериментах с зимними пробами воды, показывает, что средние значения k_1 были одного порядка при 10 и 20 °С (0,140 и 0,122 сут⁻¹), значения $[O_2]'$ были выше в 4 раза при 20 °С, скорости БПК на I и на стационарной стадиях, v_1 и ω_s , при 20 °С превышали значения, полученные при 10 °С, соответственно в 3,9 и 1,5 раза.

Весной было обследовано больше водоемов и больше БПК-опытов проведено с пробами весенней воды. Соответственно, при обработке данных опытов получен больший ассортимент значений кинетических параметров. Развитие БПК в пробах с весенней водой показывает, что при 10 °С диапазон значений констант скорости I стадии, k_1 , меняется в пределах 0,0876–0,0993 (средняя 0,0935) сут⁻¹, w_1 – 0,341–0,527 (0,413) сут⁻¹, $[O_2]'$ – 0,43–0,90 (0,67) мг O_2 /л, B_{01} – 0,0403–2,114 (0,6561) мг/л. При развитии БПК по экспоненте и автокатализу скорость v_1 на I стадии составляла соответственно 0,0438–0,0745 (0,0592) и 0,0096–0,8356 (0,2528) мг O_2 /(л·сут), а скорость БПК на стационарной стадии ω_s была в пределах 0,00143–0,0192 (0,00985) мг O_2 /(л·сут). Оцененные значения кинетических параметров II стадии БПК: w_2 – 0,0976–0,123 (0,110) сут⁻¹, B_{02} – 0,0183–0,0271 (0,0227) мг/л; $[O_2]''$ – 0,837–1,920 (1,019) мг O_2 /л.

Изменения кинетических параметров БПК при 20 °С составляют: k_1 – 0,0829–0,162 (0,117), w_1 – 0,267–1,405 (0,7133) сут⁻¹, B_{01} – 0,0648–1,238 (0,4579) мг/л; $[O_2]'$ – 0,31–2,75 (0,977) мг O_2 /л.

Скорость на I стадии БПК, v_1 , при развитии по экспоненте была в пределах 0,00657–0,228 (0,0173) и при автокатализе – 0,0069–0,3940 (0,1439) мг O_2 /(л·сут). На стационарной стадии скорость БПК ω_s составляла 0,00657–0,0254 (0,0132) мг O_2 /(л·сут). Диапазон значений кинетических параметров II стадии БПК составляет: w_2 – 0,0665–0,578 (0,271) сут⁻¹,

B_{02} – 9,92·10⁻⁸–0,0335 (0,009) мг/л; $[O_2]''$ – 0,50–4,508 (1,201) мг O_2 /л.

Таким образом, в опытах с весенней водой при 10 и 20 °С средние значения k_1 при экспоненциальном развитии I стадии БПК отличаются мало и составляют соответственно 0,0935 и 0,1170 сут⁻¹, а при автокатализе – значения w_1 в 1,7 раза выше при 20 °С, чем при 10 °С, а B_{01} – выше в 1,4 раза при 10 °С, чем при 20 °С. Значения $[O_2]'$ при 20 °С превышают в 1,5 раза значения при 10 °С; средние скорости v_1 на I стадии БПК, развивающейся по экспоненте, в 2,53 раза выше при 20 °С, а при развитии БПК по автокатализу они были выше в 1,8 раза при 10 °С. Скорость БПК ω_s на стационарном участке в 1,3 раза выше при 20 °С. Средние значения кинетических параметров II стадии БПК w_2 и $[O_2]''$ выше при 20 °С соответственно в 2,5 и 1,2 раза, а B_{02} – напротив, выше в 2,5 раза при 10 °С.

Осенью число обследований водоемов было почти таким же, как и весной, поэтому также в экспериментах был получен больший спектр кинетических параметров БПК. Оцененные в опытах при 10 °С значения констант скорости БПК I стадии, k_1 , менялись в пределах 0,0922–0,1840 (среднее 0,138) сут⁻¹, а w_1 – 0,116–0,361 (0,193) сут⁻¹, B_{01} – 0,00229–0,644 (0,1885) мг/л; значения $[O_2]'$ для всех типов кривых на I стадии менялись в пределах 0,346–1,14 (0,667) мг O_2 /л, скоростей v_1 I экспоненциальной стадии – 0,050–0,192 (0,121) и при автокатализе – 0,0002–0,0373 (0,0143) мг O_2 /(л·сут), скоростей БПК ω_s на стационарной стадии – в пределах 0,00371–0,0131 (0,00762) мг O_2 /(л·сут).

Значения кинетических параметров БПК при 20 °С составляют: k_1 в пределах 0,0691–0,203 (0,126) сут⁻¹, w_1 – 0,142–0,469 (0,308) сут⁻¹; B_{01} – 0,0689–0,894 (0,359) мг/л; $[O_2]'$ – 0,80–1,514 (0,991) мг O_2 /л, v_1 – 0,083–0,1786 (0,122) и 0,0125–0,4612 (0,164) мг O_2 /(л·сут) при развитии БПК соответственно по экспоненте и по автокатализу; скоростей ω_s на стационарной стадии БПК – 0,00539–0,0279 (0,0135) мг O_2 /(л·сут).

Таким образом, в экспериментах с осенней водой при развитии I стадии БПК по экспоненте средние значения k_1 при 10 и 20 °С были близки и составляли соответственно 0,138 и 0,126 сут⁻¹, значения w_1 , B_{01} и $[O_2]'$ были выше соответственно в 1,6; 1,9 и 1,5 раза при 20 °С, чем при 10 °С. При экспоненциальном развитии I стадии БПК при 10 и 20 °С скорости v_1 оказываются практически одинаковыми (0,121 и 0,122 мг O_2 /(л·сут)), а при развитии этой стадии по типу автокатализа средние скорости v_1 выше в 1,2 раза при 20 °С, чем при 10 °С. Также выше в 1,8 раза при 20 °С скорость БПК на стационарной стадии ω_s .

Таблица 2. Значения коэффициентов, описывающих кинетические БПК-кривые, полученные в результате обработки данных экспериментов с водой из водоемов Карелии

Table 2. Coefficients describing kinetic BOD-curves obtained as a result of processing the data of the experiments with the water from water bodies of Karelia

Сезон Season	Т°С	Тип кри- вой БПК* BOD- curve type	I стадия I stage					II стадия II stage			Линейная стадия Linear stage
			k , сут ⁻¹ day ⁻¹	$[O_2]'$ мг O ₂ /л mg O ₂ /l	w_1 , сут ⁻¹ day ⁻¹	B_{01} , мг /л mg/l	v_1 , мг O ₂ /л·сут mg O ₂ /l·day	w_2 , сут ⁻¹ day ⁻¹	B_{02} , мг /л mg/l	$[O_2]''$, мг O ₂ /л·сут mg O ₂ /l·day	ω_{s_i} , мг O ₂ /л·сут mg O ₂ /l·day
Яндомозеро Yandomozero											
09.XI.12	20	EAL	0,0872	1,70	–	–	0,148	0,0847	0,110	1,95	0,0330
15.III.13	20	AAL	–	0,400	0,267	0,0648	0,0069	0,0665	0,0335	0,64	0,0167
18.VII.13	20	AL	–	0,813	0,379	0,0229	0,0071	–	–	–	0,0136
Ладожское оз. (район 1) Lake Ladoga (area 1)											
Осень Autumn	10	EL	0,0922	0,540	–	–	0,0500	–	–	–	0,0026
2015 г.	20	AL	–	0,800	0,142	0,113	0,0125	–	–	–	0,00539
Ладожское оз. (Валаам) Lake Ladoga (Valaam)											
Осень Autumn	10	AL	–	0,533	0,140	0,168	0,0125	–	–	–	0,00450
2015 г.	20	EL	0,0922	0,900	–	–	0,0830	–	–	–	0,00943
Весна Spring	10	AL	–	0,430	0,352	0,0681	0,0103	–	–	–	0,0118
2016 г.	20	AAL	–	0,680	0,468	1,238	0,3940	0,401	1,895 × 10 ⁻⁶	0,181	0,0162
Осень Autumn	10	AL	–	0,500	0,116	0,644	0,0373	–	–	–	0,0131
2016 г.	20	EL	0,203	0,880	–	–	0,1786	–	–	–	0,0146
Ладожское оз. (зал. Хиденселькя) Lake Ladoga (Khidenselkya)											
Весна Spring	10	EAL	0,0993	0,750	–	–	0,0745	0,0976	0,0271	0,837	0,00143
2016 г.	20	EAL	0,102	0,750	–	–	0,0765	0,578	9,92 × 10 ⁻⁸	0,562	0,0105
Осень Autumn	10	AL	–	1,140	0,134	0,0948	0,0145	–	–	–	0,00667
2016 г.	20	AL	–	0,870	0,314	0,0689	0,0188	–	–	–	0,0151
Петрозаводская губа Petrozavodsk Bay											
Зима Winter	10	EL	0,091	0,500	–	–	0,0455	–	–	–	0,0142
2016 г.	20	EAL	0,156	3,400	–	–	0,5304	0,0941	0,0349	1,560	0,0228
Весна Spring	10	AL	–	0,750	0,527	2,114	0,8356	–	–	–	0,0192
2016 г.	20	EAL	0,0988	1,000	–	–	0,0988	0,231	0,00206	0,820	0,0254
Осень Autumn	10	EL	0,184	1,044	–	–	0,1921	–	–	–	0,013
2016 г.	20	EL	0,0691	1,514	–	–	0,1046	–	–	–	0,0279
Шуя Shuya											
Зима Winter	10	EAL	0,189	0,680	–	–	0,1285	0,224	7,16 × 10 ⁻⁴	0,750	0,0201
2016 г.	20	AAL	–	2,00	0,352	0,0468	0,0330	0,170	0,0024	3,90	0,0327
Весна Spring	10	AAL	–	0,90	0,430	0,4020	0,1556	0,1230	0,0183	1,920	0,00714
2016 г.	20	EAL	0,0829	2,750	–	–	0,2280	0,1160	0,0146	4,508	0,00657

Окончание табл. 2

Table 2 (continued)

Сезон Season	Т°С	Тип кривой БПК* BOD-curve type	I стадия I stage					II стадия II stage			Линейная стадия Linear stage
			k , сут ⁻¹ day ⁻¹	$[O_2]'$ мг O ₂ /л mg O ₂ /l	w_1 , сут ⁻¹ day ⁻¹	B_{01} , мг/л mg/l	v_1 , мг O ₂ /л·сут mg O ₂ /l·day	w_2 , сут ⁻¹ day ⁻¹	B_{02} , мг/л mg/l	$[O_2]''$ мг O ₂ /л·сут mg O ₂ /l·day	w_s , мг O ₂ /л·сут mg O ₂ /l·day
Онежское оз. (центральная часть) Lake Onego (central part)											
Весна Spring	10	AL	–	0,700	0,341	0,0403	0,0096	–	–	–	0,00751
2016 г.	20	AL	–	0,310	1,405	0,071	0,0309	–	–	–	0,00714
Осень Autumn	10	AAL	–	0,346	0,216	0,00229	0,0002	0,148	$11,612 \times 10^{-5}$	0,487	0,00371
2016 г.	20	AAL	–	1,100	0,469	0,894	0,4612	0,190	0,00267	0,532	0,00928
Сортавальская губа Sortavala Bay											
Весна Spring	10	EL	0,0876	0,500	–	–	0,0438	–	–	–	0,012
2016 г.	20	EAL	0,162	0,950	–	–	0,1539	0,232	0,0036	0,50	0,010
Осень Autumn	10	AAL	–	0,566	0,361	0,0333	0,0068	0,802	$4,099 \times 10^{-13}$	0,516	0,00974
2016 г.	20	EAL	0,138	0,870	–	–	0,1201	0,429	$1,831 \times 10^{-7}$	0,635	0,0125

Примечание. *Типы БПК-кривых: EL – экспоненциально-линейный; AL – автокаталитически-линейный; EAL – экспоненциально-автокаталитически-линейный; AAL – полиавтокаталитически-линейный.

Note. *Types of BOD-curves: EL – exponential-linear, AL – autocatalytic-linear, EAL – exponential-autocatalytic-linear, and AAL – poly-autocatalytic-linear.

Рекомендации по применению БПК-теста для характеристики состояния водных ресурсов

Что дают полученные результаты изучения кинетики БПК в пробах воды из водоемов Карелии для понимания того, как следует использовать этот метод оценки состояния водных ресурсов, учитывая замечания по работе [Готовцев, 2016], сформулированные в начале статьи? В настоящее время для оценки состояния природных вод методология применения БПК-теста не служит примером регламентированного использования, а кинетические параметры БПК не являются строго фиксированными параметрами для подобных работ. Если такие работы проводятся, то чаще всего они факультативны и не предполагают строгой отчетности по получаемым результатам, а наиболее распространенным измеряемым параметром для характеристики БПК служат значения БПК₅. Однако отдельные оцененные значения БПК₅ малоинформативны, по сути, они ничего не характеризуют и часто дают противоречивые сведения о состоянии водоемов и качестве исследуемых водных ресурсов.

Проведенные экспериментальные исследования по долгосрочному изучению кинетики

БПК в пробах воды из водоемов Карелии показали, что значения кинетических параметров БПК определяются многими факторами, из которых главным, очевидно, является состав компонентов ОВ, имеющих в водной среде. Несомненно, их состав может существенно изменяться в течение года, и поэтому оцениваемые значения кинетических параметров БПК зависят от сезона постановки опытов по БПК (или от времени отбора проб воды для исследования). В табл. 3 приведены осредненные значения оцененных кинетических параметров для выделенных двух и трех стадий процесса БПК для характеристики изменения оцененных показателей по сезонам.

Средние значения констант скорости I экспоненциальной стадии БПК, k_1 , показывают наименьшие отличия при разных режимах хранения проб воды (10 и 20 °С). Они характеризуют небольшие отличия в значениях k_1 при исследовании БПК в пробах воды, отобранных в разные сезоны. Общий диапазон изменчивости значений k_1 с учетом разных режимов экспозиции и сезонов отбора проб воды составляет 0,105–0,132 сут⁻¹ (табл. 3).

Развитие I стадии БПК по типу автокатализа, характеризуемое значениями константы скорости w_1 , показывает превышения его значений

в 2,1–2,3 раза в зимних пробах воды в сравнении с осенними и превышение в 1,6–1,7 раза при 20 °С в сравнении с 10 °С.

Проследим далее отличия оцененных значений $[O_2]'$. На I экспоненциальной стадии БПК в сравнении с температурой 10 °С значения $[O_2]'$ при 20 °С возрастают в зимних, весенних и осенних пробах воды соответственно в 4,3; 2,2 и 1,3 раза. Обратная тенденция обнаруживается при сравнении изменений значений $[O_2]'$ в зимних, весенних и осенних пробах воды в разных условиях: при 10 °С они возрастают в ~1,1–1,3 раза соответственно при переходе от зимних проб воды к весенним и от весенних к осенним, а при 20 °С отмечено снижение значений $[O_2]'$ в 1,9 раза при переходе от зимних проб воды к весенним и в 1,3 раза при переходе от весенних проб воды к осенним. При развитии I стадии БПК по типу автокатализа при 10 °С в весенних и осенних пробах воды отмечены близкие средние значения $[O_2]'$ (0,695 и 0,625 мг O_2 /л), при 20 °С при переходе от зимних проб к весенним значения $[O_2]'$ снижаются в 4,3 раза (от 2 до 0,463 мг O_2 /л), а летом-осенью обнаруживается возрастание $[O_2]'$ в 1,8–1,9 раза (до 0,813–0,923 мг O_2 /л).

Суммарные средние $[O_2]'$ I стадии (развивается и по экспоненте, и по автокатализу) при переходе от зимних проб к весенним и далее к осенним при 10 °С возрастают от 0,59 до 0,672–0,667 мг O_2 /л, и обратная картина наблюдается при 20 °С: значения $[O_2]'$ снижаются в 2,4 раза (от 2,367 до 0,997 мг O_2 /л), а для лета и осени – значения $[O_2]'$ меняются мало (табл. 3).

Что-то примечательное выделить в изменении кинетических параметров II стадии (в частности, значений w_2 и B_{02}) в зависимости от режима хранения и сезона отбора проб сложно, а параметр $[O_2]''$ изменяется в зависимости от указанных факторов практически так же, как и параметр $[O_2]'$ на I стадии, развивающейся по типу автокатализа: в зимних и осенних пробах воды отмечены возрастания $[O_2]''$ при увеличении температуры от 10 до 20 °С, только в весенних пробах $[O_2]''$ было в 1,6 раза выше при 10 °С, чем при 20 °С (табл. 3).

Оцененные параметры скоростей БПК зависят от условий эксперимента, и в частности от температуры экспозиции проб воды. Скорости БПК I экспоненциальной стадии v_1 , оцененные при анализе зимних и весенних проб воды, при 20 °С выше соответственно в 3,9 и 2,4 раза скоростей при 10 °С. В осенних пробах воды скорости БПК v_1 этой стадии при 10 и 20 °С практически идентичны (0,121–0,122 мг O_2 /л·сут). Скорости БПК при развитии процесса на I стадии по типу автокатализа

в весенней воде оказались в 1,8 раза выше при 10 °С, чем при 20 °С, а в осенней воде – наоборот, в 11,5 раза выше при 20 °С.

Наконец, вполне предсказуемые изменения в зависимости от режима экспозиции и сроков отбора проб воды обнаруживают изменения скорости БПК ω_s на линейной стадии: в зимних, весенних и осенних пробах воды они возрастают при увеличении температуры воды от 10 до 20 °С соответственно в 1,7; 1,3 и 1,8 раза. При экспозиции проб при 10 °С значения скорости БПК ω_s снижаются в 1,8 и 1,3 раза соответственно при переходе от зимних проб к весенним и от весенних проб к осенним. При 20 °С подобное (но более существенное) изменение происходит только при переходе от зимних проб к весенним: при этом значение скорости ω_s падает в 2,2 раза (от 0,0295 до 0,0132 мг O_2 /л·сут), а при анализе летних и осенних проб воды средние значения ω_s практически не меняются – составляют соответственно 0,0136 и 0,0135 мг O_2 /л·сут (табл. 3).

В естественных условиях перепад температур *in situ* и инкубации проб воды должен влиять на значения кинетических параметров, в частности скоростных параметров БПК. Как показал анализ средних значений, могут изменяться в первую очередь параметры скоростей БПК. На практике учет влияния температур для корректировки скорости БПК проводится с помощью либо коэффициента Ван-Гоффа (Q_{10}), либо эмпирических зависимостей [Леонов, 1977]. При изучении дыхания организмов в биологических исследованиях для температурных поправок используется «нормальная кривая Крога»: $r_2/r_1 = Q_{10}^{(T_2-T_1)/10}$, где r_1 , r_2 – значения скоростей БПК при температурах T_1 и T_2 °С соответственно; Q_{10} – эмпирический коэффициент Ван-Гоффа, величины которого различны и оценены Г. Г. Винбергом в разных диапазонах температур [Леонов, 1977]:

T °С	0–5	5–10	10–15	15–20	20–25
Q_{10}	10,9	3,5	2,9	2,5	2,3

Для температурной коррекции скоростей БПК используется также модифицированное уравнение Аррениуса $r_2/r_1 = \theta^{\frac{T_2-T_1}{10}}$, где температурный коэффициент $\theta = \exp(E/R \cdot T_2 \cdot T_1) \approx \exp(E/R \cdot 293^2)$; здесь E – энергия активации, равная для процесса БПК 17300 кал/моль; R – газовая постоянная, равная 1,986 кал/(моль·град); T_1 , T_2 – значения температур в °К. Указанным значениям E и R при пересчете отвечает значение $\theta = 1,107$ [Леонов, 1974а].

По долгосрочным экспериментам с БПК можно корректно оценить не только то количество

Таблица 3. Сводная таблица средних значений кинетических параметров БПК, оцененных по экспериментальным данным с пробами воды, отобранными в разные сезоны из водоемов Карелии

Table 3. Summary table of average kinetic parameters of BOD estimated according to the experimental data on the water samples taken from different water bodies in Karelia at different seasons

Параметр Parameter	Размерность Dimension	$T, ^\circ\text{C}$	Зима Winter	Весна Spring	Лето Summer	Осень Autumn
k_1	сут ⁻¹ day ⁻¹ – « –	10	0,140	0,0935	–	0,138
		20	0,122	0,117	–	0,126
w_1	сут ⁻¹ day ⁻¹ – « –	10	–	0,413	–	0,193
		20	0,352	0,713	0,379	0,308
B_{01}	мг/л mg/l – « –	10	–	–	–	–
		20	0,0468	0,4579	0,229	0,3586
$[\text{O}_2]'$ экспонента exponent	мг O_2 /л mg O_2 /l – « –	10	0,59	0,625	–	0,792
		20	2,55	1,363	–	1,041
$[\text{O}_2]'$ автокатализ autocatalysis	мг O_2 /л mg O_2 /l – « –	10	–	0,695	–	0,621
		20	2,00	0,463	0,813	0,923
$[\text{O}_2]'$ суммарно sum	мг O_2 /л mg O_2 /l – « –	10	0,59	0,672	–	0,667
		20	2,367	0,997	0,813	0,991
v_1 экспонента exponent	мг O_2 /(л·сут) mg O_2 /(l·day) – « –	10	0,087	0,0592	–	0,121
		20	0,339	0,1393	–	0,122
v_1 автокатализ autocatalysis	мг O_2 /(л·сут) mg O_2 /(l·day) – « –	10	–	0,253	–	0,0143
		20	0,033	0,1439	0,0071	0,1642
w_2	сут ⁻¹ day ⁻¹ – « –	10	0,224	0,1103	–	0,475
		20	0,088	0,2708	–	0,3095
B_{02}	мг/л mg/l – « –	10	$7,16 \times 10^{-4}$	0,0227	–	$8,06 \times 10^{-6}$
		20	0,0483	0,0134	–	$1,32 \times 10^{-3}$
$[\text{O}_2]''$	мг O_2 /л mg O_2 /l – « –	10	0,75	1,92	–	0,5015
		20	2,47	1,202	–	0,5835
ω_s	мг O_2 /(л·сут) mg O_2 /(l·day) – « –	10	0,0172	0,00985	–	0,00762
		20	0,0295	0,0132	0,0136	0,0135

O_2 , которое затрачивается на окисление в первые ~20 сут лабильного ОВ, но и которое может расходоваться за длительный промежуток времени (например, за ~100 сут) на окисление других компонентов на всех выявляемых стадиях процесса. Эти оцененные значения представляются суммой значений БПК на отдельных стадиях (т. е. $[\text{O}_2]' + [\text{O}_2]'' + \omega_s \cdot t$) для периода общей продолжительностью от начала эксперимента до времени t . Эти суммарные значения БПК,

устанавливаемые по кинетическим параметрам БПК, могут быть в несколько раз (как минимум в 2–3 раза) выше значений БПК₂₀, которые во многих случаях условно принимают за БПК_n. Для объяснения наблюдаемых в экспериментах особенностей развития БПК должны быть проведены соответствующие химические и микробиологические анализы исследуемой воды, по результатам которых будут идентифицированы концентрации веществ, подвергающихся окислению,

и биомасса микрофлоры, определяющие основные закономерности кинетики процесса БПК.

Выводы

Постановка БПК-тестов для анализа природных и загрязненных вод позволяет получить полезную информацию о состоянии водной среды и качестве исследуемых вод. Такую информацию часто пытаются получить на основе отдельных оценок БПК (например, за 5 или 20 сут). Однако возможность таких оценок должна быть подтверждена детальными предварительными кинетическими исследованиями механизма развития окислительных процессов в водной среде. Информация об особенностях кинетики окислительных процессов может быть получена при анализе подробных БПК-кривых, построенных по результатам продолжительных опытов с детальными измерениями промежуточных остаточных концентраций O_2 в исследуемой воде. Пример анализа долгосрочных экспериментов по БПК в пробах воды из водных объектов Карелии приведен в данной работе.

В долгосрочных экспериментах (продолжительность 126 сут) с пробами воды, отбираемыми в разные сезоны из разных карельских водоемов, были получены четыре типа БПК-кривых с мультистадийным развитием БПК (с выраженными двумя или тремя стадиями процесса). Согласно классификации, полученные в экспериментах БПК-кривые имеют свои обозначения (двустадийные: EL – экспоненциально-линейный и AL – автокаталитически-линейный; и трехстадийные: EAL – экспоненциально-автокаталитически-линейный, AAL – полиавтокаталитически-линейный). Названы эти типы БПК-кривых в соответствии с функциями, которые использованы для описания кинетики процесса БПК.

В экспериментах при 10 °C чаще фиксировались двустадийные БПК-кривые (типы кривых AL и EL отмечены 10 раз (66,7 %)) и реже трехстадийные кривые (AAL и EAL типы кривых встречались 5 раз (33,3 %)). В экспериментах при 20 °C ситуация обратная: чаще в развитии БПК фиксировали три стадии – типы кривых EAL и AAL встречались 11 раз (61,1 %), а две стадии БПК (типы кривых AL и EL) фиксировались 7 раз (38,9 %).

Развитие БПК (I стадия) на начальном участке БПК-кривых (в первые несколько суток инкубации проб воды) служит показателем исходных условий окисления ОВ в инкубируемой воде: экспоненциальное развитие БПК означает благоприятные условия его окисления (косвенный показатель лабильности ОВ и способности микрофлоры к его активному окислению),

а задержка в активном потреблении O_2 (или развитие БПК по типу автокатализа с формированием S-образной БПК-кривой), напротив, служит характеристикой неблагоприятных исходных условий окисления ОВ, которые являются следствием свойств самих ОВ или присутствия в воде компонентов, токсичных для микрофлоры, а также условий выполнения эксперимента. Несколько выраженных стадий в развитии БПК связано с последовательностью окисления микрофлорой разных субстратов. Между этими стадиями могут быть участки с очень низкими скоростями БПК – так называемые плато, а конечный линейный участок на БПК-кривых (стационарная стадия) означает в соответствии с микробиологическим объяснением развитие «эндогенного дыхания» микрофлоры с использованием ею внутриклеточных ресурсов для своего развития и жизнедеятельности.

По форме экспериментальных БПК-кривых устанавливается тип уравнения, которое следует использовать для оценки кинетических параметров процесса БПК. Рассмотрен пример анализа выявленных типов БПК-кривых для определения значений кинетических констант, описывающих долгосрочную динамику БПК, зафиксированную в проведенной серии экспериментов. Выполнен анализ полученных значений кинетических параметров БПК для общей характеристики окислительных условий ОВ в водоемах Карелии по данной серии экспериментов в зависимости от сезона отбора и экспозиции проб воды (10 и 20 °C).

В пробах воды, отобранных зимой, средние значения констант скорости I стадии БПК, развивающейся по экспоненте, k_1 , были одного порядка при 10 и 20 °C (0,140 и 0,122 сут⁻¹). Оцененные предельные значения БПК I экспоненциальной стадии, скоростей процесса на I и стационарной стадиях ($[O_2]'$, v_1 и ω_s) были выше соответственно в 4,0; 3,9 и 1,5 раза при 20 °C, чем при 10 °C.

В пробах весенней воды при 10 и 20 °C средние значения k_1 при развитии БПК по экспоненте отличались мало (0,0935 и 0,117 сут⁻¹), а значения $[O_2]'$ были в 1,5 раза выше при 20 °C. Значения констант скорости w_1 при развитии БПК по автокатализу были в 1,7 раза выше при 20 °C, чем при 10 °C, а B_{01} – напротив, выше в 1,4 раза при 10 °C. Значения скоростей v_1 на I экспоненциальной стадии БПК были в 2,5 раза выше при 20 °C, а при развитии по автокатализу – в 1,8 раза выше при 10 °C. Скорость БПК ω_s на стационарном участке была в 1,3 раза выше при 20 °C. Значения кинетических параметров II стадии БПК (w_2 и $[O_2]''$) выше при 20 °C соответственно в 2,5 и 1,2 раза, а B_{02} – выше в 2,5 раза при 10 °C.

В пробах воды, отобранных осенью, на I экспоненциальной стадии БПК средние значения k_1 при 10 и 20 °С были близки (0,138 и 0,126 сут⁻¹), а значения w_1 , B_{01} и $[O_2]'$ были выше соответственно в 1,6; 1,9 и 1,5 раза при 20 °С. Значения скоростей v_1 I экспоненциальной стадии БПК при 10 и 20 °С оказались одинаковыми (0,121 и 0,122 мг O_2 /(л·сут)), а при развитии этой стадии по автокатализу средние скорости v_1 были выше в 1,2 раза при 20 °С. На стационарной стадии скорость ω_s была в 1,8 раза выше при 20 °С.

Серия проведенных продолжительных экспериментов по БПК с водой из водоемов Карелии показывает многообразие возможных вариантов развития процесса в природных водах. Его кинетические особенности нельзя исследовать на основе упрощенного подхода (кратковременных экспериментов или на основе дискретных значений БПК, например по БПК₅). Именно поэтому нельзя ориентироваться на рекомендации по изучению БПК на основе упрощенных приемов оценки кинетических параметров процесса: такие приемы анализа сложных природных процессов могут дать неверные количественные данные о важнейшем природном процессе и об условиях окисления компонентов ОВ различного состава и происхождения. Такие вещества имеются в природных водах, они способны разлагаться, и при участии природной микрофлоры они подвержены трансформации и окислению. Процесс этот, как правило, развивается в несколько стадий, которые можно выявить только при долгосрочных кинетических исследованиях свойств воды и развития в ней процессов БПК. На основе именно длительных экспериментальных исследований можно получить достаточно полное представление о развитии и кинетических особенностях исследуемых вод, когда проявляется мультистадийность процесса БПК (характерная черта этого процесса, связанная с последовательным включением микрофлоры в процессы окислительной трансформации различных по природе и происхождению компонентов ОВ). Целесообразно совмещать постановку длительных БПК-экспериментов с анализом исследуемых проб воды на содержание в ней различных трансформирующихся компонентов ОВ для выявления закономерностей их окисления с корректной оценкой потерь растворенного O_2 на развитие окислительных процессов.

Финансовое обеспечение исследований осуществлялось из средств федерального бюджета на выполнение государственного задания ИО РАН (тема № 0149-2018-0004) и КарНЦ РАН (Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН).

Литература

- Алекин О. А., Семенов А. Д., Скопинцев Б. А. Руководство по химическому анализу вод суши. Л.: Гидрометеоиздат, 1973. 269 с.
- Базякина Н. А. Значение констант скорости потребления кислорода при определении биохимической потребности в кислороде // Санитарная техника. 1933. № 2. С. 31–37.
- Винберг Г. Г. Интенсивность дыхания бактерий // Успехи современной биологии. 1946. Т. 21, № 3. С. 401–413.
- Готовцев А. В. Определения БПК и коэффициента скорости биохимического потребления кислорода: мониторинг, прямая и обратная задачи, формулы, расчеты и таблицы // Водные ресурсы. 2016. Т. 43, № 6. С. 510–520.
- Леонов А. В. Особенности кинетики биохимического потребления кислорода в природных и сточных водах: Дис. ... канд. хим. наук. М.: ГОИН, 1974а. 240 с.
- Леонов А. В. Обобщение, типизация и кинетический анализ кривых потребления кислорода по данным БПК-опытов // Океанология. 1974б. Т. 14, вып. 1. С. 82–87.
- Леонов А. В. Изучение кинетики биохимического потребления кислорода в пробах атлантической воды // Океанология. 1977. Т. 17, вып. 2. С. 243–252.
- Леонов А. В., Бердавцева Л. Б. Оценка процессов разложения органического вещества по кинетическим параметрам БПК (на примере Можайского водохранилища) // Водные ресурсы. 1986. № 4. С. 111–127.
- Леонов А. В., Бердавцева Л. Б. Органическое вещество в воде Можайского водохранилища: оценка его трансформации по кинетическим параметрам БПК // Водные ресурсы. 1990. № 3. С. 63–80.
- Лозовик П. А. Трансформация лабильных веществ и продукционно-деструкционные процессы в озерных экосистемах // Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды: Мат-лы V Междунар. науч. конф. (Минск-Нарочь, 12–17 сент. 2016 г.). Минск: БГУ, 2016. С. 158–160.
- РД 52.24.420–2006. Биохимическое потребление кислорода в водах. Методика выполнения измерений скляночным методом. Ростов-на-Дону: ГХИ, 2006. 19 с.
- РД 52.24.421–2012. Химическое потребление кислорода в водах. Методика измерений титриметрическим методом. Ростов-на-Дону: Росгидромет, 2012. 19 с.
- Рыжаков А. В., Кукконен Н. А., Лозовик П. А. Определение интенсивности аммонификации и нитрификации в природных водах кинетическим методом // Водные ресурсы. 2010. Т. 37, № 1. С. 70–74.
- Скопинцев Б. А. К изучению естественного самоочищения рек // Санитарная техника. 1933. № 6. С. 40–46.
- Скопинцев Б. А. Об изменении содержания азота (N) и фосфора (P) в терригенных взвешенных частицах в водной среде // Изв. Акад. наук.

Сер. географич. и геофизич. 1948а. Т. 12, № 2. С. 107–121.

Скопинцев Б. А. Результаты применения некоторых методов определения органического вещества в морской воде // Тр. ГОИН. 1948б. Вып. 4(16). С. 3–17.

Скопинцев Б. А. О потреблении кислорода в природных водах стойкими органическими веществами // Гидрохим. материалы. 1949. Т. 16. С. 61–78.

Скопинцев Б. А. Органическое вещество в природных водах (водный гумус) // Тр. ГОИН. 1950а. Вып. 17(29). 290 с.

Скопинцев Б. А. Изменение некоторых химических и физических свойств природных вод при их длительном хранении // Гидрохим. материалы. 1950б. Т. 17. С. 108–122.

Эммануэль Н. М., Кнорре Д. Г. Курс химической кинетики. М.: Высшая школа, 1984. 224 с.

References

Alekin O. A., Semenov A. D., Skopintsev B. A. *Rukovodstvo po khimicheskomu analizu vod sushi* [Manual on chemical analysis of land waters]. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1973. 269 p.

Bazyakina N. A. Znachenie konstant skorosti potrebleniya kisloroda pri opredelenii biokhimicheskoi potrebnosti v kislorode [The role of constants of oxygen consumption rate in determining biochemical demand in oxygen]. *Sanitarnaya tekhnika* [Sanitary Engineering]. 1933. No. 2. P. 31–37.

Emmanuel' N. M., Knorre D. G. *Kurs khimicheskoi kinetiki* [Chemical kinetics]. Moscow: Vysshaya shkola, 1984. 224 p.

Gotovtsev A. V. Opredeleniya BPK i koeffitsienta skorosti biokhimicheskogo potrebleniya kisloroda: monitoring, pryamaya i obratnaya zadachi, formuly, raschety i tablitsy [BOD and speed ratio of biochemical oxygen demand: monitoring, direct and inverse problems, formulas, calculations, and tables]. *Vodnye resursy* [Water Resources]. 2016. Vol. 43, no. 6. P. 510–520.

Leonov A. V. Osobennosti kinetiki biokhimicheskogo potrebleniya kisloroda v prirodnykh i stochnykh vodakh [Kinetics of biochemical oxygen demand in natural and waste waters]: DSc (Cand. of Chem.) thesis. Moscow: GOIN, 1974a. 240 p.

Leonov A. V. Obobshchenie, tipizatsiya i kineticheskii analiz krivyykh potrebleniya kisloroda po dannym BPK-opytov [The generalization, typification, and kinetic analysis of the curves of oxygen consumption according to the BOD-experiments]. *Okeanologiya* [Oceanology]. 1974b. Vol. 14, iss. 1. P. 82–87.

Leonov A. V. Izuchenie kinetiki biokhimicheskogo potrebleniya kisloroda v probakh atlanticheskoi vody [The study of the kinetics of biochemical oxygen demand in samples of Atlantic water]. *Okeanologiya* [Oceanology]. 1977. Vol. 17, iss. 2. P. 243–252.

Leonov A. V., Berdavsseva L. B. Organicheskoe veshchestvo v vode Mozhaiskogo vodokhranilishcha: otsenka ego transformatsii po kineticheskim parametram BPK [Assessment of decomposition processes of organic matter from the BOD kinetic parameters on the example of the Mozhaik reservoir]. *Vodnye resursy* [Water Resources]. 1986. No. 4. P. 111–127.

Bhatla M. N., Gaudy A. F. Role protozoa in the diphasic exertion of BOD // J. San. Eng. Div. Proc. Amer. Soc. Civ. Eng. 1965. Vol. 91, no. SA3. P. 63–88.

Bhude A. D. The concept of TOD and kinetics and nature of carbonaceous BOD reaction curve // Vishwakarma. 1967. Vol. 8, no. 7. P. 36–45.

Gaudy A. F., Bhatla M. N., Follett R. H., Abu-Niaaj F. Factors affecting the existence of the plateau during the exertion of BOD // J. Water Poll. Contr. Fed. 1965. Vol. 37, no. 4. P. 444–456.

Stones T. A study of the biochemical oxidation of carbonaceous matter // Wat. Poll. Contr. Fed. 1970. Vol. 69, no. 6. P. 699–706.

Поступила в редакцию 30.10.2017

Leonov A. V., Berdavsseva L. B. Organicheskoe veshchestvo v vode Mozhaiskogo vodokhranilishcha: otsenka ego transformatsii po kineticheskim parametram BPK [Organic matter in the water of the Mozhaik reservoir: an evaluation of its transformation from the kinetic parameters of BOD]. *Vodnye resursy* [Water Resources]. 1990. No. 3. P. 63–80.

Lozovik P. A. Transformatsiya labil'nykh veshchestv i produktsionno-destruktsionnye protsessy v ozernykh ekosistemakh [Transformation of labile substances and production and destruction processes in lake ecosystems]. *Ozernye ekosistemy: biologicheskie protsessy, antropogennaya transformatsiya, kachestvo vody: materialy V Mezhdunar. nauch. konf. (Minsk-Naroch', 12–17 sent. 2016 g.)* [Lake Ecosystems: Biol. Processes, Anthropogenic Transformation, Water Quality: Proceed. V Int. Sci. Conf. (Minsk-Naroch, September 12–17, 2016)]. Minsk: BGU, 2016. P. 158–160.

RD 52.24.420–2006. *Biokhimicheskoe potreblenie kisloroda v vodakh. Metodika vypolneniya izmerenii sklyanochnym metodom* [Biochemical oxygen consumption in waters. The light-and-dark-bottle measurement procedure]. Rostov-na-Donu: GKhl, 2006. 19 p.

RD 52.24.421–2012. *Khimicheskoe potreblenie kisloroda v vodakh. Metodika izmerenii titrimetricheskim metodom* [Chemical consumption of oxygen in waters. The measurement procedure by titrimetric method]. Rostov-na-Donu: Rosgidromet, 2012. 19 p.

Ryzhakov A. V., Kukkonen N. A., Lozovik P. A. Opredelenie intensivnosti ammonifikatsii i nitrifikatsii v prirodnykh vodakh kineticheskim metodom [The determination of the intensity of ammonification and nitrification in natural water by kinetic method]. *Vodnye resursy* [Water Resources]. 2010. Vol. 37, no. 1. P. 70–74.

Skopintsev B. A. K izucheniyu estestvennogo samoochishcheniya rek [On the study of rivers selfpurification]. *Sanitarnaya tekhnika* [Sanitary Engineering]. 1933. No. 6. P. 40–46.

Skopintsev B. A. Ob izmenenii sodержaniya azota (N) i fosfora (P) v terrigennykh vzveshennykh chas-titsakh v vodnoi srede [On the change of nitrogen (N) and phosphorus (P) in terrigenous suspended particles

in aquatic environment]. *Izv. Akad. nauk. Ser. geografich. i geofizich.* [Bull. Acad. of Sciences. Geogr. Geophys. Ser.]. 1948a. Vol. 12, no. 2. P. 107–121.

Skopintsev B. A. Rezul'taty primeneniya nekotorykh metodov opredeleniya organicheskogo veshchestva v morskoi vode [The results of the application of some methods for the determination of organic substances in seawater]. *Tr. GOIN* [SOI Proceed.]. 1948b. Iss. 4(16). P. 3–17.

Skopintsev B. A. O potreblenii kisloroda v prirodnykh vodakh stoikimi organicheskimi veshchestvami [The consumption of oxygen in natural waters, persistent organic substances]. *Gidrokhim. materialy* [Hydrochem. Mat.]. 1949. Vol. 16. P. 61–78.

Skopintsev B. A. Organicheskoe veshchestvo v prirodnykh vodakh (vodnyi gumus) [Organic matter in natural waters (water humus)]. *Tr. GOIN* [SOI Proceed.]. 1950a. Iss. 17(29). 290 p.

Skopintsev B. A. Izmenenie nekotorykh khimicheskikh i fizicheskikh svoystv prirodnykh vod pri ikh dlitel'nom khraneniі [The variation of some chemical and physical properties of natural waters at their long

storage]. *Gidrokhim. materialy* [Hydrochem. Mat.]. 1950b. Vol. 17. P. 108–122.

Vinberg G. G. Intensivnost' dykhaniya bakterii [Intensity of bacteria respiration]. *Uspekhi sovremennoi biologii* [Biol. Bull. Reviews]. 1946. Vol. 21, no. 3. P. 401–413.

Bhatla M. N., Gaudy A. F. Role protozoa in the di-phasic exertion of BOD. *J. San. Eng. Div. Proc. Amer. Soc. Civ. Eng.* 1965. Vol. 91, no. SA3. P. 63–88.

Bhide A. D. The concept of TOD and kinetics and nature of carbonaceous BOD reaction curve. *Vishwakarma*. 1967. Vol. 8, no. 7. P. 36–45.

Gaudy A. F., Bhatla M. N., Follett R. H., Abu-Niaaj F. Factors affecting the existence of the plateau during the exertion of BOD. *J. Water Poll. Contr. Fed.* 1965. Vol. 37, no. 4. P. 444–456.

Stones T. A study of the biochemical oxidation of carbonaceous matter. *Wat. Poll. Contr. Fed.* 1970. Vol. 69, no. 6. P. 699–706.

Received October 30, 2017

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

Леонов Александр Васильевич

главный научный сотрудник, д. х. н., проф.
Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН
Нахимовский проспект, 36, Москва, Россия, 117997
эл. почта: leonov@ocean.ru

Лозовик Петр Александрович

зав. лабораторией гидрохимии и гидрогеологии, д. х. н.
Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН,
ФИЦ «Карельский научный центр РАН»
пр. А. Невского, 50, Петрозаводск, Республика Карелия,
Россия, 185030

Икко Ольга Игоревна

аспирант
Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН,
ФИЦ «Карельский научный центр РАН»
пр. А. Невского, 50, Петрозаводск, Республика Карелия,
Россия, 185030
эл. почта: vos-olga-zenia@yandex.ru

CONTRIBUTORS:

Leonov, Aleksander

Shirshov Institute of Oceanology,
Russian Academy of Sciences
36 Nakhimovsky Pr., 117997 Moscow
e-mail: leonov@ocean.ru

Lozovik, Pyotr

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre,
Russian Academy of Sciences
50 Al. Nevsky St., 185030 Petrozavodsk, Karelia, Russia

Ikko, Olga

Northern Water Problems Institute, Karelian Research Centre,
Russian Academy of Sciences
50 Al. Nevsky St., 185030 Petrozavodsk, Karelia, Russia
e-mail: vos-olga-zenia@yandex.ru

УДК 624.131.41

АККУМУЛЯЦИЯ И МИГРАЦИЯ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В АРКТИЧЕСКИХ НАЗЕМНЫХ И ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ВЫБРОСОВ КОМБИНАТА «ПЕЧЕНГАНИКЕЛЬ»

В. А. Даувальтер, Н. А. Кашулин

*Институт проблем промышленной экологии Севера – обособленное подразделение
Федерального государственного бюджетного учреждения науки
Федерального исследовательского центра «Кольский научный центр РАН»,
Апатиты Мурманской обл., Россия*

По результатам многолетних исследований проведен анализ распределения химических элементов (Ni, Cu, Co, Zn, Cd, Pb, Cr, As, Hg, Fe, Mn, Al, Na, K, Ca, Mg, Sr) в различных звеньях наземных и водных экосистем в зоне влияния выбросов горно-металлургического комбината «Печенганикель», который является локальным источником повышенных концентраций тяжелых металлов в верхних горизонтах почвы, поверхностных водах и донных отложениях водоемов. Происходит увеличение содержания щелочных и щелочноземельных металлов, что проявилось в эффекте подщелачивания, поэтому значения pH воды озер и водных вытяжек подстилки и органогенного слоя почвы повышенные на расстоянии до 20–30 км от комбината. Для большинства исследуемых химических элементов отмечена закономерность увеличения содержания в звеньях водных и наземных экосистем в направлении: вода водоемов – подстилка – органогенный слой почвы – донные отложения водоемов. Тяжелые металлы, накопленные в наземных экосистемах (в почвах и растениях) территории водосборов за 80-летний период деятельности горно-металлургического комплекса, будут загрязнять водоемы еще не один десяток лет вследствие длительного периода самоочищения почв.

Ключевые слова: вода; донные отложения; озера; почва; загрязнение; тяжелые металлы.

V. A. Dauvalter, N. A. Kashulin. ACCUMULATION AND MIGRATION OF CHEMICAL ELEMENTS IN THE ARCTIC TERRESTRIAL AND AQUATIC ECOSYSTEMS IN THE IMPACT ZONE OF EMISSIONS FROM PECHENGANICKEL COMPANY

The distribution of chemical elements (Ni, Cu, Co, Zn, Cd, Pb, Cr, As, Hg, Fe, Mn, Al, Na, K, Ca, Mg, Sr) in various components of terrestrial and aquatic ecosystems was analyzed based on the results of long-term investigations in the impact zone of the emissions from the Mining and Metallurgical Plant Pechenganikel, which is the local source of elevated heavy metal concentrations in the topsoil, surface waters and sediments of water bodies. There is an increase in the content of alkaline and alkaline-earth metals, which is manifested in the effect of alkalization, resulting in higher pH values of the lake water and aqueous extracts from the litter and soil organic layer at a distance of up to 20–30 km from the source. The content of a majority of the studied elements in aquatic and terrestrial ecosystems demonstrated a regular increase along the gradient lake water – litter –

soil organogenic layer – lake sediments. Heavy metals accumulated in terrestrial ecosystems (in soils and plants) in the catchments over the 80 years of operation of the mining and smelting company will continue contaminating the water bodies around it for decades to come because self-purification of soils takes a long time.

Key words: water; sediments; lakes; soil; pollution; heavy metals.

Введение

Разработка медно-никелевых месторождений на приграничной территории между Россией, Норвегией и Финляндией началась в 1932 г. канадско-финской компанией (после Октябрьской революции территория нынешнего Печенгского района Мурманской области отошла Финляндии, а после советско-финской войны 1939–1940 гг. вошла в состав СССР). Комбинат «Печенганикель» функционирует с 1946 г., когда в пос. Никель возобновилась переработка местных сульфидно-никелевых руд. В 1959 г. развернулась добыча руд Ждановского месторождения и их переработка на заводе в г. Заполярный.

Приграничная территория между Россией, Норвегией и Финляндией испытывает многолетнее серьезное антропогенное воздействие со стороны комбината «Печенганикель» [Крючков, Макарова, 1989]. Нижнее течение пограничной реки Пасвик принимает сточные воды металлургических и сопутствующих производств [Даувальтер, 1997; Rognerud et al., 2013]. Вся система р. Пасвик, а также не входящие в нее водосборы озер и рек данного района подвергаются загрязнению посредством атмосферных выбросов комбината [Крючков, Макарова, 1989]. К главным загрязняющим веществам относятся соединения серы (в основном сернистый газ SO_2), тяжелые металлы (ТМ – Ni, Cu, Co, Zn, Cd, Cr, As, Hg и др.) и пыль. Выбросы диоксида серы приводят к закислению почв и поверхностных вод, их загрязнению вследствие интенсификации процессов выщелачивания химических элементов из горных пород [Гашкина, Моисеенко, 2016; Базова, 2017]. На прилегающей к комбинату территории в наземных и водных экосистемах за долгие годы функционирования предприятия накоплено огромное количество ТМ, а также щелочных и щелочноземельных металлов, выбрасываемых в составе производственной пыли комбината.

Целью статьи является анализ распределения элементов в звеньях арктических наземных и водных экосистем территории, длительное время испытывающей серьезное антропогенное воздействие горно-металлургического комбината «Печенганикель».

Материалы и методы

Детальные исследования экологического состояния наземных и водных экосистем Мурманской области и приграничной территории Норвегии и Финляндии, в том числе в зоне влияния выбросов промышленных предприятий, проводятся Институтом проблем промышленной экологии Севера (ИППЭС) Кольского научного центра РАН (КНЦ РАН) почти 30 лет, с момента образования института (1989 г.). Наибольшее количество результатов изучения химического состава почвы, воды и донных отложений (ДО) водоемов северо-западной части Мурманской области и приграничной территории между Россией, Норвегией и Финляндией было получено во время проведения совместных российско-норвежских и российско-финляндских исследований состояния окружающей среды приграничной территории (рис. 1). Эти исследования можно разделить на три периода с разницей примерно в 10 лет:

1) в 1989–1993 гг. проводились междисциплинарные исследования в рамках совместного проекта «Состояние наземных и водных экосистем в приграничном районе между Финляндией, Норвегией и Россией»;

2) в 2002–2004 гг. содержание и поведение химических элементов исследовалось в рамках проекта Интеррег IIIA Коларктик «Развитие и реализация мониторинга окружающей среды и программа оценки в приграничном районе между Финляндией, Норвегией и Россией»;

3) в 2010–2014 гг. исследования химического состава наземных и водных экосистем проводились в рамках совместного проекта Коларктик «Трилатеральное экологическое сотрудничество в трансграничном регионе».

Пробы воды с поверхностного слоя (1 м от поверхности) озер отбирались 2-литровым пластиковым батометром. Колонки ДО на исследуемых водоемах взяты в наиболее глубоких местах отборником открытого гравитационного типа (внутренний диаметр 44 мм) с автоматически закрывающейся диафрагмой. Отборник изготовлен из плексигласа по образцу, разработанному Скогхеймом [Skogheim, 1979], и позволяет транспортировать колонки

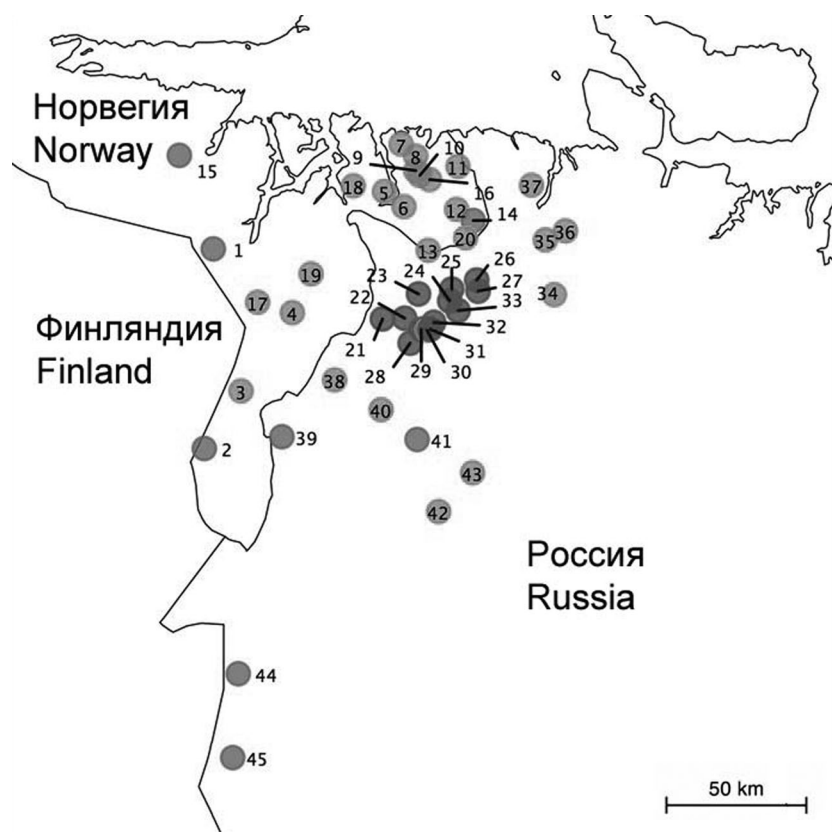


Рис. 1. Карта-схема расположения исследованных водных объектов. Комбинат «Печенганикель» в поселке Никель располагается между водными объектами 21 и 22

Fig. 1. Map-scheme of the studied lakes location. The Pechenganikel Company in the village of Nickel is located between the lakes 21 and 22

ненарушенными для дальнейшего использования. Длина колонок ДО составляла от 15 до 30 см, в зависимости от условий формирования ДО и физико-химических особенностей. Колонки ДО были разделены на слои по 1 см, помещены в полиэтиленовые контейнеры и отправлены в лабораторию, где хранились до анализа при температуре 4 °С. Первичная обработка проб ДО (высушивание, определение влажности, прокаливание и определение потерь при прокаливании) и определение содержания химических элементов (Ni, Cu, Co, Zn, Cd, Pb, Cr, As, Hg, Fe, Mn, Al, Na, K, Ca, Mg, Sr) проводились в лабораториях ИППЭС КНЦ РАН. Содержание химических элементов в пробах воды и ДО определялось методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии. Контроль точности определения содержания химических элементов проводился анализом стандартного образца L6M (проба ДО, Центр окружающей среды Финляндии (SYKE) 06/2008), а также участием в сравнительных испытаниях в рамках международной интеркалибрации [Intercomparison..., 2016]. Подробно методика

определения содержания химических элементов описана ранее [Даувальтер, 2012].

Результаты и обсуждение

По результатам исследований приграничной территории между Россией, Норвегией и Финляндией [Даувальтер, 1997, 1999, 2012; Current..., 2008; Кашулин и др., 2009; Rognerud et al., 2013; Даувальтер и др., 2015] проведен анализ распределения химических элементов в различных звеньях наземных и водных экосистем. Были определены регрессионные зависимости типа $y = kx^a$ содержания химических элементов (y) в воде и поверхностном слое (0–1 см) ДО исследуемых озер, в подстилке и органогенном слое почвы от расстояния (x) от комбината «Печенганикель». На рис. 2 приведены графики этих зависимостей для некоторых элементов, а в таблице – расчетные параметры.

На комбинате «Печенганикель» перерабатываются медно-никелевые сульфидные руды, представленные такими минералами, как

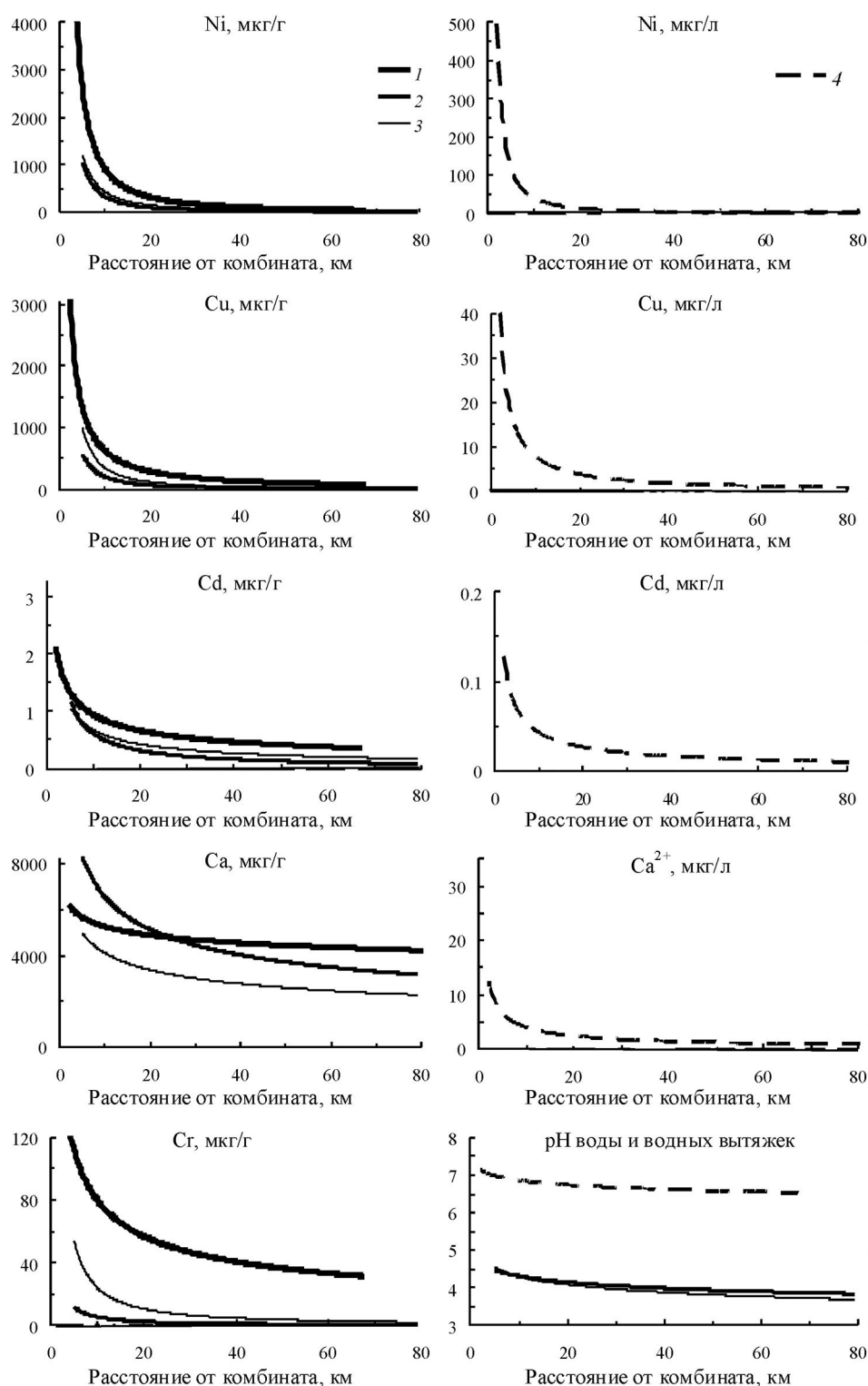


Рис. 2. Линии регрессионной зависимости распределения концентраций химических элементов в поверхностном слое (0–1 см) ДО исследуемых озер (1), в подстилке (2), органическом слое (3) почвы и воде озер (4) от расстояния от комбината «Печенганикель»

Fig. 2. Regression dependences lines of the distribution of the chemical elements concentrations in the sediment surface layer (0–1 cm) of the studied lakes (1), in the litter (2), the organic layer (3) of the soil (μg/g) and lake water (4, μg/l) from the distance to the Pechenganyk Company

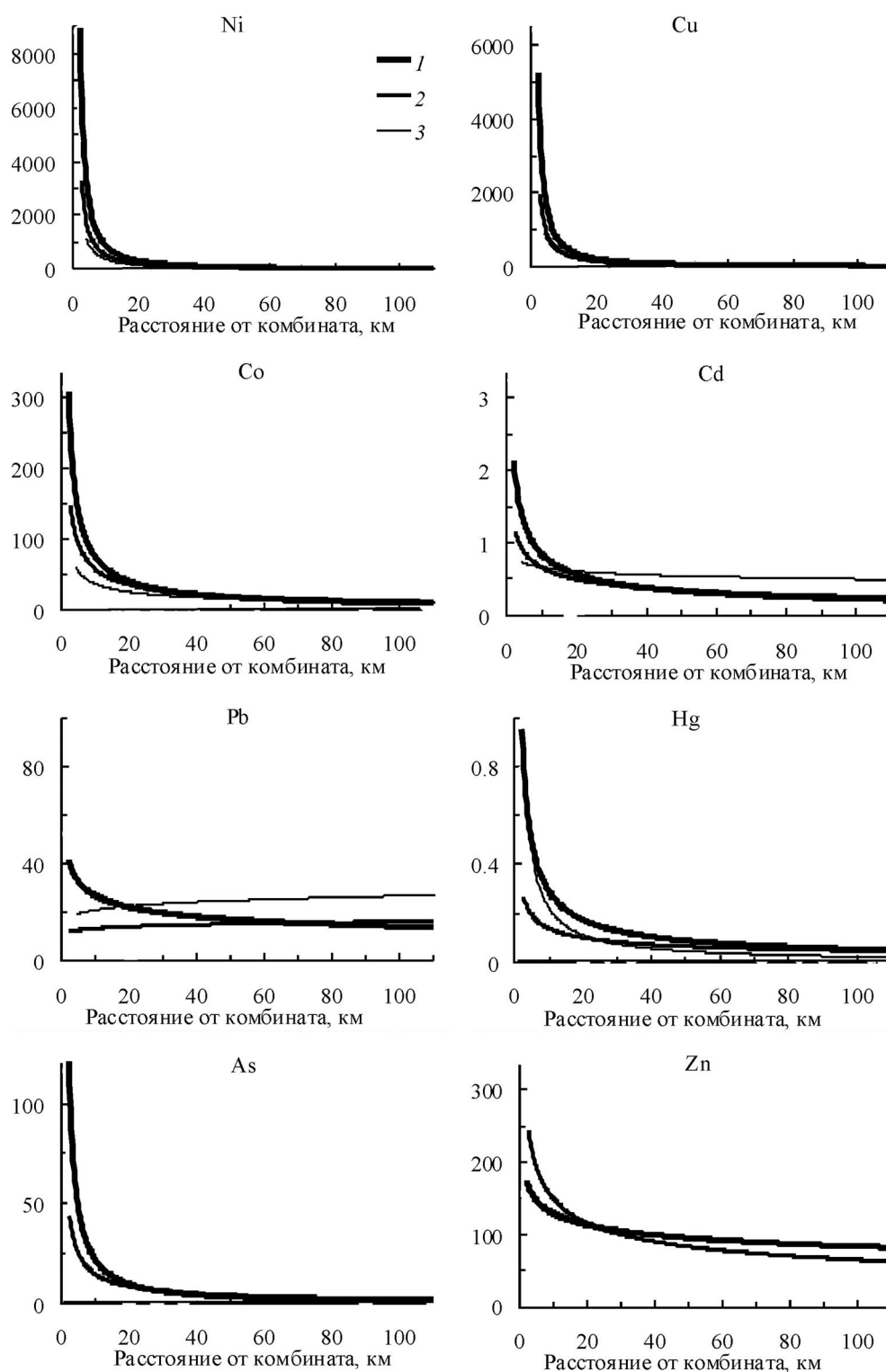


Рис. 3. Линии регрессионной зависимости распределения концентраций основных загрязняющих элементов (мкг/г) в поверхностном слое (0–1 см) ДО исследуемых озер от расстояния от комбината «Печenganикель» в разные годы: 1 – 2010–2014 гг., 2 – 2002–2004 гг., 3 – 1989–1993 гг.

Fig. 3. Regression dependences lines of the concentration distribution of the main pollutants ($\mu\text{g/g}$) in the sediment surface layer (0–1 cm) of the studied lakes from the distance to the Pechenganikel Company in different years: 1 – 2010–2014, 2 – 2002–2004, 3 – 1989–1993

Параметры регрессионной степенной зависимости типа $y = kx^a$ содержания химических элементов (y) в озерной воде, поверхностном слое (0–1 см) ДО озер и почвенных слоях (подстилке и органическом слое) от расстояния (x) от комбината «Печенганикель»

Parameters of regression power-law dependence $y = kx^a$ of the chemical element content (y) in lake water, lake sediment surface layer (0–1 cm) and soil layers (litter and organic layer) from distance (x) from the Pechenganikel Company

Химический элемент Chemical element	Параметр Parameter	Вода Water	ДО Sediments	Подстилка Litter	Органогенный слой Organic layer
Ni	k^*	1471	31168	18664	15359
	a^*	–1,569	–1,534	–1,758	–1,558
	R^{2*}	0,716	0,682	0,844	0,885
Cu	k	82	7821	7270	12651
	a	–1,020	–1,099	–1,553	–1,557
	R^2	0,738	0,634	0,834	0,873
Zn	k	11,8	237	240	170
	a	–0,592	–0,274	–0,389	–0,346
	R^2	0,306	0,134	0,253	0,346
Cd	k	0,205	3,020	5,650	3,086
	a	–0,682	–0,507	–0,964	–0,661
	R^2	0,446	0,288	0,714	0,669
As	k	13,7	198	65	151
	a	–1,235	–0,903	–1,366	–1,212
	R^2	0,423	0,585	0,623	0,700
Pb	k	0,47	32	48	32
	a	–0,56	–0,026	–0,721	–0,189
	R^2	0,238	0,002	0,487	0,141
Cr	k	0,181	245	69	367
	a	–0,041	–0,487	–1,097	–1,182
	R^2	0,003	0,280	0,598	0,644
Fe	k	447	58764	31029	96466
	a	–0,941	–0,147	–1,271	–1,068
	R^2	0,340	0,024	0,729	0,753

пентландит $(Fe, Ni)_9S_8$, халькопирит $CuFeS_2$, кобальтин $(Co, Ni)AsS$, никелин $NiAs$, галенит PbS , сфалерит ZnS , хромит $FeCr_2O_4$, минералами платиновой группы (арсениды, теллуриды, селениды) и другими [Gregurek et al., 1999]. Поэтому в выбросах комбината, помимо соединений S, Ni и Cu, присутствуют и сопутствующие им ТМ (Co, Zn, Pb, As, Cr, Cd, Hg), Fe, Se, Te, а также петрогенные щелочные и щелочноземельные металлы и другие элементы в составе производственной пыли комбината.

Большая часть ТМ, входящих в состав выбросов и стоков промышленных предприятий, связывается и закрепляется в почве и ДО. Предыдущими исследованиями [Даувальтер, 1997, 1999, 2012; Current..., 2008; Кашулин и др., 2009; Rognerud et al., 2013; Даувальтер и др., 2015] было установлено, что атмосферные выбросы комбината «Печенганикель» и стоки плавильных цехов, шламоотвалов, хвостохранилищ и рудников являются главными

источниками повышенных концентраций Ni, Cu, Co, Cd, Zn, As и Hg в почве, воде и поверхностных слоях ДО озер Печенгского района и приграничных районов Норвегии и Финляндии.

Поверхностные слои ДО водоемов отражают аккумулярующий эффект аэротехногенной нагрузки металлов на водосборы, которые зачастую могут не регистрироваться гидрохимическими методами [Даувальтер, Кашулин, 2014; Слуковский и др., 2017]. Выбросы в атмосферу плавильных цехов комбината «Печенганикель» являются главным источником повышенных концентраций Ni и Cu в воде, поверхностных слоях ДО и почвы на расстоянии до 30–40 км (рис. 2, 3). Наибольшие концентрации Ni и Cu, превышающие фоновые значения в 10–25 раз, отмечены в озерах и почвах на расстоянии до 10 км от комбината. Значительное уменьшение концентраций до 3–7 фоновых значений наблюдается на расстоянии до 20–30 км от источника загрязнения. Высокие величины

Продолжение табл.

Table (continued)

Химический элемент Chemical element	Параметр Parameter	Вода Water	ДО Sediments	Подстилка Litter	Органогенный слой Organic layer
Mn	k	18,1	1212	1807	1243
	a	-0,525	0,150	-0,479	-0,478
	R ²	0,124	0,003	0,274	0,310
Al	k	55,5	20581	914	9555
	a	-0,400	-0,089	-0,250	-0,489
	R ²	0,116	0,013	0,207	0,478
Na	k	3,42	628	66	527
	a	-0,124	-0,222	0,076	-0,393
	R ²	0,069	0,146	0,096	0,531
K	k	0,633	1646	916	576
	a	-0,229	-0,039	-0,057	0,091
	R ²	0,154	0,003	0,032	0,063
Ca	k	20,5	6684	14698	7897
	a	-0,710	-0,105	-0,352	-0,285
	R ²	0,464	0,137	0,421	0,437
Mg	k	3,66	15760	4486	10512
	a	-0,482	-0,425	-0,547	-0,720
	R ²	0,318	0,221	0,492	0,665
P	k	-	326	1344	1343
	a	-	0,339	-0,236	-0,148
	R ²	-	0,171	0,272	0,367
pH	k	7,28	-	4,90	5,12
	a	-0,025	-	-0,056	-0,075
	R ²	0,286	-	0,419	0,490

Примечание. k – коэффициент, a – показатель степени, R² – величина достоверности аппроксимации; значения R² достоверны для воды и ДО озер при R² > 0,24 (p < 0,001, выборка n = 43), для подстилки и органогенного слоя почвы – при R² > 0,43 (p < 0,001, выборка n = 22).

Note. k – coefficient, a – exponent, R² – value of approximation reliability; the values of R² are reliable for water and sediments of lakes at R² > 0,24 (p < 0,001, sample n = 43), for litter and organogenic soil layer at R² > 0,43 (p < 0,001, sample n = 22).

достоверности аппроксимации содержания Ni и Cu в воде, ДО, подстилке и органогенном слое почвы от расстояния от комбината говорят о едином главном источнике поступления этих ТМ в окружающую среду (табл.)

Подобная картина распределения концентраций Ni и Cu в воде и поверхностных слоях ДО озер отмечена вокруг крупнейших в мире медно-никелевых комбинатов – Норильского в Сибири и Садбери в Канаде. Концентрации Ni и Cu в поверхностных ДО озер вокруг Норильского комбината находятся в диапазоне от 37 до 2142 и от 63 до 5400 мкг/г соответственно [Blais et al., 1998], наибольшее содержание отмечено на расстоянии до 20 км от комбината. Такая же картина наблюдается и вокруг Садбери, где влияние выбросов медно-никелевого комбината на концентрации Ni и Cu в поверхностных ДО озер ограничивается 30–40 км [Semkin, Kramer, 1976; Palmer et al., 1989], в то время как импактная зона вокруг Норильского комбината

распространяется до 60 км [Blais et al., 1998]. Пространственное распределение Ni и Cu имеет северо-восточный – юго-западный эллиптический характер с центром в Садбери [Semkin, Kramer, 1976]. Аналогичный тренд для Ni и Cu отмечен вокруг комбината «Печенганикель» для атмосферных осадков и в гидрохимии озер, включая pH воды [Reimann et al., 1999]. Следовательно, распределение Ni и Cu в поверхностных ДО озер Мурманской области, вокруг Норильска и Садбери совпадает, так же как и распределение этих химических элементов в атмосферных осадках [Крючков, Макарова, 1989] и воде озер [Базова, 2017].

В распределении Co, Zn, Cd, Cr, As и Hg вокруг комбината «Печенганикель» наблюдается аналогичная закономерность (рис. 2 и 3). Наиболее интенсивно загрязняется зона до 10 км. Здесь отмечено превышение концентраций металлов над фоновыми значениями от 2 до 20 раз. По мере удаления от комбината

на 20–30 км наблюдается уменьшение концентраций металлов до 2–3 фоновых значений. В почвенных слоях (подстилке и органогенном слое) вышеперечисленные металлы закрепляются гораздо лучше, о чем говорят большие величины достоверности аппроксимации содержания вышеперечисленных ТМ от расстояния от комбината, чем в воде и ДО (табл.).

В распределении Pb по результатам исследований 2010–2014 гг. впервые отмечена тенденция увеличения содержания в поверхностных слоях ДО на расстоянии до 20 км от комбината (рис. 3). Это свидетельствует, что комбинат «Печенганикель» также является источником загрязнения Pb, т. е. картина распределения Pb стала подобной для всех приоритетных загрязняющих ТМ. Ранее [Даувальтер, 1997, 1999; Dauvalter, Rognerud, 2001] в региональном распределении Pb была отмечена отличная от всех ТМ картина – увеличение концентраций с востока на запад. Наибольшие значения концентраций Pb были зафиксированы на норвежской территории, где средние концентрации равны 40 мкг/г, что составляет около 10 фоновых значений. В промышленном районе было зафиксировано уменьшение концентраций (средние концентрации 28 мкг/г). В прошлом столетии поступление Pb в окружающую среду связывали в основном с автомобильными выхлопами и сжиганием угля на энергетических установках. Запрещение использования этилированного бензина и переход на экологически более чистые виды топлива по сравнению с углем в последние десятилетия привели к уменьшению поступления свинца с выхлопными газами и выбросами теплоэнергетических предприятий. Поэтому комбинат в последние годы все отчетливее становится точечным источником выбросов Pb, что проявляется в довольно высоком значении величины достоверности аппроксимации содержания Pb в почвенной подстилке от расстояния от комбината (табл.).

В состав производственной пыли комбината входят также соединения Fe, т. к. многие рудообразующие минералы (например, пентландит $(\text{Fe}, \text{Ni})_9\text{S}_8$, халькопирит CuFeS_2) содержат Fe, а также Mn, как сопутствующий металл, о чем говорят высокие величины достоверности аппроксимации содержания Fe (и меньшие значения для Mn) в подстилке и органогенном слое почвы от расстояния от комбината. В ДО озер достоверных зависимостей содержания Fe и Mn от расстояния от комбината не отмечается, т. к. содержание этих металлов зависит от физико-химических условий (в первую очередь от окислительно-восстановительной

обстановки и кислотно-щелочной реакции среды) в воде и ДО. При дефиците кислорода (т. е. в восстановительной среде) и влиянии выпадения сильных кислот (т. е. в кислотной обстановке) происходит восстановление Fe и Mn до степени окисления +2, при которой резко увеличивается их растворимость и уменьшается осаждение этих металлов в ДО [Даувальтер, Ильяшук, 2007; Демина и др., 2017].

В целом по результатам исследований 2010–2014 гг. отмечено увеличение концентраций практически всех загрязняющих ТМ в поверхностных слоях ДО озер приграничного района по сравнению с исследованиями 2002–2004 и 1989–1993 гг. (рис. 3).

Атмосферные выпадения аэрозолей являются главной причиной загрязнения, в том числе и ТМ, наземных и водных экосистем, поверхностных и подземных вод. В фоновых территориях, где в балансе атмосферных выпадений значительная роль принадлежит растворимым формам металлов, с поверхностным стоком выносятся до 5 % поступлений свинца и около 30 % поступлений цинка и кадмия [Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989; Елпатьевский, 1993]. В условиях техногенного загрязнения, когда существенно увеличивается роль твердофазных выпадений, поверхностный вынос сокращается до 1–3 % поступлений Pb и до 10 % Zn и Cu [Елпатьевский, 1993]. Остальная часть металлов накапливается в почве. Миграция металлов по почвенному профилю происходит со скоростью 0,1–0,4 см/год и характеризуется быстрым падением концентраций с увеличением глубины [Елпатьевский, 1993; Cernic et al., 1994]. Возможности самоочищения почв от антропогенных накоплений металлов признаются весьма ограниченными [Fridland et al., 1992; Miller, Fridland, 1994; De Vries, Banker, 1996]. Согласно вышеуказанным исследованиям, совокупный вынос металлов (поверхностный сток, почвенные растворы, биологические процессы и др.) при условии прекращения новых поступлений из антропогенных источников обеспечит в зоне умеренного климата самоочищение загрязненных почв от Pb за период от 150–200 до 400–500 лет, от Zn, Cd – за 100–200 лет [Яхнин и др., 1997]. Таким образом, период естественного самоочищения почв и наземных экосистем от загрязняющих металлов можно оценить величиной порядка $n \times 10^2$ лет (т. е. сотни лет).

В состав пыли, выбрасываемой в атмосферу металлургическим производством, входит большое количество главных породообразующих макроэлементов, то есть влияние выбросов комбината проявилось не только в повышении концентраций ТМ в водных и наземных

экосистемах вблизи комбината, но и в увеличении в них содержания Al, щелочных (Na, K) и щелочноземельных (Ca, Mg, Sr) металлов (рис. 2; табл.). Это повлекло эффект подщелачивания почвы и воды водоемов, а также повышенные значения pH воды озер [Гашкина, Моисеенко, 2016; Базова, 2017] и водных вытяжек подстилки и органического слоя почвы [Евдокимова и др., 2011, 2014] на расстоянии до 20–30 км от комбината (рис. 1; табл.). Отмечено, что в почвенных слоях (подстилке и органогенном слое) щелочноземельные металлы (Ca и Mg) закрепляются гораздо лучше, чем в ДО озер, о чем говорят высокие величины достоверности аппроксимации содержания металлов от расстояния до комбината (табл.). Довольно высокие значения достоверности аппроксимации содержания этих металлов отмечены и в воде озер. Щелочные металлы обладают большей подвижностью и способностью к выщелачиванию и растворению по сравнению с щелочноземельными металлами, поэтому для щелочных металлов (Na и K) высоких значений зависимости их содержания от расстояния до комбината не отмечается, за исключением Na в органогенном слое почвы (табл.). Подобная картина распределения зафиксирована также для Al – достоверные зависимости от расстояния до комбината отмечаются в почвенных слоях (подстилке и органогенном слое). Вероятно, это связано с плохой выщелачиваемостью и растворимостью соединений Al и его довольно прочной закрепленностью в почвенных слоях.

Для всех исследуемых ТМ (Ni, Cu, Co, Cd, Zn, As, Cr, Fe, Mn), а также для Al, щелочных (Na, K) и щелочноземельных (Ca, Mg) металлов отмечена закономерность увеличения содержания элементов в звеньях водных и наземных экосистем по направлению: вода – подстилка – органический слой почвы – донные отложения (рис. 2). Это связано с тем, что ДО водоемов являются конечным звеном миграции химических элементов и депонирующей средой многих загрязняющих веществ. В то же время ДО сами могут являться источником поступления загрязняющих веществ в организмы гидробионтов, а также в водную толщу при изменении в ней физико-химических условий (например, pH, Eh, содержания растворенных газов (кислорода, углекислого газа), бактериальной активности) [Дауальтер, 2012].

Выводы

В результате проведенных исследований установлено, что выбросы в атмосферу

плавильных цехов комбината «Печенганикель» являются главным источником повышенных концентраций ТМ (Ni, Cu, Zn, Co, Pb, Cd, As, Hg, Cr) в верхних горизонтах почвы, поверхностных водах и ДО водоемов на расстоянии до 30–40 км. В этой зоне отмечено также увеличение содержания щелочных и щелочноземельных металлов, что проявилось в эффекте подщелачивания и росте значений pH воды озер и водных вытяжек подстилки и органического слоя почвы. Для всех исследуемых ТМ (Ni, Cu, Co, Cd, Zn, As, Cr, Fe, Mn), а также для Al, щелочных (Na, K) и щелочноземельных (Ca, Mg) металлов отмечена закономерность увеличения содержания элементов в звеньях водных и наземных экосистем по направлению: вода – подстилка – органический слой почвы – донные отложения. По результатам исследований 2000-х годов отмечено увеличение концентраций практически всех загрязняющих металлов в водных экосистемах приграничной территории между Россией, Норвегией и Финляндией по сравнению с исследованиями 1990-х годов, что говорит об усилении антропогенной нагрузки в этом регионе. За почти 80-летний период деятельности горно-металлургического комплекса в звеньях окружающей среды (главным образом в наземных экосистемах – в почвах и растениях, а также в ДО водоемов) накопилось огромное количество ТМ, которое после отмирания растений и разложения органических остатков со склоновым стоком, почвенными и подземными водами в виде органических и неорганических соединений постепенно поступает в водотоки и водоемы. С учетом огромного количества накопленных ТМ в наземных экосистемах и многолетнего периода их самоочищения интенсивное поступление ТМ в водоемы будет продолжаться еще не один десяток лет, даже если горно-металлургический комбинат резко снизит или вообще прекратит их выбросы в окружающую среду.

Литература

- Базова М. М. Особенности формирования элементного состава вод Кольского Севера в условиях функционирования горнорудных производств // Геохимия. 2017. № 1. С. 92–106. doi: 10.7868/S0016752517010022
- Гашкина Н. А., Моисеенко Т. И. Пространственно-временные закономерности изменения химического состава вод озер под влиянием выбросов медно-никелевых производств: прогноз закисления // Геохимия. 2016. № 12. С. 1122–1137. doi: 10.7868/S0016752516120037
- Дауальтер В. А. Загрязнение донных отложений водосбора реки Пасвик тяжелыми металлами // Геоэкология. 1997. № 6. С. 43–53.

- Даувальтер В. А. Закономерности осадконакопления в водных объектах Европейской Субарктики (природоохранные аспекты проблемы): Автореф. дис. ... докт. геогр. наук. М., 1999. 52 с.
- Даувальтер В. А. Геоэкология донных отложений озер. Мурманск: Мурман. гос. техн. ун-т, 2012. 242 с.
- Даувальтер В. А., Ильяшук Б. П. Условия образования железо-марганцевых конкреций в донных отложениях озер в пределах Балтийского кристаллического щита // Геохимия. 2007. № 6. С. 680–684.
- Даувальтер В. А., Кашулин Н. А. Поток тяжелых металлов (Ni и Cu) на водосборе субарктического озера // Сибирский экологический журнал. 2014. № 4. С. 503–514.
- Даувальтер В. А., Кашулин Н. А., Денисов Д. Б. Тенденции изменения содержания тяжелых металлов в донных отложениях озер Севера Фенноскандии в последние столетия // Труды КарНЦ РАН. 2015. № 9. С. 62–75. doi: 10.17076/lim40
- Демина Л. Л., Будько Д. Ф., Алексеева Т. Н., Новигатский А. Н., Филиппов А. С., Коченкова А. И. Особенности распределения микроэлементов в процессах раннего диагенеза донных осадков Белого моря // Геохимия. 2017. № 1. С. 107–112. doi: 10.7868/S0016752517010058
- Евдокимова Г. А., Калабин Г. В., Мозгова Н. П. Содержание и токсичность тяжелых металлов в почвах зоны воздействия воздушных выбросов комбината Североникель // Почвоведение. 2011. № 2. С. 261–268.
- Евдокимова Г. А., Мозгова Н. П., Корнейкова М. В. Содержание и токсичность тяжелых металлов в почвах зоны воздействия газовоздушных выбросов комбината Печенганикель // Почвоведение. 2014. № 5. С. 625–631. doi: 10.7868/S0032180X14050049
- Елпатьевский П. В. Геохимия миграционных потоков в природных и природно-техногенных системах. М.: Наука, 1993. 253 с.
- Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. М.: Мир, 1989. 439 с.
- Кашулин Н. А., Сандимиров С. С., Даувальтер В. А., Терентьев П. М., Денисов Д. Б. Экологический каталог озер Мурманской области. Северо-западная часть Мурманской области и приграничной территории сопредельных стран. В 2 ч. Апатиты: КНЦ РАН, 2009. Ч. 1. 226 с. Ч. 2. 262 с.
- Крючков В. В., Макарова Т. Д. Аэротехногенное воздействие на экосистемы Кольского Севера. Апатиты: КНЦ РАН, 1989. 96 с.
- Слуковский З. И., Ильмаст Н. В., Суховская И. В., Борвинская Е. В., Гоголев М. А. Геохимическая специфика процесса современного осадконакопления в условиях техногенеза (на примере оз. Ламба, Петрозаводск, Карелия) // Труды КарНЦ РАН. № 10. 2017. С. 45–63. doi: 10.17076/lim618
- Яхнин Э. Я., Томилина О. В., Деларов Д. А. Атмосферные выпадения тяжелых металлов и их влияние на экологическое состояние почв // Экологическая химия. 1997. Т. 6, № 4. С. 253–259.
- Blais J. M., Duff K. E., Laing T. E., Smol J. P. Regional contamination in lakes from the Noril'sk region in Siberia, Russia // Water, Air, Soil Pollut. 1998. Vol. 95. P. 1–16. doi: 10.1023/A:100505932
- Cernic M., Federer P., Borcovec M., Sticher H. Modelling of heavy metal transport in a contaminated soil // J. Environ. Qual. 1994. Vol. 23. P. 1239–1248.
- Current State of Terrestrial Ecosystems in the Joint Norwegian, Russian and Finnish Border Area in Northern Fennoscandia // Working Paper of the Finnish Forest Research Institute / Eds. Derome J., Myking T., Aarestad P. A. 2008. No. 85. 98 p.
- Dauvalter V., Rognerud S. Heavy metals pollution in sediment of the Pasvik River drainage // Chemosphere. 2001. Vol. 42, no. 1. P. 9–18. doi: 10.1016/S0045-6535(00)00094-1
- De Vries W., Banker D. J. Manual for calculating critical load of heavy metals for soils and surface water // Report of DLO Winland Staring Centre, Wageningen (The Netherlands), 1996. No. 114. 133 p.
- Fridland A. J., Craig B. M., Miller E. K., Herrick G. T., Siccama T. G., Johnson A. N. Decreasing lead levels in the forest floor of the northeastern USA // AMBIO. 1992. Vol. 21. P. 400–430.
- Gregurek D., Melcher F., Pavlov V. A., Reimann C., Stumpf E. F. Mineralogy and mineral chemistry of snow filter residues in the vicinity of the nickel-copper processing industry, Kola Peninsula, NW Russia // Miner. Petrol. 1999. Vol. 65. P. 87–111. doi: 10.1007/BF01161578
- Intercomparison 1630: pH, Conductivity, Alkalinity, NO₃-N, Cl, SO₄, Ca, Mg, Na, K, TOC, Al, Fe, Mn, Cd, Pb, Cu, Ni and Zn. ICP Waters report 129/2016. Oslo: Norwegian Institute for Water Research, Report No. 7081, 2016. 72 p.
- Miller E. K., Fridland A. J. Lead migration in forest soil. Response to changing atmospheric inputs // Environ. Sci. Technol. 1994. Vol. 28. P. 662–672. doi: 10.1021/es00053a020
- Palmer G. R., Dixit S. S., Macarthur J. D., Smol J. P. Elemental analysis of lake sediment from Sudbery, Canada, using particle-induced X-ray emission // Sci. Tot. Environ. 1989. Vol. 87/88. P. 141–156.
- Reimann C., Banks D., Bogatyrev I., de Cariat P., Kashulina G., Niskavaara H. Lake water geochemistry on the western Kola Peninsula, north-west Russia // Appl. Geochem. 1999. Vol. 14. P. 787–805. doi: 10.1016/S0883-2927(99)00006-2
- Rognerud S., Dauvalter V. A., Fjeld E., Skjelkvåle B. L., Christensen G., Kashulin N. Spatial Trends of Trace-Element Contamination in Recently Deposited Lake Sediment Around the Ni – Cu Smelter at Nikel, Kola Peninsula, Russian Arctic // AMBIO. 2013. Vol. 42, no. 6. P. 724–736. doi: 10.1007/s13280-013-0384-8
- Semkin R. G., Kramer J. R. Sediment geochemistry of Sudbury area lakes // Can. Mineral. 1976. Vol. 14. P. 73–90.
- Skogheim O. K. Rapport fra Arungenprosjektet. Oslo: As- NLH. No. 2. 1979. 7 p.

Поступила в редакцию 11.12.2017

References

- Bazova M. M. Osobennosti formirovaniya elementnogo sostava vod Kol'skogo Severa v usloviyakh funktsionirovaniya gornorudnykh proizvodstv [Specifics of the elemental composition of waters in environments with operating mining and ore-processing plants in the Kola North]. *Geokhimiya* [Geochem. Int.]. 2017. Vol. 55, no. 1. P. 131–143. doi: 10.1134/S0016702917010025
- Dauvalter V. A. Zagryaznenie donnykh otlozhenii vodosbora reki Pasvik tyazhelymi metallami [Pollution of bottom sediments of the Pasvik river basin with heavy metals]. *Geoekologiya* [Geoecology]. 1997. No. 6. P. 43–53.
- Dauvalter V. A. Zakonomernosti osadkonakopleniya v vodnykh ob'ektakh Evropeiskoi Subarktiki (prirodookhrannyye aspekty problemy) [The patterns of sedimentation in water bodies of the European Subarctic (environmental aspects of the problem)]: DSc (Dr. of Geogr.) thesis. Moscow, 1999. 52 p.
- Dauvalter V. A. Geoekologiya donnykh otlozhenii ozer [Geoecology of bottom sediments of lakes]. Murmansk: MGTU, 2012. 242 p.
- Dauvalter V. A., Ilyashuk B. P. Usloviya obrazovaniya zhelezo-margantsevykh konkretnykh v donnykh otlozheniyakh ozer v predelakh Baltiiskogo kristallicheskogo shchita [Conditions of formation of ferromanganese nodules in the bottom sediments of lakes in the Baltic Shield]. *Geokhimiya* [Geochem. Int.]. 2007. Vol. 45, no. 6. P. 615–619. doi: 10.1134/S0016702907060092
- Dauvalter V. A., Kashulin N. A. Potok tyazhelykh metallov (Ni i Cu) na vodosbore subarkticheskogo ozera [Flow of heavy metals (Ni and Cu) in the catchment area of a Subarctic lake]. *Sibirskii ekologicheskii zhurnal* [Contemporary Problems Ecol.]. 2014. Vol. 7, no. 4. P. 375–383. doi: 10.1134/S1995425514040027
- Dauvalter V. A., Kashulin N. A., Denisov D. B. Tendentsii izmeneniya sodержaniya tyazhelykh metallov v donnykh otlozheniyakh ozer Severa Fennoskandii v poslednie stoletiya [Tendencies in the content change of heavy metals in lake sediments in Northern Fennoscandia over the last centuries]. *Trudy KarNTs RAN* [Trans. KarRC RAS]. 2015. No. 9. P. 62–75. doi: 10.17076/lim40
- Demina L. L., Bud'ko D. F., Alekseeva T. N., Novigatskii A. N., Filippov A. S., Kochenkova A. I. Osobennosti raspredeleniya mikroelementov v protsessakh rannego diagenеза donnykh osadkov Belogo morya [Partitioning of trace elements in the process of early diagenesis of bottom sediments in the White Sea]. *Geokhimiya* [Geochem. Int.]. 2017. Vol. 55, no. 1. P. 144–149. doi: 10.1134/S0016702917010050
- Elpat'evskii P. V. Geokhimiya migratsionnykh potokov v prirodnykh i prirodno-tekhnogennykh sistemakh [Geochemistry of migration flows in natural and natural-technogenic systems]. Moscow: Nauka, 1993. 253 p.
- Evdokimova G. A., Mozgova N. P., Kalabin G. V. Soderzhanie i toksichnost' tyazhelykh metallov v pochvakh zony vozdeistviya gazovozdushnykh vybrosov kombinata Severonikel' [The content and toxicity of heavy metals in the soils affected by aerial emissions from the Severonikel Enterprise]. *Pochvovedenie* [Eurasian Soil Science]. 2011. Vol. 44, no. 2. P. 237–244. doi: 10.1134/S1064229311020037
- Evdokimova G. A., Mozgova N. P., Korneikova M. V. Soderzhanie i toksichnost' tyazhelykh metallov v pochvakh zony vozdeistviya gazovozdushnykh vybrosov kombinata Pechenganikel' [The content and toxicity of heavy metals in the soils affected by aerial emissions from the Pechenganikel plant]. *Pochvovedenie* [Eurasian Soil Science]. 2014. Vol. 47, no. 5. P. 504–510. doi: 10.1134/S1064229314050044
- Gashkina N. A., Moiseenko T. I. Prostranstvenno-vremennyye zakonomernosti izmeneniya khimicheskogo sostava vod ozer pod vliyaniem vybrosov mednonikelevykh proizvodstv: prognoz zakisleniya [Character of spatiotemporal variations in the chemical composition of lake water under the influence of emission from copper – nickel plants: prediction of acidification]. *Geokhimiya* [Geochem. Int.]. 2016. Vol. 54, no. 12. P. 1079–1093. doi: 10.1134/S001670291612003X
- Kabata-Pendias A., Pendias H. Mikroelementy v pochvakh i rasteniyakh [Microelements in soils and plants]. Moscow: Mir, 1989. 439 p.
- Kashulin N. A., Sandimirov S. S., Dauvalter V. A., Terent'ev P. M., Denisov D. B. Ekologicheskii katalog ozer Murmanskoi oblasti. Severo-zapadnaya chast' Murmanskoi oblasti i prigranichnoi territorii sopredel'nykh stran [Ecological catalog of the lakes of the Murmansk region. The North-Western part of the Murmansk region and the border area of the neighboring countries]. Apatity: KNC RAN, 2009. Part 1. 226 p. Part 2. 262 p.
- Kryuchkov V. V., Makarova T. D. Aerotekhnogennoe vozdeistvie na ekosistemy Kol'skogo Severa [Aerotechnogenic impact on the ecosystems of the Kola North]. Apatity: KNC RAN, 1989. 96 p.
- Slukovskii Z. I., Il'mast N. V., Sukhovskaya I. V., Borvinskaya E. V., Gogolev M. A. Geokhimicheskaya spetsifika protsessа sovremennogo osadkonakopleniya v usloviyakh tekhnogeneza (na primere oz. Lamba, Petrozavodsk, Kareliya) [The geochemical specifics of modern sedimentation processes on the bottom of a small lake Lamba under technogenic impact]. *Trudy KarNTs RAN* [Trans. KarRC RAS]. 2017. No. 10. P. 45–63. doi: 10.17076/lim618
- Yakhnin E. Ya., Tomilina O. V., Delarov D. A. Atmosfernye vypadeniya tyazhelykh metallov i ikh vliyaniye na ekologicheskoe sostoyaniye pochv [Atmospheric precipitation of heavy metals and their effect on the ecological state of soils]. *Ekologicheskaya khimiya* [Ecol. Chem.]. 1997. Vol. 6, no. 4. P. 253–259.
- Blais J. M., Duff K. E., Laing T. E., Smol J. P. Regional contamination in lakes from the Noril'sk region in Siberia, Russia. *Water, Air, Soil Pollut.* 1998. Vol. 95. P. 1–16. doi: 10.1023/A:100505932
- Cernic M., Federer P., Borcovec M., Sticher H. Modelling of heavy metal transport in a contaminated soil. *J. Environ. Qual.* 1994. Vol. 23. P. 1239–1248.
- Current State of Terrestrial Ecosystems in the Joint Norwegian, Russian and Finnish Border Area in Northern Fennoscandia. *Working Paper of the Finnish Forest Research Institute*. 2008. No. 85. 98 p.
- Dauvalter V., Rognerud S. Heavy metals pollution in sediment of the Pasvik River drainage. *Chemosphere*. 2001. Vol. 42, no. 1. P. 9–18. doi: 10.1016/S0045-6535(00)00094-1

De Vries W., Banker D. J. Manual for calculating critical load of heavy metals for soils and surface water. *Report of DLO Winland Staring Centre, Wageningen* (The Netherlands), 1996. No. 114. 133 p.

Fridland A. J., Craig B. M., Miller E. K., Her-
rick G. T., Siccama T. G., Johnson A. N. Decreasing
lead levels in the forest floor of the northeastern USA.
AMBIO. 1992. Vol. 21. P. 400–430.

Gregurek D., Melcher F., Pavlov V. A., Reimann C.,
Stumpf E. F. Mineralogy and mineral chemistry of snow
filter residues in the vicinity of the nickel-copper pro-
cessing industry, Kola Peninsula, NW Russia. *Miner. Pet-
rol*. 1999. Vol. 65. P. 87–111. doi: 10.1007/BF01161578

Intercomparison 1630: pH, Conductivity, Alkalinity,
NO₃-N, Cl, SO₄, Ca, Mg, Na, K, TOC, Al, Fe, Mn, Cd, Pb,
Cu, Ni and Zn. ICP Waters report 129/2016. Oslo: Nor-
wegian Institute for Water Research, Report No. 7081,
2016. 72 p.

Miller E. K., Fridland A. J. Lead migration in forest
soil. Response to changing atmospheric inputs. *Environ.
Sci. Technol*. 1994. Vol. 28. P. 662–672. doi: 10.1021/
es00053a020

Palmer G. R., Dixit S. S., Macarthur J. D., Smol J. P.
Elemental analysis of lake sediment from Sudbery,
Canada, using particle-induced X-ray emission.
Sci. Tot. Environ. 1989. Vol. 87/88. P. 141–156.

Reimann C., Banks D., Bogatyrev I., de Cariat P.,
Kashulina G., Niskavaara H. Lake water geochemis-
try on the western Kola Peninsula, north-west Russia.
Appl. Geochem. 1999. Vol. 14. P. 787–805. doi: 10.1016/
S0883-2927(99)00006-2

Rognerud S., Dauvalter V. A., Fjeld E., Skjelkvå-
le B. L., Christensen G., Kashulin N. Spatial Trends
of Trace-Element Contamination in Recently Deposited
Lake Sediment Around the Ni – Cu Smelter at Nikel, Kola
Peninsula, Russian Arctic. *AMBIO*. 2013. Vol. 42, no. 6.
P. 724–736. doi: 10.1007/s13280-013-0384-8

Semkin R. G., Kramer J. R. Sediment geochemis-
try of Sudbury area lakes. *Can. Mineral*. 1976. Vol. 14.
P. 73–90.

Skogheim O. K. Rapport fra Arungenprosjektet.
Oslo: As-NLH, 1979. No. 2. 7 p.

Received December 11, 2017

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

Даувальтер Владимир Андреевич

главный научный сотрудник лаб. водных экосистем,
д. г. н., проф.
Институт проблем промышленной экологии Севера –
обособленное подразделение Федерального
государственного бюджетного учреждения науки
Федерального исследовательского центра
«Кольский научный центр РАН»
Академгородок, 14а, Апатиты, Мурманская обл., Россия,
184209
тел.: (81555) 79774
эл. почта: vladimir@inep.ksc.ru

Кашулин Николай Александрович

врио директора, д. б. н., проф.
Институт проблем промышленной экологии Севера –
обособленное подразделение Федерального
государственного бюджетного учреждения науки
Федерального исследовательского центра
«Кольский научный центр РАН»
Академгородок, 14а, Апатиты, Мурманская обл., Россия,
184209
тел.: (81555) 79378
эл. почта: nikolay@inep.ksc.ru

CONTRIBUTORS:

Dauvalter, Vladimir

Institute of North Industrial Ecology Problems (INEP)
Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences
14 Akademgorodok, 184209 Apatity,
Murmansk Region, Russia
tel.: (81555) 79774
e-mail: vladimir@inep.ksc.ru

Kashulin, Nikolai

Institute of North Industrial Ecology Problems (INEP)
Kola Science Centre, Russian Academy of Sciences
14 Akademgorodok, 184209 Apatity,
Murmansk Region, Russia
tel.: (81555) 79378
e-mail: nikolay@inep.ksc.ru

ГИДРОБИОЛОГИЯ

УДК 504.4.054

ОПЫТ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ТОКСИКОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК В ИНТЕГРАЛЬНОЙ ОЦЕНКЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНОГО ОБЪЕКТА

Н. В. Зуева, А. В. Козлова, А. Ю. Куличенко

Российский государственный гидрометеорологический университет,
Санкт-Петербург, Россия

Рассматриваются этапы построения интегрального показателя экологического состояния водных экосистем на основе моделей-классификаций. В качестве одного из приоритетных признаков такой классификации используются характеристики острого токсического действия поверхностных вод для тест-объектов различного таксономического уровня (*Daphnia magna* Straus, *Chlorella vulgaris* Beijer, *Paramecium caudatum* Ehrenberg). Оценка экологического состояния выполняется на основе метода сводных показателей. Приоритетными признаками выступают удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИЗВ), индекс сапробности Пантле – Букка в модификации Сладечека (по фитопланктону) и токсикологические характеристики. Биотестовые показатели, включенные в работу: смертность *Daphnia magna* за 48 часов, изменение оптической плотности *Chlorella vulgaris* за 22 часа; индекс токсичности для *Paramecium caudatum*. Значения признаков, включенных в модель-классификацию, отнесены к пяти категориям экологического состояния: катастрофическое, кризисное, неудовлетворительное, удовлетворительное и благополучное. Возможность использования токсикологических характеристик в интегральной оценке экологического состояния водных экосистем наряду с гидрохимическими и гидробиологическими показателями апробируется на примере озер Псковской области и бухты Петрокрепость Ладожского озера. В результате оценки экологического состояния по разработанной модели-классификации состояние оз. Большой Иван Псковской области признано благополучным, остальные водные объекты оценены как имеющие удовлетворительное состояние. Экологическое состояние бухты Петрокрепость Ладожского озера в 2013 г. находилось на границе категорий «удовлетворительное» – «неудовлетворительное».

Ключевые слова: озеро; экологическое состояние; интегральная оценка; биотестирование; сапробность; УКИЗВ; острое токсическое действие; Ладожское озеро; бухта Петрокрепость; Псковская область.

N. V. Zueva, A. V. Kozlova, A. Yu. Kulichenko. USE OF TOXICOLOGICAL CHARACTERISTICS IN THE INTEGRATED ASSESSMENT OF THE WATER BODIES ECOLOGICAL STATUS

This paper presents the stages of constructing the integral index of water bodies' ecological status. The characteristics of surface water acute toxic effects on test objects of different taxonomic levels (*Daphnia magna* Straus, *Chlorella vulgaris* Beijer, *Paramecium caudatum* Ehrenberg) are used as one of the priority indicators for the classification. The ecological status assessment is based on the composite indices method. The specific combinatory water pollution index (SCWPI), the Pantle-Buck saprobity index in the Sladeczek modification (for phytoplankton) and toxicological characteristics are the priority features. The biotest indices in this study were *Daphnia magna* death rate, *Chlorella vulgaris* optical density, *Paramecium caudatum* toxicity index. Features in the classification model received values belonging to five ecological status categories: catastrophic, crisis, unsatisfactory, satisfactory, sound. The feasibility of using toxicological characteristics for integral assessment of the ecological status of water ecosystems along with hydrochemical and hydrobiological characteristics is tested for lakes in the Pskov Region and Petrokrepost Bay of Lake Ladoga. As the result of an ecological status assessment, the condition of Lake Bolshoy Ivan in Pskov Region was qualified as sound, and the rest were assessed as having satisfactory conditions. The ecological status of Petrokrepost Bay of Lake Ladoga (in 2013) was found to be marginal between "satisfactory" and "unsatisfactory".

Key words: lake; ecological status; integral assessment; biological testing; saprobity; SCWPI; acute toxic effects; Lake Ladoga; Petrokrepost Bay; Pskov Region.

Введение

Оценка экологического состояния водного объекта должна быть выполнена с учетом как абиотической составляющей экосистемы, так и характеристик биоты. Так, экологическая оценка (по В. В. Дмитриеву) – параметрическое определение состояний природной среды, обеспечивающих существование сообществ живых организмов, характерных для этих состояний в условиях естественного или антропогенного режимов их развития. При этом исследуются как свойства абиотической среды, так и параметры структуры и функционирования экосистем природного объекта в естественных и измененных условиях [Дмитриев, 2000].

Интегральную оценку, которая предполагает объединение разнородных многокритериальных оценок в одно целое, удобно выполнять на основе метода сводных показателей. Первым этапом такой оценки является выбор исходной классификации экологического состояния. В нее должны входить ряд приоритетных признаков, которые репрезентативно отражают как абиотическую, так и биотическую составляющие системы [Дмитриев и др., 1997].

Абиотическую составляющую водных экосистем принято оценивать с помощью гидрохимических показателей: концентраций отдельных элементов или соединений и индексов, получаемых на их основе. В настоящее время очевидна недостаточность определения

состояния водных экосистем с помощью одних лишь гидрохимических методов. Кроме того, оценка состояния вод на основе системы предельно допустимых концентраций (ПДК) вредных (загрязняющих) веществ удобна, но несовершенна и регулярно подвергается критике [Дмитриев, 1994; Жмур, 1999; Черкашин, 2001; Шитиков и др., 2003; Лозовик, Платонов, 2005].

В связи с этим необходимо совместно с гидрохимическими использовать биологические методы оценки. Данные методы позволяют охарактеризовать водный объект по совокупности действия всех веществ и предсказывать изменения, ожидающие биоту при данном уровне загрязнения [Крайнюкова, 2009]. Стоит отметить, что принятая в странах Европейского сообщества Водная рамочная директива [WFD..., 2000] определяет приоритет биологических компонентов экосистемы при оценке ее состояния.

Биоиндикационные методы традиционно применяются в экологических исследованиях водных объектов, причем для этого используются разнообразные группы организмов. Наиболее часто и успешно применяются методы определения состояния по фитопланктону, зоопланктону и макрозообентосу [Макрушин, 1974; Баканов, 2000; Баринаева, 2006].

Методы биотестирования, несмотря на широкое использование при контроле качества вод различного генеза [Р 52.24.566..., 1994], в комплексных экологических исследованиях

применяются пока реже. Хотя их результаты дают обобщенную характеристику качества среды [Брагинский, 1985; Черкашин, 2001; Крайнюкова, 2009], однозначная интерпретация результатов биотестирования бывает затруднена в связи с отсутствием стандартизированных методических приемов.

Токсичность является интегральной характеристикой качества воды, обусловленной проявлением негативных для водной биоты последствий свойств химических веществ, присутствующих в испытываемой воде [Р 52.24.566..., 1994; Бакаева, Никаноров, 2006]. Методики, базирующиеся на биологическом критерии, учитывают действие токсических веществ на физиолого-биохимические процессы у водных животных, их устойчивость к токсикантам, влияние качества водной среды на различные формы поведения гидробионтов [Строганов, Колосова, 1971; Флеров, 1989].

Классификация пресноводных экосистем по уровню токсического загрязнения по данным биотестирования на дафниях была предложена Л. П. Брагинским [1985]. Включение эколого-токсикологических показателей в комплексную экологическую классификацию качества поверхностных вод суши было выполнено О. П. Оксиком и В. Н. Жукинским с соавторами одними из первых [Оксик и др., 1993]. В Гидрохимическом институте разработаны рекомендации [Р 52.24.763..., 2012] по использованию химико-биологических показателей, включая биотестовые, для оценки состояния пресноводных экосистем. В своих работах Е. Н. Бакаева также подчеркивает, что токсикологические характеристики являются индикаторами общего состояния экосистемы, ее экологического благополучия [Бакаева, 2015; Бакаева, Игнатова, 2015]. Использование токсикологических характеристик в качестве одного из признаков благополучной водной экосистемы приводится в работе Е. А. Примака и Н. В. Зуевой [2016].

На основе комплекса физико-химических, гидробиологических и биотестовых показателей разработан подход для выявления состояния крайней степени экологического неблагополучия водохранилищ [Хоружая, Минина, 2017]. Оценка экологического состояния водных объектов в виде совместного анализа результатов биотестирования и физико-химических данных выполнена для рек Санкт-Петербурга [Кулангиева, Гальцова, 2002; Гальцова и др., 2010], притоков Рыбинского водохранилища [Тихановская, Машихина, 2016], акватории Магнитогорского водохранилища [Грибовский и др., 2009] и других водоемов.

Таким образом, при интегральной оценке экологического состояния водоема в качестве одного из приоритетных признаков наряду с общепринятыми гидрохимическими и гидробиологическими показателями целесообразно использовать токсикологические характеристики.

Цель работы – создание модели-классификации для использования характеристик острой токсичности поверхностных вод в интегральной оценке экологического состояния водных объектов.

Материалы и методы

Метод сводных показателей

Интегральная оценка экологического состояния водных объектов выполнялась на основе метода сводных показателей [Хованов, 1996; Дмитриев и др., 1997]. В его основе лежит построение авторской модели-классификации экологического состояния водного объекта.

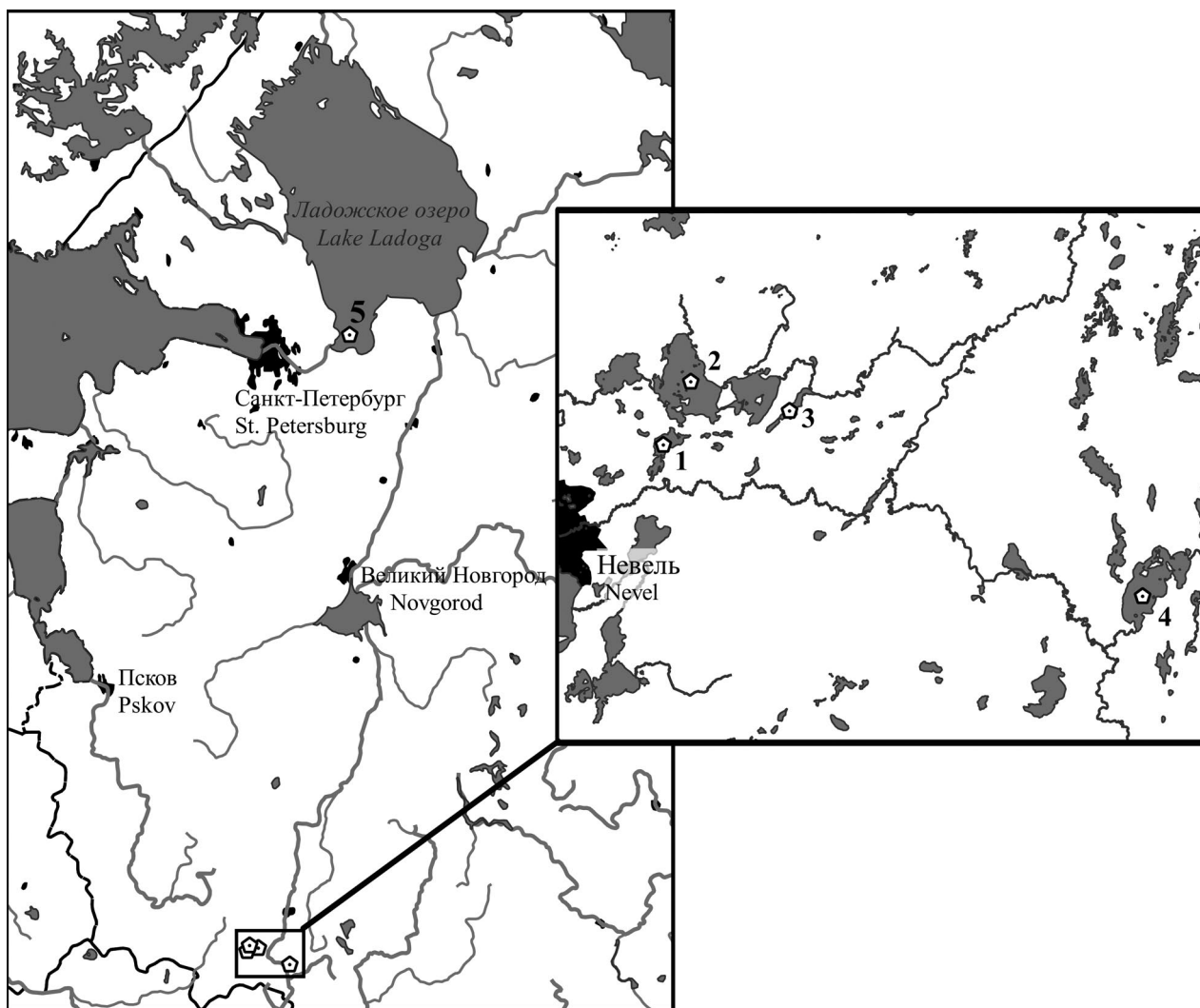
Вначале были выбраны приоритетные признаки, по которым проводилась классификация экологического состояния. Далее в классификации вводились левые и правые границы для всех исходных характеристик и проводилась процедура нормирования.

Критерии, входящие в исходную классификацию, можно разделить на два типа. К первому типу относятся характеристики, увеличение значений которых показывает ухудшение экологического состояния водотока. Ко второму типу отнесены критерии, увеличение значений которых свидетельствует об улучшении состояния. При этом наилучшему экологическому состоянию по каждому оценочному критерию соответствует значение, равное 0, а наихудшему – 1. Такое преобразование выполнялось по формуле (1) для критериев первого типа и по формуле (2) – для второго типа.

$$q_i = q_i(x_i) = \begin{cases} 0, & \text{при } x_i \leq \min_i, \\ \left(\frac{x_i - \min_i}{\max_i - \min_i} \right), & \text{при } (\min_i < x_i \leq \max_i), \\ 1, & \text{при } x_i > \max_i \end{cases} \quad (1)$$

$$q_i = q_i(x_i) = \begin{cases} 1, & \text{при } x_i \leq \min_i, \\ \left(\frac{\max_i - x_i}{\max_i - \min_i} \right), & \text{при } (\min_i < x_i \leq \max_i), \\ 0, & \text{при } x_i > \max_i. \end{cases} \quad (2)$$

В формулах: q_i – нормированное значение параметра; x_i – текущее значение критерия;



Исследованные водные объекты:

1 – оз. Черетвицы, 2 – оз. Большой Иван, 3 – оз. Балаздынь, 4 – оз. Урицкое, 5 – бухта Петрокрепость Ладожского озера

Studied water bodies:

1 – Lake Cheretvitsy, 2 – Lake Bolshoi Ivan, 3 – Lake Balazdyn, 4 – Lake Uritskoe, 5 – Petrokrepost Bay of Lake Ladoga

$\max_i$ ($\min_i$) – максимальное (минимальное) значение критерия.

Таким образом, исходные параметры в различных шкалах измерения приводились к единой безразмерной шкале, после чего над их значениями стало возможно производить математические действия с целью получения интегрального показателя.

На следующем этапе по формуле (3) для левой и правой границы каждого класса рассчитывалось значение интегрального показателя Q .

$$Q_i = \sum_{j=1}^n q_j \times p_j, \quad (3)$$

где n – число критериев оценивания; q_j – нормированное значение параметров, p_j – вес параметра.

При построении этого показателя можно учитывать не только показатели q_j , но и их значимость, определяемую весовыми коэффициентами p_j . Тогда сумма весовых коэффициентов должна равняться 1 ($0 \leq p_j \leq 1$). В данной работе строилась модель-классификация на основе предположения, что все три выбранных параметра экологической оценки (гидрохимический, гидробиологический и токсикологический) равновесны. Поэтому расчет интегрального показателя сводился к осреднению нормированных значений. В результате выполнения этого этапа была получена шкала интегрального показателя.

Апробация на натурных данных

В качестве исходных данных выступают гидрохимические показатели, гидробиологи-

ческие, в том числе токсикологические, характеристики ряда озер Псковской области и центральной части бухты Петрокрепость Ладожского озера (рис.).

Озера Псковской области – Балаздынь, Большой Иван, Урицкое и Черетвицы – расположены в ее южной части. Данные водоемы являются мелководными и проточными. Озера Балаздынь, Большой Иван и Урицкое в основном имеют рекреационное значение. В озеро Черетвицы осуществляется сброс после биологической очистки производственных и хозяйственно-бытовых сточных вод, которые образуются в результате деятельности загородного оздоровительного лагеря.

Бухта Петрокрепость – крупный мелководный залив в южной части Ладожского озера. Она подвержена разноплановому антропогенному воздействию. Здесь проходит основной судоходный фарватер Волго-Балтийского пути, впадают загрязненные притоки и располагаются точечные источники загрязнения, сбрасывающие сточные воды непосредственно в Ладожское озеро [Кондратьев, Поздняков, 2013]. Прибрежная зона бухты характеризуется более высоким трофическим статусом и уровнем загрязнения [Игнатьева и др., 2013].

Для оценки экологического состояния центральной части бухты Петрокрепость Ладожского озера используются литературные данные за 2012 и 2013 гг. [Доклад..., 2014]: УКИЗВ, индекс токсичности, полученный для инфузорий *Paramecium caudatum* Ehrenberg (время тест-реакции – 30 мин.), а также индекс сапробности, рассчитанный по индикаторным видам фитопланктона.

Данные о качестве вод озер Псковской области в 2013 г. предоставлены ГП ПО «Центр детского отдыха и оздоровления». Для комплексной оценки степени загрязненности водных объектов по предоставленным гидрохимическим показателям для озер Псковской области нами был рассчитан удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИЗВ). Для расчета согласно методике [РД 52.24.643..., 2003] использовались четыре значения концентраций по каждому загрязняющему веществу за период 2013 года. В число показателей входили: биохимическое потребление кислорода за 5 суток (БПК₅), химическое потребление кислорода (ХПК), сухой остаток, содержание взвешенных веществ, нефтепродуктов, азота аммонийного, азота нитритов, азота нитратов, фосфора общего, железа общего, сульфат-ион, хлорид-ион, растворенный кислород, анионные поверхностно-активные вещества (АПАВ).

Из гидробиологических показателей для оценки экологического состояния исследуемых озер Псковской области использовался индекс сапробности Пантле и Букка в модификации Сладечека, рассчитанный по индикаторным видам фитопланктона, полученным в период с мая по сентябрь 2013 г. Также использовались результаты биотестирования воды за тот же период. В качестве тест-объектов для оценки токсического действия применялись ракообразные дафния magna (*Daphnia magna* Straus), одноклеточные зеленые водоросли из класса протококковых – хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) [ПНД..., 2014а, б]. Продолжительность тест-реакции для ракообразных составляла 48 часов, для водорослей – 22 часа.

По мнению многих авторов, ни один из отдельно взятых организмов не может служить универсальным тест-объектом, чувствительным к веществам различной химической природы. Следовательно, для гарантированного выявления токсического эффекта среды должен использоваться набор биотестов [Брагинский и др., 1979; Лесников, 1983; Филенко, 1989; Бакаева, 2015]. Согласно нормативным документам, состав биотестов (методик) также должен включать тест-объекты разного трофического и систематического уровня. Реакция тест-объектов, обладающих различной чувствительностью к одному и тому же воздействию, позволяет получить более объективную оценку токсического загрязнения [Р 52.24.690..., 2006].

В данной работе для построения классификации по токсикологическим характеристикам выбраны организмы разных таксономических уровней: ракообразные (*Daphnia magna*), одноклеточные зеленые водоросли (*Chlorella vulgaris*) и простейшие – инфузории (*Paramecium caudatum*). Указанные тест-объекты являются представителями основных сообществ гидробионтов и традиционно применяются в природоохранных нормативных документах и общепринятых методиках, включенных в Федеральный информационный фонд по обеспечению единства измерений [ПНД..., 2014а, б; ФР..., 2015].

Результаты и обсуждение

Осуществление оценки экологического состояния водного объекта методом сводных показателей требует выбора ряда приоритетных признаков. По ним проводится классификация экологического состояния водного объекта. В данной работе выбрано три таких признака: гидрохимический,

Таблица 1. Модель-классификация экологического состояния водного объекта

Table 1. Classification scheme of water body ecological status

Признак Index		Категории экологического состояния Class of ecological status				
		Катастрофическое Very bad V	Кризисное Bad IV	Неудовлетвори- тельное Unsatisfactory III	Удовлетворитель- ное Satisfactory II	Благополучное Good I
1	УКИЗВ SCWPI Класс качества Class of quality	16,0–11,1 экстремально грязная extremely polluted	11,0–4,1 грязная polluted	4,0–2,1 загрязненная contaminated	2,0–1,1 слабозагрязнен- ная moderately con- taminated	1,0–0,0 условно чистая conditionally clean
2	S Класс качества Class of quality	6,00–4,01 очень грязные heavily polluted	4,00–3,51 грязные polluted	3,50–2,51 загрязненные contaminated	2,50–1,51 умеренно загряз- ненные moderately con- taminated	1,50–0,00 очень чистые и чистые very clean and clean
3	A, % наличие т. д. toxic effects	100–91 о. т. д. a. t. e.	90–50 о. т. д. a. t. e.	49–11 т. д. t. e.	10–6 не оказывает о. т. д. no a. t. e.	5–0 не оказывает о. т. д. no a. t. e.
	J, % наличие т. д. toxic effects	100–91 –100–(–91) т. д. t. e.	90–71 –90–(–61) т. д. t. e.	70–30 –60–(–20) т. д. t. e.	29–16 –19–(–11) не оказывает т. д. no t. e.	15–0 –10–0 не оказывает т. д. no t. e.
	T степень токсичности toxicity level	1,00–0,91 высокая high	0,90–0,71 высокая high	0,70–0,41 умеренная medium	0,40–0,21 допустимая permissible	0,20–0,00 допустимая permissible

Примечание. Здесь и в табл. 3: УКИЗВ – удельный комбинаторный индекс загрязненности воды; S – индекс сапробности Пантле – Букка в модификации Сладечека (по фитопланктону); A – смертность *Daphnia magna* в 48-час. опыте, J – изменение оптической плотности *Chlorella vulgaris*; T – индекс токсичности для *Paramecium caudatum*; т. д. – токсическое действие; о. т. д. – острое токсическое действие.

Note. Here and in Table 3: SCWPI – specific combinatory water pollution index, S – Pantle-Buck saprobity index in the Sladeczek modification (for phytoplankton); A – *Daphnia magna* death rate (24 h), J – *Chlorella vulgaris* optical density; T – *Paramecium caudatum* toxicity index; t. e. – toxic effects; a. t. e. – acute toxic effects.

гидробиологический-биоиндикационный и биотестовый (токсикологический).

Это, во-первых, удельный комбинаторный индекс загрязненности воды (УКИЗВ), введенный в 2002 г. [РД 52.24.643..., 2003]. Используется для комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям.

Во-вторых, индекс сапробности Пантле и Букка в модификации Сладечека (S) [Руководство..., 1992]. Данный метод широко применяется в оценке загрязнения природных вод по фито-, зоопланктону и зообентосу. В предложенной модели-классификации используется сапробность, рассчитанная по индикаторным видам фитопланктона.

Третий признак – токсикологический, в него включены: острая токсичность, определяемая по изменению смертности дафний *Daphnia magna* в тестируемой пробе за 48 часов (A), токсичность, определяемая по изменению оптической плотности тест-объекта *Chlorella vulgaris* за 22 часа

(J), а также индекс токсичности для *Paramecium caudatum* (T) [ПНД..., 2014а, б; ФР..., 2015].

Выделение диапазонов значений категорий в модели-классификации

Предложенная классификация (табл. 1) предусматривает пять категорий состояния водной экосистемы: катастрофическое, кризисное, неудовлетворительное, удовлетворительное и благополучное.

Классификация по значению УКИЗВ проводилась в соответствии с методикой [РД 52.24.643..., 2003]. Таким образом, каждому из пяти классов качества вод, выделенных по значению УКИЗВ, соответствует своя категория экологического состояния водного объекта (табл. 1).

Авторы рекомендаций [Р 52.24.763..., 2012] также относят пятый класс качества вод по УКИЗВ к наихудшей категории «экологического бедствия», а четвертый – к «чрезвычайной

экологической ситуации». Однако относительно удовлетворительным состоянием в рекомендациях характеризуются лишь воды первого класса.

Распределение значений индекса сапробности по указанным категориям проводилось следующим образом. При оценке водоема по индексу Пантле – Букка предусматривается шесть классов качества воды [ГОСТ..., 1982; Руководство..., 1992]. Для того чтобы получить шкалу для пяти категорий экологического состояния из этой шестибальной шкалы, к «благополучному» состоянию были отнесены воды с сапробностью, соответствующей классам «очень чистые» и «чистые», то есть ксено- и олигосапробные воды.

Описанное распределение хорошо согласуется с классификацией качества поверхностных вод суши по В. Д. Романенко с соавторами [1990], когда ксеносапробные и олигосапробные воды относятся соответственно к классам предельно чистых и чистых вод, β -мезосапробные – удовлетворительной чистоты, α -мезосапробные – загрязненные, а полисапробные входят в класс «грязные».

Отметим, что в рекомендациях Гидрохимического института [Р 52.24.763..., 2012] лишь ксено- и олигосапробные воды отнесены к наилучшей категории «относительно удовлетворительное состояние», в отличие от классификации Минприроды [Методика..., 1992], где в такую же категорию входит и β -мезосапробная зона. В предложенной классификации (табл. 1) β -мезосапробные воды также отнесены к категории удовлетворительного экологического состояния, вследствие того, что такие значения индекса Пантле – Букка могут соответствовать природным водам, не испытывающим антропогенного загрязнения. Так, монография Л. П. Рыжкова [1999] позволяет судить о характеристиках незагрязненных водоемов Северного Приладожья. Сапробность, оцененная по фитопланктону, в олиготрофных и олигомезотрофных озерах этой территории изменяется в пределах 0,88–1,91.

Токсикологические характеристики, включенные в модель-классификацию, – результаты совместных биотестов для организмов различного таксономического уровня. По мнению многих авторов, это необходимо для обеспечения валидности результатов [Брагинский и др., 1979; Лесников, 1983; Филенко, 1989; Бакаева, 2015]. Учитывая, что данные трех параллельных токсикологических опытов на различных тест-объектах – редкость, при недостатке информации предложенная классификация может быть ограничена признаками, полученными

с использованием меньшего числа тест-объектов. При построении интегрального индекса для расчетов должна быть выбрана одна токсикологическая характеристика. Используется биотестовый показатель, демонстрирующий больший уровень токсичности.

В методике по определению токсичности с использованием дафний [ПНД..., 2014б] выделяют области, когда тестируемая проба в 48-часовом опыте не оказывает острого токсического действия (при $A \leq 10\%$) и когда наблюдается острое токсическое действие (при $A \geq 50\%$). Более подробная классификация пресноводных экосистем по уровню токсического загрязнения по данным биотестирования на дафниях была предложена Л. П. Брагинским [1985]. Для пяти классов вод автор выделяет следующие уровни токсического загрязнения: олиготоксичность, β -мезотоксичность, α -мезотоксичность, политоксичность и гипертоксичность.

На основе указанных в методике диапазонов и классификации Л. П. Брагинского предложенная нами модель-классификация с использованием дафний строится следующим образом. К категориям экологического состояния «благополучное» и «удовлетворительное» (табл. 1) относят воды, для которых смертность дафний составляет менее 10 %. По шкале Брагинского данному диапазону соответствует олиготоксичность. Граница между 1-й и 2-й категориями выделена в значительной мере условно, делением области пополам.

Следующая, 3-я категория «неудовлетворительное состояние» (более 10, но менее 50 % смертности) выделена с учетом области отсутствия острого токсического действия согласно методике. По классификации [Брагинский, 1985] в нее входят области β - и α -мезотоксичности.

Для остальных двух категорий – кризисного и катастрофического состояния – смертность дафний в тестируемой пробе будет находиться в диапазоне от 50 до 100 %, где 50 % и более – критерий острой токсичности [ПНД..., 2014а]. По классификации Брагинского это зоны политоксичности и гипертоксичности. Выделение четких границ в этой области затруднительно. Однако можно считать, что «мгновенная или в течение 1–2 часов» [Брагинский, 1985] гибель дафний при гипертоксичности будет соответствовать 100% смертности в остром опыте. Так же как и 100% смертность в течение менее 1 часа, отнесенная по классификации [Оксиук и др., 1993] к уровню «чрезвычайно токсичная». Поэтому данный диапазон ($> 90\%$) был отнесен к пятой категории – катастрофическое экологическое состояние.

Таблица 2. Значения интегрального индекса экологического состояния водного объекта (Q) при использовании разных токсикологических характеристик

Table 2. Integral index of the ecological status of a water body (Q) when using different toxicological characteristics

Индекс Index	Катастрофическое Very bad	Кризисное Bad	Неудовлетворительное Unsatisfactory	Удовлетворительное Satisfactory	Благополучное Good
Q_A	1–0,75	0,75–0,44	0,44–0,21	0,21–0,12	0,12–0
Q_{J^+}	1–0,75	0,75–0,51	0,51–0,28	0,28–0,15	0,15–0
Q_{J^-}	1–0,75	0,75–0,48	0,48–0,24	0,24–0,14	0,14–0
Q_T	1–0,75	0,75–0,51	0,51–0,31	0,31–0,17	0,17–0

Примечание. Нижний индекс Q: A – смертность *Daphnia magna*, J^+ – изменение оптической плотности *Chlorella vulgaris* (положительная часть диапазона); J^- – изменение оптической плотности *Chlorella vulgaris* (отрицательная часть диапазона); T – индекс токсичности для *Paramecium caudatum*.

Note. Subscript of Q: A – *Daphnia magna* death rate, J^+ – *Chlorella vulgaris* optical density (positive part of the value range); J^- – *Chlorella vulgaris* optical density (negative part of the value range); T – *Paramecium caudatum* toxicity index.

В случае определения токсичности по изменению оптической плотности тест-объекта *Chlorella vulgaris* теоретически возможно изменение характеристики в границах от –100 до 100 %. В методике [ПНД..., 2014а] критерием токсичности пробы воды является снижение средней величины оптической плотности по сравнению с контрольным вариантом на 20 % и более в случае подавления роста тест-культуры или ее повышение на 30 % и более при стимуляции ростовых процессов.

Таким образом, водам, не оказывающим острого токсического действия, будет соответствовать отрезок от –19 до 29 %, то есть наилучшее экологическое состояние соответствует примерно середине диапазона. Поэтому для включения в модель-классификацию весь диапазон был разделен на две части: положительную и отрицательную. К благополучному состоянию отнесены отрезки от 0 до 15 % и от –10 до 0 %. Остальная часть значений в области без острого токсического действия вошла в категорию удовлетворительного экологического состояния.

Так же как в модели-классификации с использованием дафний, к катастрофическому состоянию были отнесены значения, близкие к ± 100 % (с абсолютными значениями > 90 %), а оставшаяся часть диапазона поровну поделена между категориями «кризисное» и «неудовлетворительное».

По величине индекса токсичности, полученного для *Paramecium caudatum*, воды делятся по степени их токсичности на три группы: допустимая степень токсичности ($0,00 < T \leq 0,40$), умеренная ($0,41 < T \leq 0,70$) и высокая ($T > 0,71$) [ФР..., 2015].

Исходя из этого, в разработанной модели-классификации предполагается, что допустимая токсичность (0–0,40) присуща категориям

«благополучное» и «удовлетворительное» экологическое состояние. Умеренная токсичность отнесена к неудовлетворительной градации, а высокая – к кризисному и катастрофическому экологическому состоянию.

В итоге получена модель-классификация, в которую вошли три токсикологические характеристики. Далее, как было описано выше, проводилась процедура нормирования исходных значений с помощью нормирующих функций и расчет границ категорий интегрального показателя Q (табл. 2).

Интегральная оценка экологического состояния водоемов

Полученная нами классификация для оценки экологического состояния была апробирована в шести вариантах (табл. 3) – на четырех озерах Псковской области, а также в центральной части бухты Петрокрепость Ладожского озера, где при апробации использовались данные за 2012 и 2013 гг.

Для озер Псковской области были известны две токсикологические характеристики (табл. 3). Из них в оценке, наряду с гидрохимическими и гидробиологическими показателями, использовалось изменение оптической плотности *Chlorella vulgaris*, так как по этому токсикологическому показателю получена оценка хуже, чем по второму (смертность *Daphnia magna*). Таким образом, рассчитывался интегральный показатель Q_{J^+} (табл. 4). Для бухты Петрокрепость в оценке использовался индекс токсичности для *Paramecium caudatum*, соответственно, рассчитывался интегральный индекс Q_T . Ранжированные результаты оценки экологического состояния исследованных водных объектов по предложенному интегральному показателю представлены в таблице 4.

Таблица 3. Исходные данные для оценки экологического состояния на примере озер северо-запада России
Table 3. Initial data for assessing the ecological status of the lakes in the North-West of Russia

Водный объект Water body	УКИЗВ SCWPI	S	A, %	J, %	T
оз. Балаздынь Lake Balazdyn	0,55	2,05	0	15,0	-
оз. Большой Иван Lake Bolshoi Ivan	0,27	2,10	0	6,0	-
оз. Черетвицы Lake Cheretvitsy	0,68	2,20	0	8,0	-
оз. Урицкое Lake Uritskoe	0,94	2,14	0	18,0	-
бух. Петрокрепость 2012 г. Petrokrepost Bay (2012)	1,47	2,06	-	-	0,26
бух. Петрокрепость 2013 г. Petrokrepost Bay (2013)	1,52	1,95	-	-	0,51

Примечание. (-) – отсутствие данных.

Note. (-) – no data.

Таблица 4. Оценка экологического состояния исследованных водных объектов по интегральному показателю Q
Table 4. Assessment of the water bodies ecological status by the integral index Q

Водный объект Water body	Q	Экологическое состояние Ecological status
оз. Большой Иван Lake Bolshoi Ivan	0,14	Благополучное Good
оз. Черетвицы Lake Cheretvitsy	0,16	Удовлетворительное Satisfactory
оз. Балаздынь Lake Balazdyn	0,18	
оз. Урицкое Lake Uritskoe	0,20	
бух. Петрокрепость 2012 г. Petrokrepost Bay (2012)	0,23	
бух. Петрокрепость 2013 г. Petrokrepost Bay (2013)	0,31	

Заключение

В результате работы построена модель-классификация для оценки состояния водных экосистем. Предусматривается выделение пяти категорий экологического состояния водоема: катастрофическое, кризисное, неудовлетворительное, удовлетворительное и благополучное.

В качестве приоритетных признаков в модели использованы удельный комбинаторный индекс загрязненности воды, индекс сапробности Пантле – Букка в модификации Сладечека (по фитопланктону) и токсикологические характеристики.

Токсикологический признак в модели-классификации вариативен, то есть для расчетов из всех биотестовых результатов должен быть выбран тот, который демонстрирует больший уровень токсичности. Это позволит гарантированно подтвердить наличие или отсутствие интегрального токсического действия природных вод.

Строгое выделение категорий экологического состояния водоемов по трем перечисленным показателям токсичности несколько затруднительно. Методические руководства предусматривают лишь определение наличия токсического действия или его отсутствия (для *Daphnia magna* и *Chlorella vulgaris*) либо установление степени токсичности (для *Paramecium caudatum*). Однако, базируясь на действующих методиках и классификациях, изложенных в работах Л. П. Брагинского, О. П. Оксьюка, В. Н. Жукинского с соавторами [Брагинский, 1985; Оксьюк и др., 1993], были назначены границы для всех пяти категорий состояния. Причем категориям «благополучное» и «удовлетворительное» экологическое состояние соответствует область с отсутствием острого токсического действия или – для инфузорий – область допустимой степени токсичности. Категория «катастрофическое» экологическое состояние соответствует практически 100% смертности дафний и 100% стимуляции

(или подавлению) роста культуры хлореллы, а также верхней половине диапазона «высокая степень токсичности» для инфузорий. На две оставшиеся категории – «неудовлетворительное» и «кризисное» экологическое состояние – приходится оставшаяся часть шкалы токсикологических характеристик.

Следует отметить, что подобное выделение диапазонов изменения выбранных токсикологических характеристик не является строго обязательным. Так, в данной работе предложено выделение пяти категорий экологического состояния. Однако возможно выделение и четырех, и шести, и т. д. категорий, в зависимости от цели исследования. Изменения в нормативных документах также могут вызвать необходимость корректировки предложенных диапазонов. Модель-классификация может быть расширена путем включения в нее признаков токсикологических характеристик для других тест-объектов.

Результат интегральной оценки экологического состояния озер с использованием трех приоритетных признаков (гидрохимического, гидробиологического и токсикологического) показал, что состояние лишь одного из исследованных озер – оз. Большой Иван в Псковской области – является благополучным. Остальные водные объекты характеризуются удовлетворительным экологическим состоянием.

Обращает на себя внимание ухудшение экологического состояния бухты Петрокрепость Ладожского озера. Несмотря на то что по данным обоих лет оно признано «удовлетворительным», рассчитанный интегральный индекс за 2013 г. находится на границе классов. Таким образом, состояние водного объекта приблизилось к категории «неудовлетворительное».

Авторы очень признательны Е. Ю. Воякиной за предоставленные данные о фитопланктоне бухты Петрокрепость Ладожского озера, Н. М. Калинин – за продуктивные дискуссии о модели-классификации и А. В. Бабину – за геоинформационную поддержку.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 16-35-00382 мол_а.

Литература

Бакаева Е. Н. Методологические подходы к оценке экотоксичности малых рек в районе влияния техногенных шахтных вод Восточного Донбасса // Геоэкологические проблемы углепромышленных территорий. Ростов-на-Дону: ЮФУ, 2015. С. 26–35.

Бакаева Е. Н., Игнатова Н. А. К методологии экотоксикологического изучения формирования и восстановления качества вод в условиях антропогенных нагрузок на поверхностных водных объектах // Научное обеспечение реализации «Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г.»: Сб. науч. тр. всерос. науч. конф. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2015. Т. 1. С. 223–230.

Бакаева Е. Н., Никаноров А. М. Гидробионты в оценке качества вод суши. М.: Наука, 2006. 240 с.

Баканов А. И. Использование зообентоса для мониторинга пресноводных водоемов // Биология внутренних вод. 2000. № 1. С. 68–82.

Барина С. С., Медведева Л. А., Анисимова О. В. Биоразнообразие водорослей-индикаторов окружающей среды. Тель-Авив: PiliesStudio, 2006. 498 с.

Брагинский Л. Л., Буртная И. Л., Щербань Э. П. Токсичность синтетических моющих средств для массовых форм пресноводных беспозвоночных // Экспериментальные исследования влияния загрязнений на водные организмы. Апатиты: Кольский фил. АН СССР, 1979. С. 24–30.

Брагинский Л. П. Некоторые принципы классификации пресноводных экосистем по уровням токсической загрязненности // Гидробиологический журнал. 1985. Т. 21, № 6. С. 65–74.

Гальцова В. В., Алексеев Д. К., Куличенко А. Ю. Экологические проблемы водотоков и водоемов Санкт-Петербурга и пути их решения // Географические и экологические аспекты гидрологии. СПб.: СПбГУ, 2010. С. 116–121.

ГОСТ 17.1.3.07–82. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков. 1982.

Грибовский Ю. Г., Нохрин Д. Ю., Торчицкий А. Н., Давыдова Н. А. Результаты комплексного обследования экологического состояния Магнитогорского водохранилища // Проблемы ветеринарной санитарии, гигиены и экологии. 2009. № 1. С. 64–69.

Доклад об экологической ситуации в Ленинградской области в 2013 году. Комитет по природным ресурсам Ленинградской области. СПб., 2014. 108 с.

Дмитриев В. В., Мякишева Н. В., Третьяков В. Ю., Хованов Н. В. Многокритериальная оценка экологического состояния и устойчивости геосистем на основе метода сводных показателей. II. Трофический статус водных экосистем // Вестник СПбГУ. Сер. 7, вып. 1 (№ 7), 1997. С. 51–67.

Дмитриев В. В. Экологическое нормирование состояния и антропогенных воздействий на природные системы // Вестник СПбГУ. Сер. 7, вып. 2 (№ 14). 1994. С. 60–70.

Дмитриев В. В. Эколого-географическая оценка состояния внутренних водоемов: Автореф. дис. ... докт. геогр. наук. СПб., 2000. 52 с.

Жмур Н. С. Токсикологический мониторинг источников загрязнения водных объектов // Токсикологический вестник. 1999. № 3. С. 7–13.

Игнатова Н. В., Петрова Т. Н., Сусарева О. М., Щербак В. А. Оценка экологического состояния озера и качества его вод по гидрохимическим показателям // Ладога. СПб.: Нестор-История, 2013. С. 333–341.

Кондратьев С. А., Поздняков Ш. Р. Озеро как источник водных ресурсов // Ладога. СПб.: Нестор-История, 2013. С. 394–397.

Крайнюкова А. Н. Система интегральной токсикологической оценки природных и сточных вод // Восточно-Европейский журнал передовых технологий. 2009. № 37. С. 30–33.

Кулангиева Л. В., Гальцова В. В. Оценка экологического состояния водотоков Санкт-Петербурга методом биотестирования // Водные объекты Санкт-Петербурга. СПб.: Символ, 2002. С. 60–64.

Лесников Л. А. Основные задачи, возможности и ограничения биотестирования // Теоретические вопросы биотестирования. Волгоград, 1983. С. 3–12.

Лозовик П. А., Платонов А. В. Определение региональных предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ на примере Карельского гидрографического района // Геоэкология. Инженерная экология. Гидрология. Геокриология. 2005. № 6. С. 527–532.

Макрушин А. В. Биологический анализ качества вод. Л.: Зоол. ин-т АН СССР, 1974. 59 с.

Методика «Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия» (утв. Минприроды РФ 30.11.1992).

Оксиюк О. П., Жукинский В. Н., Брагинский Л. П., Линник П. Н., Кузьменко М. И., Кленус В. Г. Комплексная экологическая классификация качества поверхностных вод суши // Гидробиологический журнал. 1993. Т. 29, вып. 4. С. 62–76.

ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.12-06 Т 16.1:2:2.3:3.9-06. Методика измерений количества *Daphnia magna* Straus для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, отходов производства и потребления методом прямого счета. М., 2014а. 38 с.

ПНД Ф Т 14.1:2:3:4.10-04 Т 16.1:2:2.3:3.7-04. Методика измерений оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer) для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, отходов производства и потребления. М., 2014б. 36 с.

Примаков Е. А., Зуева Н. В. Интегральная оценка экологического благополучия водных экосистем // Водные ресурсы: изучение и управление: Материалы V межд. конф. молодых ученых. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2016. Т. 2. С. 338–343 с.

Р 52.24.566-94. Рекомендации. Методы токсикологической оценки загрязнения пресноводных экосистем. М., 1994.

Р 52.24.690-2006. Рекомендации. Оценка токсического загрязнения вод водотоков и водоемов различной солености и зон смешения речных и морских вод методами биотестирования. Ростов-на-Дону: Росгидромет, 2006.

Р 52.24.763-2012. Рекомендации. Оценка состояния пресноводных экосистем по комплексу

химико-биологических показателей. Ростов-на-Дону: Росгидромет, 2012.

РД 52.24.643-2002. Методические указания. Метод комплексной оценки степени загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям. Росгидромет. СПб.: Гидрометеиздат, 2003.

Романенко В. Д., Оксиюк О. П., Жукинский В. Н., Стольберг Ф. В., Лаврик В. И. Экологическая оценка воздействия гидротехнического строительства на водные объекты. Киев: Наукова Думка, 1990. 256 с.

Руководство по гидробиологическому мониторингу пресноводных экосистем / Под ред. В. А. Абакумова. СПб.: Гидрометеиздат, 1992. 318 с.

Рыжков Л. П. Озера бассейна северной Ладоги. Петрозаводск: ПетрГУ, 1999. 204 с.

Строганов Н. С., Колосова Л. В. Ведение лабораторной культуры и определение плодовитости дафний в ряде поколений // Методики биологических исследований по водной токсикологии. М.: Наука, 1971. С. 210–216.

Тихановская Г. А., Машихина Ю. В. Оценка экологического состояния водотоков Рыбинского водохранилища // Вестник Вологодского государственного университета. 2016. Сер. 11, № 1(15). С. 33–40. doi: 10.15688/jvolsu11.2016.1.4

Филенко О. Ф., Лазарева В. В. Влияние токсических агентов на общебиологические и цитогенетические показатели у дафний // Гидробиологический журнал. 1989. Вып. 3. С. 56–60.

Флеров Б. А. Эколого-физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных. Л.: Наука, 1989. 144 с.

ФР. 1.39.2015.19242. Методика определения токсичности проб природных, питьевых, хозяйственно-питьевых, хозяйственно-бытовых сточных, очищенных сточных, сточных, талых, технологических вод экспресс-методом с применением прибора серии «Биотестер». СПб.: Спектр-М, 2015. 21 с.

Хованов Н. В. Анализ и синтез показателей в условиях информационного дефицита. СПб.: СПбГУ, 1996. 196 с.

Хоружая Т. А., Минина Л. И. Оценка экологического состояния Цимлянского, Пролетарского и Веселовского водохранилищ // Метеорология и гидрология. 2017. № 5. С. 116–122.

Черкашин С. А. Биотестирование: терминология, задачи, основные требования и применение в рыбохозяйственной токсикологии // Известия ТИНРО. 2001. № 1–3. С. 1020–1035.

Шитиков В. К., Розенберг Г. С., Зинченко Т. Д. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации. Тольятти: ИЭВБ РАН, 2003. 463 с.

WFD – Water Framework Directive 2000/60/EC [Электронный ресурс]. URL: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32000L0060> (дата обращения: 20.09.2017).

Поступила в редакцию 27.09.2017

References

- Bakaeva E. N. Metodologicheskie podkhody k otsenke ekotoksichnosti mal'kikh rek v raione vliyaniya tekhnogennykh shakhtnykh vod Vostochnogo Donbassa [Methodological approaches to the assessment of ecological toxicity of small rivers exposed to the impact of mine drainage of the Eastern Donets Black Coal Basin]. *Geoekologicheskie problemy uglepromyshlennyykh territorii* [Geoecol. Probl. Coal-mining Areas]. Rostov-na-Donu: Izd-vo YuFU, 2015. P. 26–35.
- Bakaeva E. N., Ignatova N. A. K metodologii ekotoksikologicheskogo izucheniya formirovaniya i vostanovleniya kachestva vod v usloviyakh antropogennykh nagruzok v poverkhnostnykh vodnykh ob'ektakh [On the methodology of the ecotoxicological study of formation and regeneration of waters quality under anthropogenic impact in water bodies surface waters]. *Nauchnoe obespechenie realizatsii Vodnoi strategii Rossiiskoi Federatsii na period do 2020 g.*: Sbornik nauch. trudov vsenos. nauch. konf. [Scientific Support of the Water Strategy of the Russian Federation for the period up to 2020: Coll. of Papers of the All-Russ. Conf.]. Petrozavodsk: KarRC RAS, 2015. Vol. 1. P. 223–230.
- Bakaeva E. N., Nikanorov A. M. Gidrobionty v otsenke kachestva vod sushi [Hydrobionts for the assessment of land water quality]. Moscow: Nauka, 2006. 240 p.
- Bakanov A. I. Ispol'zovanie zoobentosa dlya monitoringa presnovodnykh vodoemov [The use of zoobenthos for freshwater bodies monitoring]. *Biologiya vnutrennikh vod* [Inland Water Biol.]. 2000. No. 1. P. 68–82.
- Barinova S. S., Medvedeva L. A., Anisimova O. V. Bioraznoobrazie vodoroslei-indikatorov okruzhayushchei sredy [Biological diversity of algae – indicators of environment state]. Tel'-Aviv: PiliesStudio, 2006. 498 p.
- Braginskii L. L., Burt'naya I. L., Shcherban' E. P. Toksichnost' sinteticheskikh moyushchikh sredstv dlya massovykh form presnovodnykh bespozvonochnykh [Toxicity of synthetic household chemicals for mass forms of freshwater invertebrates]. *Ekspertimental'nye issledovaniya vliyaniya zagryaznenii na vodnye organizmy* [Exp. Study Poll. Impact Water Org.]. Apatity: Kol'skii fil. AN SSSR, 1979. P. 24–30.
- Braginskii L. P. Nekotorye printsipy klassifikatsii presnovodnykh ekosistem po urovniam toksicheskoi zagryaznennosti [Some principles of freshwater ecosystems classification in accordance with toxic contamination levels]. *Gidrobiologicheskii zhurnal* [Hydrobiological J.]. 1985. Vol. 21, no. 6. P. 65–74.
- Cherkashin S. A. Biotestirovanie: terminologiya, zadachi, osnovnye trebovaniya i primenenie v rybnokhozyaistvennoi toksikologii [Biological testing: terminology, general requirements, and application of fishery toxicology]. *Izvestiya TINRO* [Russ. J. Marine Biol.]. 2001. No. 1–3. P. 1020–1035.
- Doklad ob ekologicheskoi situatsii v Leningradskoi oblasti v 2013 godu [A report on the ecological situation in the Leningrad region in 2013]. Komitet po prirodnym resursam Leningradskoi oblasti [The Committee on Nat. Res. of the Leningrad Region]. St. Petersburg, 2014. 108 p.
- Dmitriev V. V., Myakisheva N. V., Tret'yakov V. Yu., Khovanov N. V. Mnogokriterial'naya otsenka ekologicheskogo sostoyaniya i ustoichivosti geosistem na osnove metoda svodnykh pokazatelei. II. Troficheskii status vodnykh ekosistem [Multi-criteria assessment of ecological state and geosystems stability based on the method of consolidated indices. II. Trophic status of water ecosystems]. *Vestnik SPbGU* [Vestnik of St. Petersburg Univ.]. Ser. 7, iss. 1 (no. 7). 1997. P. 51–67.
- Dmitriev V. V. Ekologicheskoe normirovanie sostoyaniya i antropogennykh vozdeistvii na prirodnye sistemy [Ecological regulation of state and man-induced impact on natural systems]. *Vestnik SPbGU* [Vestnik of St. Petersburg Univ.]. Ser. 7, iss. 2 (no. 14). 1994. P. 60–70.
- Dmitriev V. V. Ekologo-geograficheskaya otsenka sostoyaniya vnutrennikh vodoemov [Ecological and geographical assessment of inland water bodies state]: Summary of PhD (Dr. of Geogr.) thesis. St. Petersburg, 2000. 52 p.
- Filenko O. F., Lazareva V. V. Vliyanie toksicheskikh agentov na obshchebiologicheskie i tsitogeneticheskie pokazateli u dafnii [Impact of toxic agents on general biological and cytogenetic indices of daphnia]. *Gidrobiologicheskii zhurnal* [Hydrobiological J.]. 1989. Iss. 3. P. 56–60.
- Flerov B. A. Ekologo-fiziologicheskie aspekty toksikologii presnovodnykh zhivotnykh [Ecological and physiological aspects of freshwater animals toxicology]. Leningrad: Nauka, 1989. 144 p.
- FR. 1.39.2015.19242. Metodika opredeleniya toksichnosti prob prirodnnykh, pit'evykh, khozyaistvenno-pit'evykh, khozyaistvenno-bytovykh stochnykh, ochishchennykh stochnykh, stochnykh, talykh, tekhnologicheskikh vod ekspress-metodom s primeneniem pribora serii Biotester [A technique of determination of toxicity in natural tests, drinking, industrial and drinking, the economic and household waste, cleared waste, waste, thawed, technological waters by express method with use of the Biotester device]. St. Petersburg: Spektr-M, 2015. 21 p.
- Gal'tsova V. V., Alekseev D. K., Kulichenko A. Yu. Ekologicheskie problemy vodotokov i vodoemov Sankt-Peterburga i puti ikh resheniya [Ecological problems of watercourses and water bodies in St. Petersburg and ways of their solution]. *Geograficheskie i ekologicheskie aspekty gidrologii* [Geog. Ecol. Aspects Hydrol.]. St. Petersburg: SPbGU, 2010. P. 116–121.
- GOST 17.1.3.07-82. Ohrana prirody. Gidrosfera. Pravila kontrolya kachestva vody vodoemov i vodotokov [Nature protection. Hydrosphere. Procedures for quality control of water in reservoirs and stream flows]. 1982.
- Gribovskii Yu. G., Nokhrin D. Yu., Torchitskii A. N., Davydova N. A. Rezul'taty kompleksnogo obsledovaniya ekologicheskogo sostoyaniya Magnitogorskogo vodokhranilishcha [The results of complex study of ecological state of Magnitogorsk reservoir]. *Problemy veterinarnoi sanitarii, gigieny i ekologii* [Iss. Vet. Sanitation, Hygiene, and Ecol.]. 2009. No. 1. P. 64–69.
- Ignat'eva N. V., Petrova T. N., Susareva O. M., Shcherbak V. A. Otsenka ekologicheskogo sostoyaniya ozera i kachestva ego vod po gidrokhimicheskimi pokazatelyam [Assessment of the ecological state of a lake

and its waters by hydrochemical indices]. *Ladoga* [Ladoga]. St. Petersburg: Nestor-Istoriya, 2013. P. 333–341.

Khovanov N. V. Analiz i sintez pokazatelei v usloviyakh informatsionnogo defitsita [Analysis and synthesis of indices in the conditions of information shortage]. St. Petersburg: SPbGU, 1996. 196 p.

Khoruzhaya T. A., Minina L. I. Otsenka ekologicheskogo sostoyaniya Tsimlyanskogo, Proletarskogo i Veselovskogo vodokhranilishch [Assessment of ecological state of Tsimlyansk, Proletarskoe, and Veselovskoe reservoirs]. *Meteorologiya i gidrologiya* [Metr. Hydrol.]. 2017. No. 5. P. 116–122.

Kondrat'ev S. A., Pozdnyakov Sh. R. Ozero kak istochnik vodnykh resursov [A lake as a source of water resources]. *Ladoga* [Ladoga]. St. Petersburg: Nestor-Istoriya, 2013. P. 394–397.

Krainyukova A. N. Sistema integral'noi toksikologicheskoi otsenki prirodnykh i stochnykh vod [A system for integral toxicological assessment of natural and wastewater]. *Vostochno-Evropeiskii zhurnal perezovyykh tekhnologii* [Eastern-European J. of Enterprise Technologies]. 2009. No. 37. P. 30–33.

Kulangieva L. V., Gal'tsova V. V. Otsenka ekologicheskogo sostoyaniya vodotokov Sankt-Peterburga metodom biotestirovaniya [Assessment of ecological state of St. Petersburg watercourses by the method of biological testing]. *Vodnye ob'ekty Sankt-Peterburga* [Water Bodies of St. Petersburg]. St. Petersburg: Simvol, 2002. P. 60–64.

Lesnikov L. A. Osnovnye zadachi, vozmozhnosti i ogranicheniya biotestirovaniya [Main tasks, potential, and restrictions of biological testing]. *Teoreticheskie voprosy biotestirovaniya* [Theor. Iss. Biotesting]. Volgograd, 1983. P. 3–12.

Lozovik P. A., Platonov A. V. Opredelenie regional'nykh predel'no dopustimyykh kontsentratsii zagryaznyayushchikh veshchestv na primere Karel'skogo gidrograficheskogo raiona [Determination of regional maximum permissible concentrations of pollutants by the example of Karelia hydrographic region]. *Geoekologiya. Inzhenernaya geologiya. Gidrologiya. Geokriologiya* [Geoecology. Eng. Ecology. Hydrol. Geocryol.]. 2005. No. 6. P. 527–532.

Makrushin A. V. Biologicheskii analiz kachestva vod [Biological analysis of water quality]. Leningrad: Zool. in-t AN SSSR, 1974. 59 p.

Metodika "Kriterii otsenki ekologicheskoi obstanovki territorii dlya vyavleniya zon chrezvychainoi ekologicheskoi situatsii i zon ekologicheskogo bedstviya" [Criteria of ecological situation assessment for determining environmental disaster areas and zones of ecological disorder: a technique] (utv. Minprirody RF 30.11.1992)

Oksiyuk O. P., Zhukinskii V. N., Braginskii L. P., Linnik P. N., Kuz'menko M. I., Klenus V. G. Kompleksnaya ekologicheskaya klassifikatsiya kachestva poverkhnostnykh vod sushi [Complex ecological classification of surface waters quality]. *Gidrobiologicheskii zhurnal* [Hydrobiological J.]. 1993. Vol. 29, iss. 4. P. 62–76.

PND F T 14.1:2:3:4.12-06 T 16.1:2:2.3:3.9-06. Metodika izmerenii kolichestva *Daphnia magna Straus* dlya opredeleniya toksichnosti pit'evykh, presnykh prirodnykh i stochnykh vod, vodnykh vytyazhek iz gruntov,

pochv, osadkov stochnykh vod, otkhodov proizvodstva i potrebleniya metodom pryamogo scheta [Methods for calculating *Daphnia magna Straus* quantity to determine the toxicity of drinking water, natural freshwater and wastewater, water extracts from ground, soils, wastewater sediments, industrial and household waste by direct calculation method]. Moscow, 2014. 38 p.

PND F T 14.1:2:3:4.10-04 T 16.1:2:2.3:3.7-04. Metodika izmerenii opticheskoi plotnosti kul'tury vodorosli khlorella (*Chlorella vulgaris Beijer*) dlya opredeleniya toksichnosti pit'evykh, presnykh prirodnykh i stochnykh vod, vodnykh vytyazhek iz gruntov, pochv, osadkov stochnykh vod, otkhodov proizvodstva i potrebleniya [Methods for assessing *Chlorella vulgaris* Beijer optical density to determine the toxicity of drinking water, natural freshwater and wastewater, water extracts from ground, soils, wastewater sediments, industrial and household waste]. Moscow, 2014. 36 p.

Primak E. A., Zueva N. V. Integral'naya otsenka ekologicheskogo blagopoluchiya vodnykh ekosistem [Integral assessment of ecological state of water ecosystems]. *Vodnye resursy: izuchenie i upravlenie*: Materialy V mezhd. konf. molodykh uchenykh [Water Res.: Study and Management. Proceed. V Int. Conf. Young Scientists]. Petrozavodsk: KarRC RAS, 2016. Vol. 2. P. 338–343 p.

R 52.24.566-94. Rekomendatsii. Metody toksikologicheskoi otsenki zagryazneniya presnovodnykh ekosistem [Recommendations. The methods for toxicological assessment of pollution of freshwater ecosystems]. Moscow, 1994.

R 52.24.690-2006. Rekomendatsii. Otsenka toksicheskogo zagryazneniya vod vodotokov i vodoemov razlichnoi solenosti i zon smesheniya rechnykh i morskikh vod metodami biotestirovaniya [R 52.24.690-2006. Recommendations. Assessment of toxicological contamination of watercourses and water bodies of different salinity and zones of river and sea waters mixing by methods of biological testing]. Rostov-na-Donu: Rosgidromet, 2006.

R 52.24.763-2012. Rekomendatsii. Otsenka sostoyaniya presnovodnykh ekosistem po kompleksu khimiko-biologicheskikh pokazatelei [R 52.24.763-2012. Recommendations. Assessment of freshwater ecosystems state by a complex of chemical and biological indices]. Rostov-na-Donu: Rosgidromet, 2012.

RD 52.24.643-2002. Metodicheskie ukazaniya. Metod kompleksnoi otsenki stepeni zagryaznenosti poverkhnostnykh vod po gidrokhimicheskim pokazatelyam. Rosgidromet [Directive document RD 52.24.643-2002. A method of complex assessment of the degree of surface water contamination by hydrochemical indices]. St. Petersburg: Gidrometeoizdat, 2003.

Romanenko V. D., Oksiyuk O. P., Zhukinskii V. N., Stol'berg F. V., Lavrik V. I. Ekologicheskaya otsenka vozdeistviya gidrotekhnicheskogo stroitel'stva na vodnye ob'ekty [Ecological assessment of hydro-technical construction impact on water bodies]. Kiev: Naukova Dumka, 1990. 256 p.

Rukovodstvo po gidrobiologicheskomu monitoringu presnovodnykh ekosistem [A manual on hydrobiological monitoring of freshwater ecosystems]. St. Petersburg: Gidrometeoizdat, 1992. 318 p.

Ryzhkov L. P. Oзера basseina severnoi Ladogi [Lakes of northern Lake Ladoga basin]. Petrozavodsk: PetrGU, 1999. 204 p.

Shitikov V. K., Rozenberg G. S., Zinchenko T. D. Kolichestvennaya gidroekologiya: metody sistemnoi identifikatsii [Quantitative hydroecology: methods of systematic identification]. Tol'yatti: IEVB RAN, 2003. 463 p.

Stroganov N. S., Kolosova L. V. Vedenie laboratornoi kul'tury i opredelenie plodovitosti dafnii v ryade pokolenii [Laboratory culture maintenance and determination of daphnia prolificacy in several generations]. *Metodiki biologicheskikh issledovaniy po vodnoi toksikologii* [Methodology for Biol. Res. of Water Toxicol.]. Moscow: Nauka, 1971. P 210–216.

Tikhonovskaya G. A., Mashikhina Yu. V. Otsenka ekologicheskogo sostoyaniya vodotokov Rybinskogo

vodokhranilishcha [Assessment of the ecological state of the Rybinsk reservoir watercourses]. *Vestnik Vologodskogo gosudarstvennogo universiteta* [Vestnik Vologda St. Univ.]. 2016. Ser. 11, no. 1(15). P. 33–40. doi: 10.15688/jvolsu11.2016.1.4

Zhmur N. S. Toksikologicheskii monitoring istochnikov zagryazneniya vodnykh ob'ektov [Toxicological monitoring of resources of water bodies pollution]. *Toksikologicheskii vestnik* [Toxicol. Review]. 1999. No. 3. P. 7–13.

WFD – Water Framework Directive 2000/60/EC. URL: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32000L0060> (accessed: 20.09.2017).

Received September 27, 2017

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

Зуева Надежда Викторовна

доцент кафедры прикладной и системной экологии, к. г. н.
Российский государственный гидрометеорологический университет
ул. Воронежская, 79, Санкт-Петербург, Россия, 192007
эл. почта: nady.zuyeva@ya.ru

Козлова Алина Вячеславовна

магистрант кафедры прикладной и системной экологии
Российский государственный гидрометеорологический университет
ул. Воронежская, 79, Санкт-Петербург, Россия, 192007
эл. почта: alinchkakzlv@rambler.ru

Куличенко Анастасия Юрьевна

преподаватель кафедры прикладной и системной экологии
Российский государственный гидрометеорологический университет
ул. Воронежская, 79, Санкт-Петербург, Россия, 192007
эл. почта: au_kulichenko@mail.ru

CONTRIBUTORS:

Zueva, Nadezhda

Russian State Hydrometeorological University
79 Voronezhskaya St., 192007 St. Petersburg, Russia
e-mail: nady.zuyeva@ya.ru

Kozlova, Alina

Russian State Hydrometeorological University
79 Voronezhskaya St., 192007 St. Petersburg, Russia
e-mail: alinchkakzlv@rambler.ru

Kulichenko, Anastasia

Russian State Hydrometeorological University
79 Voronezhskaya St., 192007 St. Petersburg, Russia
e-mail: au_kulichenko@mail.ru

МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

УДК 551. 482.213 + 528.8.04

MODIS-AQUA AND SENTINEL-2 DATA FUSION: APPLICATION TO OPTICALLY SHALLOW WATERS OF LAKE MICHIGAN

A. A. Korosov¹, A. V. Moiseev², R. Shuchman³, D. V. Pozdnyakov²

¹ *Nansen Environmental and Remote Sensing Centre, Norway*

² *Scientific foundation “Nansen International Environmental and Remote Sensing Centre”, Russia*

³ *Michigan Tech Research Institute, Ann Arbor, USA*

Subsumed under the category of ocean colour (OC) data fusion tools, a new approach is developed to efficiently use the merits of two OC satellite sensors differing in their spatial and spectral resolution characteristics. The tool permits to combine high spectral but lower spatial resolution optical data from one satellite sensor with higher spatial resolution but lower spectral resolution data from the other one into an image possessing simultaneously both high spectral and high spatial resolution qualities. The developed algorithm employs the artificial intelligence tool: emulated/artificial neuron networks (ANNs). The developed ANN algorithm performance and efficiency are demonstrated for Lake Michigan. The fusion was effected making use of multiband data from Sentinel-2 Multispectral Instrument (MSI) and MODIS-Aqua Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) sensors. In this version MODIS-Aqua sensor is chosen as an analog of the Sentinel 3 OLCI, whose spectrometric and atmospheric corrected data are yet unavailable. The multi-sensor (MS) optical-optical fusion results have persuasively demonstrated the efficiency of the approach and its applicability to studies of natural water bodies of different optical complexity. It can be utilized in combination with any biogeochemical retrieval algorithms. In the case of retrieving water quality parameters (WQP) in optically shallow aquatic environments, the employment of the fusion tool developed is particularly promising as the bottom reflectance properties are frequently highly heterogeneous. Indeed, in such cases, remote sensing optical data acquired at simultaneously high spatial and spectral resolution are certainly more advantageous as compared to those acquired separately by two different sensors operating either at high spatial (but low spectral) or high spectral (but low spatial) resolution. For the retrieval of WQP in optically shallow waters (OSW) a special algorithm called Biooptical Retrieval Algorithm (BOREALI) – OSW was applied to study the eastern coastal zone of Lake Michigan. The application of both the OC fusion tool and our BOREALI-OSW algorithm permitted to document both interannual dynamics in WQPs as well as bottom substrate spatial heterogeneity in the target OSW area of Lake Michigan.

Key words: fusion of multi-sensor ocean colour remote sensing data; optically shallow waters; retrieval of water quality parameters; bottom cover identification; Lake Michigan.

А. А. Коросов, А. В. Моисеев, Р. Шухман, Д. В. Поздняков.
СОВМЕЩЕНИЕ ДАННЫХ MODIS-AQUA И SENTINEL-2: ПРИМЕНЕНИЕ
К ОПТИЧЕСКИ МЕЛКИМ ВОДАМ ОЗЕРА МИЧИГАН

Разработан инструмент для совмещения данных двух спутниковых датчиков цвета океана (ЦО), один из которых имеет более высокое пространственное разрешение, а другой – более высокое спектральное разрешение. В результате создается изображение, имеющее одновременно высокое пространственное и спектральное разрешение. Разработанный алгоритм совмещения данных использует аппарат искусственных нейронных сетей (ИНС), позволяющий устанавливать функциональную зависимость между входными и выходными данными, в качестве которых выступают значения радиационного сигнала, регистрируемого датчиком высокого пространственного разрешения в его спектральных каналах, со значениями радиационного сигнала, регистрируемого датчиком высокого спектрального разрешения в своих спектральных каналах. Эффективность разработанного ИНС-алгоритма демонстрируется для озера Мичиган с использованием спектральных данных многоспектрального прибора (MSI) Sentinel-2 и спектрорадиометра среднего разрешения (MODIS) MODIS-Aqua. Разработанный инструмент совмещения данных ЦО не зависит от конкретного сочетания датчиков ЦО и может сочетаться с различными алгоритмами восстановления искомым биогеохимических параметров. В случае восстановления параметров качества воды (ПКВ) в оптически мелких водах применение разработанного инструмента совмещения данных ЦО особенно эффективно, поскольку отражательные характеристики донного покрытия могут иметь высокую пространственную изменчивость. Для восстановления из совмещенных данных ЦО значений ПКВ в оптически мелких водах использовался разработанный нами специальный алгоритм BOREALI-OSW, который позволяет на количественном уровне получать информацию не только о ПКВ, но и о характере донного покрытия. Эти возможности продемонстрированы на примере исследований восточного побережья озера Мичиган, в ходе которых была документирована внутригодовая динамика значений ПКВ и выявлена пространственная неоднородность донного субстрата в этой мелководной части водоема.

Ключевые слова: совмещение данных многоспектральных датчиков цвета океана; оптически мелкие воды; восстановление параметров качества воды; идентификация типа донного покрытия; озеро Мичиган.

1. Introduction

Known as a process of combining two or more different images into a single one, image fusion is intended to generate a new image carrying refined/improved information sought for by researchers.

According to the needs of the latter, image fusion is performed at three processing levels, viz., pixel, feature, and decision levels [Pohl and van Genderen, 1998].

High-level fusion, i. e. feature level and decision level fusion is a *multi-source* data fusion that employs certain combinations of data sources of *various nature* being dictated by specific aims. Feature level fusion extracts various features (e. g. texture parameters) from different data sources to further combine them into one or more feature maps.

Methods of decision level fusion encompass voting, statistical and fuzzy logic-based methods. In high-level fusion, optical, synthetic aperture radar (SAR), and light detection and ranging (LiDAR) data are often subjects to fusion, but

also geographic information systems (GIS) data, and ground data [Pohl and van Genderen, 2015].

Fusion of spaceborne image data at *pixel level* is intended to integrate the information yielded at different spatial and spectral resolutions to the effect of including the data from high spatial but low spectral resolution into a low spatial but higher spectral resolution image while preserving in the latter its high spectral resolution properties. Pixel-level fusion can also aim at increasing the temporal resolution of a sensor of low temporal resolution but high spatial resolution through fusing its data with the data of a sensor of lower spatial resolution but higher temporal resolution [Zang, 2010; Boschetti et al., 2015].

Very often this process is called *resolution merging* or *pan-sharpening*. The latter nickname reflects that in great majority of fusion cases at pixel level *panchromatic* (PAN) imagery is used as a high spatial and low spectral resolution information source [Amro et al., 2011].

Pan-sharpening is frequently applied to a single optical sensor data containing both panchro-

matic and multispectral data (MS), but sometimes to multi-source data provided by two independent optical sensors differing in spatial, spectral and temporal resolution. Ideally, the outcome of pan-sharpening is an artificial image identical to the image that the MS sensor would yield provided it had the spatial resolution of the panchromatic (such as Satellite Pour l'Observation de la Terre (SPOT), Landsat 7, IKONOS, Quickbird, OrbView), or a paired higher spatial resolution optical sensor on board some other satellite.

Below we focus on the first of the abovementioned processing levels, i. e. *pixel* level, and more specifically, on pan-sharpening procedures.

Pixel level fusion: techniques and algorithm advancement

Due to a huge number of suggested and implemented (over the last 30 years!) pixel-level pan-sharpening fusion methods, it is a challenge to overview and categorize them [Aiazzi and Aprone, 2012].

Pohl and van Genderen [2015] suggested the following categorization constituted by five groups: (i) component substitution (CS); (ii) numerical and statistical image fusion; (iii) modulation-based techniques, (iv) multi-resolution approaches, and (v) hybrid techniques.

Prior to overviewing the pan-sharpening techniques, it is noteworthy to explicitly emphasize that in *optical-optical* data fusion the high spatial resolution data might be provided not solely by PAN images but also by multispectral and hyperspectral images with a lower spatial resolution in comparison with a higher spatial resolution multispectral image liable to fusion. Necessitated by many applications, such as studies of fine features of surficial manifestations of biogeochemical processes in aquatic environments, simultaneously high spectral resolution and high spatial resolution images are mandatory. However, at least presently, obtaining such data from one and the same optical sensor is unattainable due to its hardware limitations. For instance, data from the Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor (SeaWiFS), Moderate Imaging Spectroradiometer (MODIS), Medium Resolution Imaging Spectrometer (MERIS), and the recently put in orbit Ocean and Land Colour Instrument (OLCI) on Sentinel 3. OLCI has a reasonably good set of water colour wavelengths but at a rather coarse (300 m) spatial resolution. Contrarily, e. g. Landsat TM, ETM (+), and the MultiSpectral Instrument (MSI) on Sentinel 2 yield data at much higher spatial resolution (several tens of meters), but a rather scarce number of spectral channels in the visible range. Thus, frequently, it implies a multi-sensor data fusion.

(i) Briefly, *CS techniques* (also called *projection techniques*) convert a number of spectral bands inherent in the original image into e. g., another colour space where one of the resulting channels is replaced by a new image; the reverse transform yields the actual fused image accommodating information from both input data. Within this category, the intensity hue saturation (IHS) [e. g. Aiazzi et al., 2007], principal component substitution (PCS), and the Gram-Schmidt [Laben, and Brower, 2000] techniques are most frequently exploited [Liu, and Liang, 2016]. In recent years IHS has undergone numerous improvements to overcome the deterioration of the spectral content in the fused image (inclusion of trade-off parameters, enhancement of IHS image- and edge-adaptivity, combination of MS-induced and PAN-induced weights, adjustment of histograms of the input images to assure equality of the mean and standard deviations, for rfs. see Pohl and van Genderen [2015]).

CS methods suffer from spectral distortion due to the significant incompatibility of PAN (or any high spatial resolution image) and substituted component. To overcome, at least partially, this challenge, many modified CS approaches have been suggested. Thus, there appeared a generalized IHS (GIHS), a spectrally adjusted IHS (SAIHS) [Tu et al., 2004]. Based on the minimum mean square error criterion, an adaptive Principal Component Analysis (PCA) method [Aiazzi et al., 2007] calculates the optimal weights with respect to a low pass filter version of the Pan image. Capitalizing on the cross-correlation coefficients, Shah et al. [2008] combined PCA with the contourlets transform approach, but this procedure should be rather ascribed to the family of hybrid techniques (see below).

Based on the technique nicknamed a guided filter (GF), Liu and Liang [2016] developed two novel methods, referred to as a *band-dependent version* and a *multispectral version*. Operating with two parameters (regularization parameter and window size), this technique extracts the missing spatial details in the MS images by minimizing, with the help of MS images, the difference between the PAN image and its filtered output. The claimed advantage of this approach is that it assures edge-preserving and structure-transferring.

(ii) *Numerical and statistical approaches* (NSA) perform multiplicative operations, create subtractive and ratios images. Widely used Bovey transform (BT) resides in spectral modeling intended to attain a normalization of the input bands via addition, subtraction and ratio. The colour normalized (CN) colour sharpening and local modulation of the MS image by the ratio of the new intensity and initial intensity components is developed to avoid colour distortion inherent in BT [Vrabel, 2000].

The principal component analysis (PCA) is also a very popular tool. It implies the replacement of the first PC by a high-resolution (e. g. a PAN or a low spatial MS) image. The other version of this technique is the substitution of the last PC in the course of which spatial detail is injected instead of replacement by either a PAN or a low spatial MS image [Cakir and Khorram, 2008].

Provided the geometry (i. e. spatial feature) is encompassed by PAN or low spatial MS image, *variational* model using filtering and subsampling allows considering local relationships between neighboring pixels bringing about a noising effect [Duran et al., 2014].

A purely statistical approach (Fuze Go™) to fuse PAN and high spectral resolution images seeks a least square fit between the gray hues of the input image, and estimates the output values with statistical methods.

(iii) The so called *indusion* technique also known as *modulation-based* approach (MBA) uses a ratio between the PAN and its low-pass filtered image with a further modulation of a lower spatial MS image. The latter can be upscaled by nonlinear interpolation to attain better results [Khan et al., 2008]. If instead of PAN a low spectral resolution MS image is used, a modulation of the MS channel with spatial detail assures a robust implementation of this approach. The typical modulation-based fusion algorithms are composite and encompass Brovery [Vrabel, 2000], Smoothing Filter-based Intensity Modulation (SFIM) [Liu, 2000], High-Pass spatial Filter (HPF) [Chavez et al., 1991; Gangkofner et al., 2008; Rong, 2014] and Synthetic Variable Ratio (SVR) [Zhang, 1999] fusion algorithms (see below in hybrid algorithms paragraph).

If within NSA the spatial detail is injected into MS from PAN with the *interband structure model* [Garzelli and Nencini, 2005], the application of the modulation transfer function of the imaging system might be desirable as this permits to a certain degree avoiding spectral distortion.

(iv) Employing wavelets, curvelets, contourlets and similar transforms [Starck et al., 2003; Choi et al., 2004; Zang, 2009; Metwalli et al., 2014], *multi-resolution analysis* (MRA) techniques decompose input images into multiple channel images and find their application for revealing high frequency spatial detail. Multi-scale models are layered as a pyramid whose base is the original image. Layering is performed using the above transforms. The fused image is obtained by the inverse transform. Otazu et al. [2005] have extended this technique so that it can be applied to any number of MS bands.

(v) To overcome the spectral incompatibility of PAN and MS images, instead of inserting gray hue values into MS spectral components, several alter-

native ways were exploited. They are subsumed under the category of *hybrid* techniques. For instance, the IHS transform [Hong and Zhang, 2009] converts the original MS bands into IHS space. Then the fast Fourier transform (FFT) [Nussbaumer, 1982] is applied to both the obtained intensity spectrum and the PAN images [Ling et al., 2007]. Further, the former is low spatial frequency pass filtered, while the latter is high spatial frequency filtered. With the *inverse* FFT the thus processed MS images are converted back into the spatial domain. Called the *Ehler fusion*, this method eliminates the limitations inherent in other methods even for multi-sensor or multi-temporal images [Klonus, 2008].

To facilitate the optimization of both spectral and spatial content of fused images, the IHS transform in combination with, e. g., wavelet transform (WT) is suggested [e. g. Hong et al., 2009]. MS data are transformed by IHS and the intensity component is further decomposed by WT to reach the same pixel size as PAN. This is followed by replacing the intensity wavelet decompositions by the PAN decompositions.

The idea of parameter optimization in conjunction with low spatial frequency filter (LF) and empirical adjustment of intensity image by means of regressing MS and histogram-matched PAN was exploited to derive a general hybrid algorithm [Choi et al., 2013].

The comparison of different methods in order to identify the best fusion algorithm is a challenging and doubtful task as the authors report on their own algorithm efficiency applied to the solution of the tasks they had to tackle. Moreover, it is hardly appropriate to compare the fusion algorithm efficiency when it is applied to different sensors, different covered area, etc. Even if the studies are similar, different choices of individual parameters should be of significant essence. The same refers to fusion quality assessment as the criteria chosen by different workers are so diverse [Palubinskas, 2013; Pohl and van Genderen, 2015]. Undoubtedly, the most successful image fusion algorithms must be sensor-specific and adaptive. This accentuates the problem of exploitation of data from a continuously extending number of new sensors such as, e. g., the satellite sensors recently put in the orbit and planned for the years to come under the CO-PERNICUS Program.

Below we present our original approach to the optical-optical MS fusion. In what follows we show that in the present form the developed procedure is of the hybrid family: belonging ideologically to the CS cohort of fusion methods (radiometric intensity values are substituted by RGB values), it exploits artificial neural networks (ANNs) to inject high spatial resolution features into a higher spec-

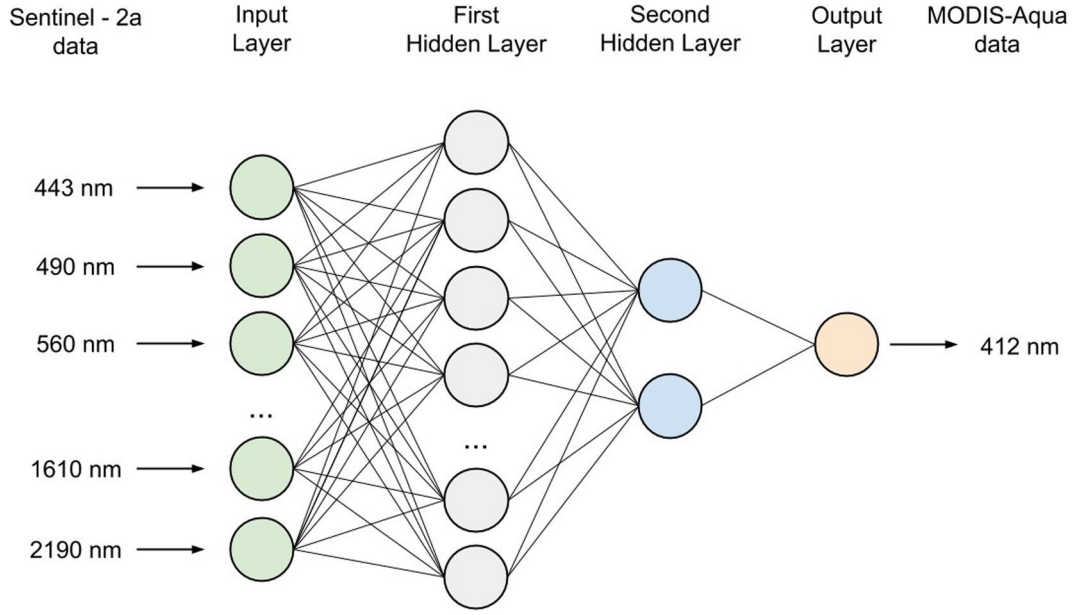


Fig. 1. An example of the ANN architecture

tral resolution image. The performance of this approach is illustrated for Michigan.

The fusion option selected by us (fusion of the MSI MS images with the MODIS RGB image of one and the same area and time of data acquisition) was purported to provide a visually easily perceivable result of fusion. A statistical assessment of correspondence between remote sensing reflectance, R_{rs} values inferred from the MODIS and fused data at three wavelengths used to generate the RGB images was intended to illustrate the fusion procedure adequacy.

2. Methodology description

ANN approach

The ANN approach is veritably sensor-specific and adaptive. It is known that in pattern recognition tasks it proved to be more powerful and efficient in comparison to, e. g., linear and simple nonlinear analyses [Haykin, 1998].

In application to image fusion, the ANN-based method employs a nonlinear response function that iterates many times in a special network structure (exemplified in Fig. 1) in order to learn the complex functional relationship between input and output training data.

The input layer has several neurons, which represent the feature factors extracted and normalized from image A and image B. The function of each neuron is a sigmoid function given by:

$$f(x) = \frac{1}{1 + e^{-x}} \quad (1)$$

The hidden layer has several neurons and the output layer has one neuron (or more neurons). The i th neuron of the input layer connects with the j th neuron of the hidden layer by weight W_{ij} . The weight between the j -neuron of the hidden layer and the t th neuron of the output layer is V_j (in the considered application of the ANN-based algorithm $t = 1$). The weighting function is used to simulate and recognize the response relationship between features of the fused image and the corresponding feature from the original images (image A and image B).

The ANN fusion model can be presented as follows:

$$Y = \frac{1}{1 + \exp\left[-\left(\sum_{j=1}^q V_j H_j - \gamma\right)\right]} \quad (2)$$

where Y = pixel value of the fused image exported from the neural network model, q = number of nodes in the hidden layer (s) (we employed two hidden layers with $q = 14 + 2$), V_j = weight between the j th hidden node and the output node t ($t = 1$), γ = threshold of the output node t , H_j = exported values from the j th hidden node:

$$H = \frac{1}{1 + \exp\left[-\left(\sum_{i=1}^n W_{ij} a_i - \theta_j\right)\right]} \quad (3)$$

where W_{ij} as above is the weight between the i th input node and the j th hidden node, a_i = values of the i th input factor, n = number of nodes in the input layer ($n=13$ in the ANN architecture used in the present work), θ_j = threshold of the j th hidden node.

In the first step of ANN-based data fusion, two registered MS images are decomposed into several blocks/windows with the size of M and N . Then, features of the corresponding blocks/windows in the two original images are extracted, and the normalized feature vector incident to neural networks can be constructed. The features used here to evaluate the fusion effect are normally spatial frequency, visibility, and edge. The next step is to select some vector samples to train neural networks. An ANN is a universal function-approximator that adapts to any nonlinear function defined by a representative set of training data. Once trained, the ANN model can remember the learned functional relationship and eventually be used for further calculations. It is exactly because of these reasons that the ANN concept has been adopted to develop strongly nonlinear models for multiple sensors data fusion.

The ANN-based fusion method exploits the pattern recognition capabilities of artificial neural networks. The learning capability of neural networks makes it feasible to customize the image fusion process. Many of applications indicated that the ANN-based fusion methods had more advantages over traditional statistical methods, specifically, when input multiple sensor data were incomplete or noisy. It often serves as an efficient tool at a decision fusion level for its self-learning capability, especially in land use/land cover classification. In addition, the multiple inputs – multiple outputs framework makes it a useful approach to fusion of high dimension data, such as long-term time-series or hyperspectral data.

Fuzzy k-mean classification algorithm for bottom type identification

The fuzzy k-means classification is based on clusterization, i. e. the bringing together of objects into groups/clusters based on the likelihood of features for the objects of one group and unlikeness between other groups. An important advantage of such algorithms is that they do not rely on the traditional assumptions for statistical methods: they can be employed under conditions of a near-complete absence of information on the type of data distribution. For such algorithms, the input information for clusterization is the matrix of observations (X) with the size $M \times N$, where M is the number of rows, corresponding to the number of objects and N is the number of characteristics. Fuzzy clusters are described by a matrix of fuzzy partitioning/fragmentation [Pintore et al., 2003]:

$$F = [\mu_{ki}], \quad \mu_{ki} \in [0, 1], \quad (4)$$

$$k = 1, \dots, M \quad i = 1, \dots, c$$

where the k th line assigns the degrees/weights with which the object $(x_{k,1}, x_{k,2}, \dots, x_{k,m})$ belongs to clusters $A_1, A_2, \dots, A_c$. The matrix F describes the degree of belonging to a cluster and, in the case of fuzzy partitioning, the given object belongs to the cluster and the degree to which this belongingness can vary is assessed within the interval $[0, 1]$. The conditions of fuzzy partitioning are formalized as follows:

$$\sum_{i=1}^c \mu_{ki} = 1, \quad k = 1, \dots, M$$

$$0 < \sum_{k=1}^M \mu_{ki} < N, \quad i = 1, \dots, c \quad (5)$$

Fuzzy partitioning permits to easily solve the problem related to objects located at the interface of two clusters: it is done through attributing to them the degree of belonging equal to 0.5. The intrinsic drawback of fuzzy partitioning stands out when dealing with objects distanced from the centers of all clusters. Distanced objects have little in common with each of the cluster, so that intuitively it seems reasonable to attribute to them low degrees of belonging. However, according to the condition stipulated by the equation (6), the sum of their degrees of belonging is the same as it is for the objects, located close to the cluster centers, i. e. equal to 1. To overcome this drawback, it is possible to resort to partitioning based on plausibility. It requires the fulfillment of a sole condition: an arbitrary object from X must belong to at least one cluster. Such partitioning is achieved through setting a less rigorous condition (see equation (5)).

For the assessment of the quality of fuzzy partitioning the following criterion of departures is used:

$$\sum_{i=1}^c \sum_{k=1}^N (\mu_{ki})^m \|V_i - X_k\|^2 \quad (6)$$

where $V_i = \sum_{k=1}^N (\mu_{ki})^m x_k / \sum_{k=1}^N (\mu_{ki})^m$ are the centers of fuzzy clusters, $m \in [1, \infty)$ is the exponential weight determining the “fuzziness”, overlapping of clusters.

There is a considerable number of algorithms of fuzzy clusterization based on the minimization of the criterion in equation (3). Developing matrix F of fuzzy partitioning with a minimal value of the criterion in equation (5) is the task of a nonlinear optimization, which in turn can be resolved making use of different methods. The frequently used one is the algorithm of fuzzy k-means based on the Lagrangian method of non-determined factors/multiplies [Zimmermann, 2001, see also Shahraiyni et al., 2009]. The assessment of the accuracy of this algorithm dedicated to mapping of *L. chlorophorum* is reported in [Morozov et al., 2010].

3. Lake Michigan: a concise general description

Due to the nature of its formation (initially a pristine melt water body), and the resulting morphometry, thermal regime, watershed soil and geochemistry of Lake Michigan (41°35'N – 46°N; 85°W – 88°W), this water body was originally oligotrophic [Chapra et al., 1981; Gillespie et al., 2008].

It still remains mostly as such due to its glacial heritage, although there are indications that the lake's trophic status should now be defined as oligo-mesotrophic [Mida et al., 2010]. This is because Lake Michigan has been subjected to external pressure produced by climate warming (water temperature growth in upper layers), atmospheric fallouts (phosphorus deposition) and human activities (input of phosphorus and other pollutants, including toxic ones, through sewages and atmospheric deposition). At the same time, during the second part of the previous century the lake became an arena of ballast water mediated introduction of invasive species such as quagga and zebra mussels, which act as water filterers. As a result, they damage the lake ecosystem via disrupting some intrinsic trophic interactions but also increase the water transparency (e. g. at the Sleeping Bear Dunes the water bottom visibility depth has increased from ca 2.5 m in 1970 up to 20 m in 2010), let more solar light reach the bottom in shallow coastal zones and stimulate the growth and increase the areal extent of macrophytes [Nalera and Schloesser, 2014].

Location of the target shallow area in Lake Michigan

The fusion methodology developed was applied to the lake's eastern coast, and more specifically, a colocation called "Sandy Bear Dunes" (44°50'N, 88°W). It has a sandy beach, and the bottom depths not exceeding (<https://www.ngdc.noaa.gov/mgg/greatlakes/michigan.html>). The bottom substrate is predominantly sandy with occasional inclusions of spots of macrophyte stands with *Cladophora* as the main species [Mida et al., 2004]. Reportedly, the offshore extent of macrophytes along the coastal zone generally does not exceed 5–10 m, although along the northernmost periphery of the lake the standing stocks are found at depths nearing 20–25 m [Shuchman et al., 2013].

Presently, the phytoplankton community comprises four major groups: blue-green and green algae, diatoms and flagellates (<http://www.glerl.noaa.gov/pubs/brochures/foodweb/LMfoodweb.pdf>).

4. Input and output data description

We employed the radiometric data from two satellites, viz. Sentinel-2 and MODIS-Aqua. Sentinel is the name for a family of environmental remote sensing platforms launched and also waiting for launching under the ESA COPERNICUS Programme (www.copernicus.eu).

For our purposes, data from only one satellite of this series, viz. Sentinel-2a, were available so far (below referred to as S-2a). The S-2a platform accommodates the Multispectral Imager (MSI), which provides data at high spatial resolution (10–60 m) in several spectral channels in the visible. However, the number of spectral channels in the visible (only four) and their placement (Table) are, respectively, rather limited and not optimally suited. These deficiencies preclude the use of this sensor for efficient retrieval of water quality parameters in situations of optically complex or shallow waters. Thus, in our studies S2a acted in the capacity of a sensor with high spatial but low spectral resolution (Table), whose data were to be fused with a sensor providing higher spectral resolution although at a rather coarse spatial resolution. S-2a was launched on June 23, 2016, and its orbit was adjusted to assure the revisit time of 10 days. In the case of Lake Michigan, the time of this satellite overflight was close to 5 p. m. Satellite S-2b was launched on 07.03.2017 and presently the data from this satellite are yet unavailable.

MSI data were from the L1C level (<https://earth.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi/processing-levels>) [i. e. not atmospherically corrected] in 13 spectral channels (Table, A). Further on, these L1C data were atmospherically corrected (see section Input Data Processing).

These data were fused with the data from MODIS-Aqua available at a much higher spectral resolution (6 bands in the visible and 1 band in the near IR [865 nm]), but at a lower spatial resolution (with 1 km in the visible) (Table, B).

Satellite level 1 data processing

Atmospheric correction and image preparation for the fusion procedure

a) S-2a data: we applied the ESA algorithm of atmospheric correction Sen2cor (<http://step.esa.int/main/third-party-plugins-2/sen2cor/>). S-2a data are provided by ESA in granulesizing 100 km by 100 km) (<https://earth.esa.int/web/sentinel/user-guides/sentinel-2-msi/product-types>). The granules are to be further mosaicked, and latitudinally-longitudinally reprojected (EPSG:4326 – WGS84). For fusion, S-2a data were reduced to a 60 m spatial resolution per pixel.

Spectral channels: location and spatial resolution for S-2a (A) and MODIS-Aqua (B)

A			B		
Band #	Central wavelength, nm	Bandwidth, nm	Band #	Central wavelength, nm	Bandwidth, nm
1	443 (60 m)	27	8	412 (1 km)	405–420
2	490 (10 m)	94	9	443 (1 km)	438–4428
3	560 (10 m)	45	10	488 (1 km)	483–493
4	665 (10 m)	38	11	531 (1 km)	526–536
5	705 (20 m)	19	1	645 (1 km)	620–670
6	740 (20 m)	18	14	678 (1 km)	673–683
7	783 (20 m)	28			
8	842 (10 m)	145			
8A	865 (20 m)	33			
9	945 (60 m)	26			
10	1375 (60 m)	75			
11	1610 (20 m)	143			
12	2190 (20 m)	242			

b) MODIS-Aqua data

Our analysis of the spectral curvature of remote sensing reflectance, $R_{rs}(\lambda)$ [which is the upwelling spectral radiance above the water-air interface, $L(0)$ normalized to the downwelling spectral irradiance, $E(0)$ at the same level [e. g. Jerome et al., 1996] revealed that the MODIS-Aqua atmospheric correction frequently results in negative values of $R_{rs}(\lambda)$ in the blue part of the spectrum. It implies that the standard atmospheric correction is very in-

accurate, and such data could not be used for further processing.

To overcome this problem, we applied the MUMM code based on the GW94 AC. <https://www.osapublishing.org/vjbo/fulltext.cfm?uri=oe-21-18-21176&id=260880#g001>). The application of the MUMM correction procedure significantly eased the problem with negative values of R_{rs} in the shortwave region of the visible spectrum. Performance of the MUMM procedure

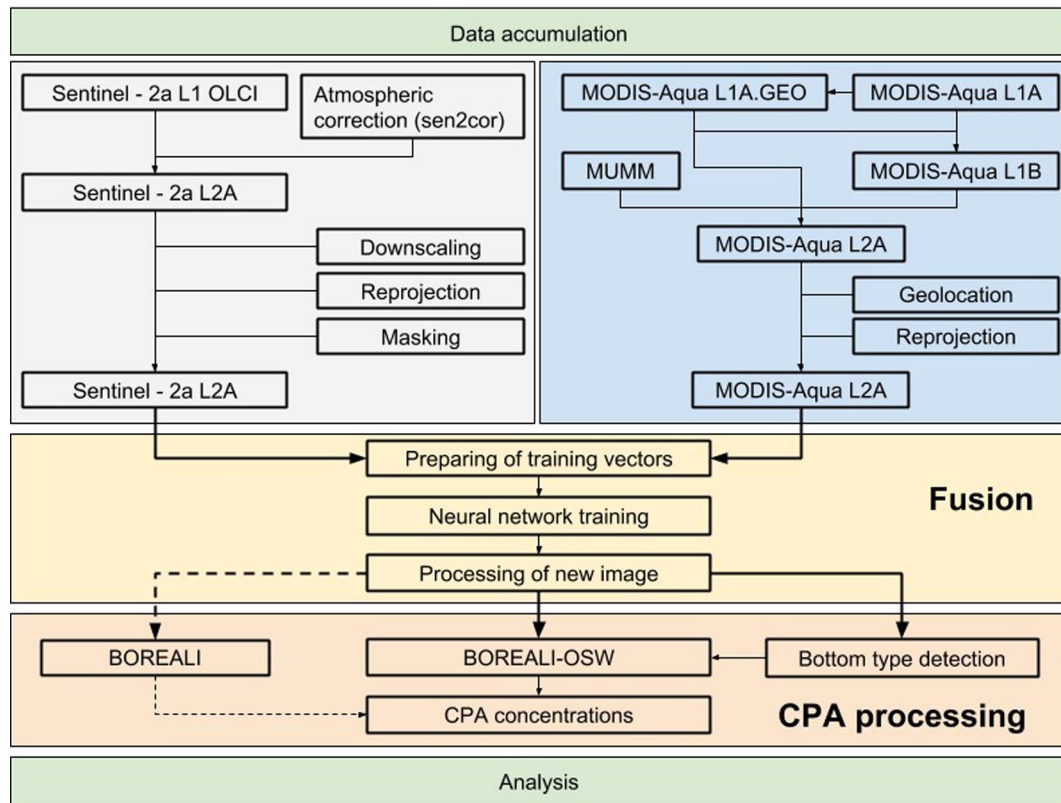


Fig. 2. Flowchart of S-2 and MODIS imagery processing

of atmospheric correction, is effected through the employment of the SeaDAS processing code (<https://seadas.gsfc.nasa.gov/>) extended for working with ocean colour data (OCSSW), i. e. images were downloaded from <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/> site and then subjected to geolocation (L1B level). Thus, MODIS L2A level spectrometric data were obtained.

5. S-2a and MODIS-Aqua data fusion procedure

To prepare MODIS-Aqua L2A images to fusion they were reprojected and synchronized (in terms of geolocation) with the paired S-2a images.

ANN architecture

Our ANN consists of four layers of neurons (Fig. 1). The first layer encompasses 13 neurons accommodating R_{rs} values from the S2a 13 spectral channels (Table, A). Two hidden layers have 14 and 2 neurons. The third layer consists of only 1 neuron yielding the value of R_{rs} at each of the MODIS spectral channels, i. e. 412, 443, 488, 531, 645 and 678 nm (Table, B). That is, we develop separate NN for each MODIS spectral channel. The development of NNs with only one output neuron could be performed relatively fast: the computing time required for training the NNs for the fusion of one pair of MODIS-Aqua and S-2a images depends on the computer power, but in our case, it took one hour. Thus, it makes the developed method quite practical. Training of each NN was conducted until the RMSE reaches the value of 10–15 %.

Thus, the established values of S-2a R_{rs} at the MODIS 6 wavelengths permit to obtain the desired information at the MODIS spectral resolution and S-2a high spatial resolution, and hence attain the aim of data fusion.

6. Results of S-2a and MODIS-Aqua data fusion

RDG images

Visual analysis of paired SMI and MODIS data has shown that for the entire 2016 growing season only five pairs could be used for fusion. The dates of overflights are 09.05; 05.07; 26.07; 15.08; 04.09. The time difference of the five overflights did not exceed 2.5 hours. Figure 3 illustrates the spatial distribution of RGB images generated from MODIS-Aqua and fused MODIS-Aqua – S-2a data for the above dates.

The RGB images developed from the fused S-2a and MODIS-Aqua data exhibit a logical sequence

of phases of phytoplankton development in Lake Michigan. Indeed, the green areas (corresponding to enhanced concentrations of phytoplankton chlorophyll) stand out twice in the year, viz., in spring and early autumn (i. e. 09.05 and 15.08), which is in complete conformance with vernal and autumnal phytoplankton outbreaks in Lake Michigan [Shuchman et al., 2006; their Fig. 6].

Application of the BOLEALI-OSW algorithm

The BOLEALI-OSW algorithm is described in detail elsewhere [Korosov et al., 2017]. It is based on both the Levenberg-Marquardt multivariate procedure [Press et al., 1992] and the theory of light transfer in semi-infinite media [Maritorena et al., 1994]. Within our approach, the remote sensing reflectance $R_{rs}(\lambda)$ is presented as a sum of two components originating from the light interactions within the water column, $R_{rs\ DEEP}$ and the bottom. The optical influence of the latter is determined by the bottom substrate spectral albedo, $A(\lambda)$. Thus, the resultant (total) spectral remote sensing reflectance, $R_{rs\ TOT}$ can be formalized as follows:

$$R_{rs\ TOT}(\lambda, +0) = \frac{R_{rs\ DEEP}[1 - \exp(-2KH)] + A\exp(-2KH)}{Q} \quad (7)$$

where +0 indicates the air-water interface, K = spectral coefficient of upwelling and downwelling light attenuation in the water column, H = bottom depth, Q = ratio of the upwelling radiance to downwelling irradiance at level +0.

The fused ocean color data were processed with the BOLEALI-OSW algorithm to retrieve the concentrations of phytoplankton chlorophyll, total suspended matter and $cdom$.

Fig 4 illustrates the spatial distributions of phytoplankton chl concentrations for the above five dates as obtained from the fused MODIS-Aqua and S-2a data. The paired plates in Fig. 4 explicitly show the advantage of the fusion procedure over the results from solely MODIS-Aqua.

The adequacy of the retrieved concentrations could only be assessed through a comparison with in situ data, but the latter were unavailable for us. Nevertheless, the retrieved chl and tsm concentrations comply well with the data reported for this part of the lake and this time range [Korosov et al., 2017].

Mapping of bottom type

Mapping of bottom type was performed for an area called Pyramid Point within the aforementioned Sandy Bear Dunes site. The k-means technique concisely described above was applied to bottom substrate classification. Spectra of R_{rs}

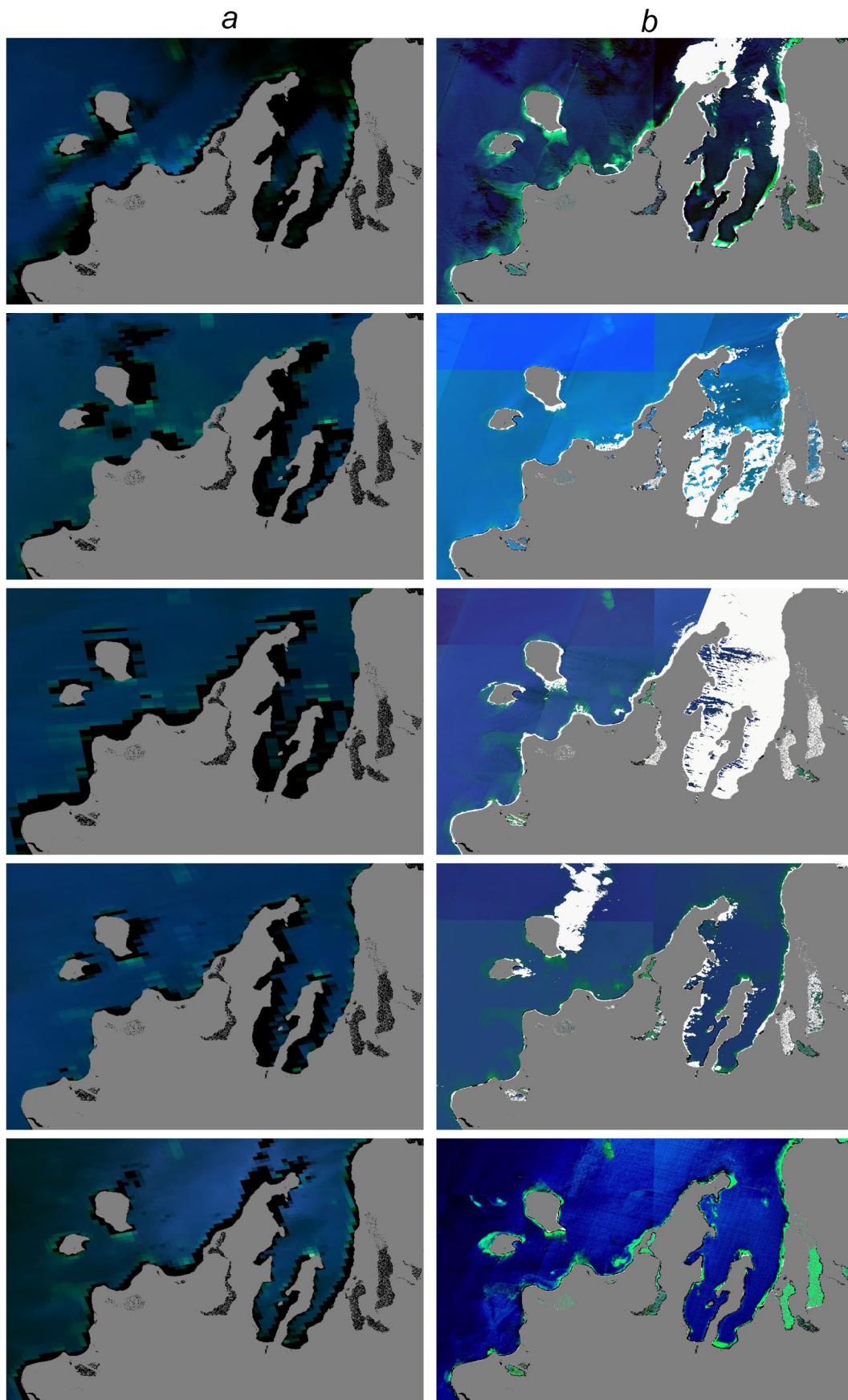


Fig. 3. RGB images generated from MODIS-Aqua data (a) and fused MODIS-Aqua-S-2a data (b) for 09.05; 05.076; 26.07; 15.08; 04.09 (presented in the top to bottom sequence)

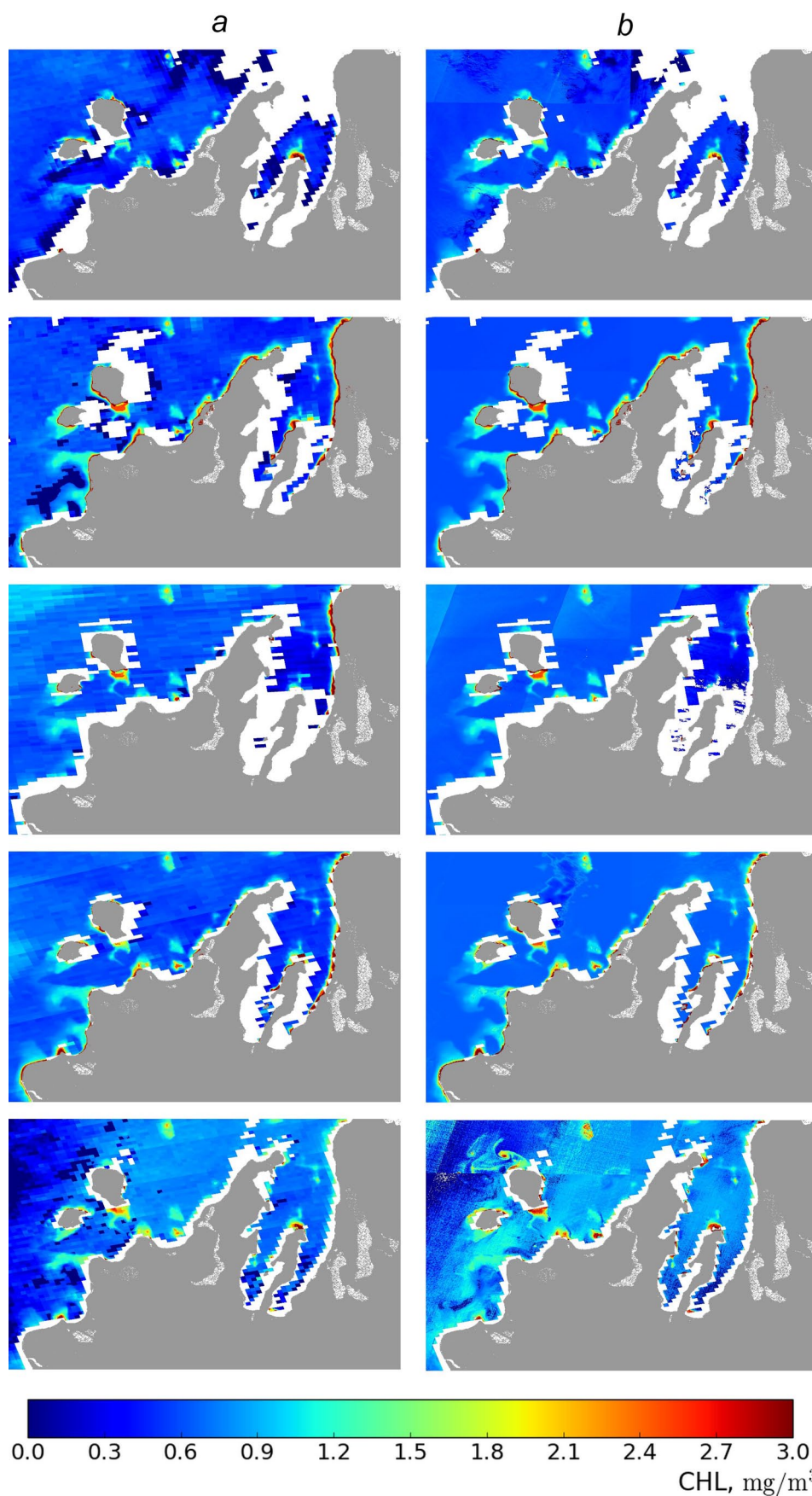


Fig. 4. Spatial distributions of *CHL* from (a) MODIS-Aqua data and (b) fused MODIS-Aqua and S-2a data for 09.05; 05.076; 26.07; 15.08; 04.09 (presented in the top to bottom sequence).

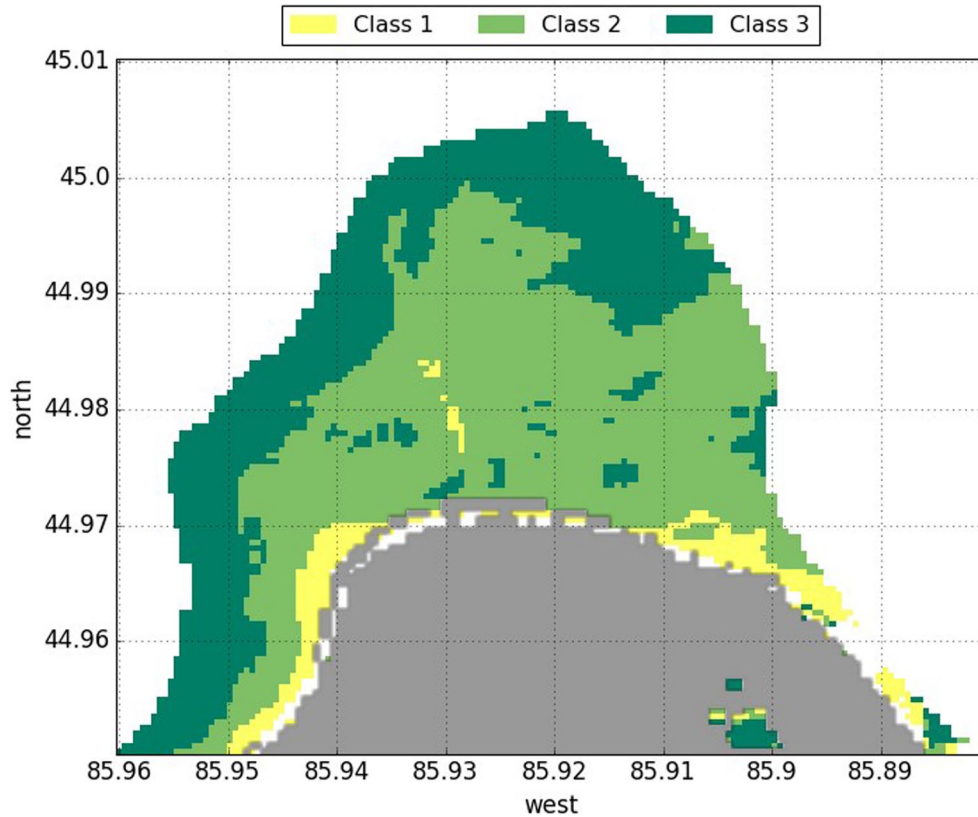


Fig. 5. Spatial distribution of bottom types (classes 1–3) as obtained for the Pyramid Point making use of the k-means and fusion techniques.

values from the fused data (at 60 m resolution) were partitioned into three classes: sand, chara stands (chara is a genus of charophyte green algae in the family *Characeae* known to be common for the coastal area of Lake Michigan [Shuchman et al., 2013]), and some sandy substrate either sparsely covered by macrophytes (chara or cladophora) or slightly silted. The area was confined to depths not exceeding 15 m.

The clusterization thus performed permitted to produce a map of bottom type heterogeneity at a 60 m spatial resolution (Fig. 5).

The above-described bottom type classification reveals that the area adjacent to the coast is sandy (it is characterized by the highest bottom albedo). Further off-coast, the area with a depth of 10–15 m is covered by chara stands. The intermediate area belongs to the intermediate class, although it contains sandy spots as well as spots covered by submerged vegetation stands. These features explicitly indicate that the spatial heterogeneity of the area ascribed to class 2 is not due to depth changes, but is driven by changes in the bottom albedo.

Concluding remarks

Thus, summing up, we have developed and realized in a computer code our own method of ocean

color data fusion. The fused images were processed with the BOREALI-OSW algorithm to yield the CPA concentrations in the target optically shallow area of Lake Michigan. The retrieved concentrations comply well with the respective values typical of this lacustrine area.

We have investigated the possibility of employing the fused data for retrieving the bottom type. This tentative bottom type classification is rather rough as only three classes were presumed. In reality the bottom cover might be more heterogeneous if the respective mosaic elements are smaller than the spatial resolution of the fused radiometric data.

The attained results strongly suggest that the developed algorithm can be successfully used for fusion of data from Sentinel-2 and Sentinel-3 because Sentinel-3 is highly akin to MODIS-Aqua in terms of the spectral and spatial resolution [Donlon et al., 2012].

Understandably, our fusion algorithm can be applied to data of the above sensors not only to generate RGB images of higher spatial resolution but also R_{rs} values in the Sentinel-3 spectral bands in the visible. It will require training of a larger number of NNs (according to the number the Sentinel-3 spectral bands in the visible). Because of this, the approach proposed might appear at first sight rather cumbersome. But the relative sim-

plicity of the method (as compared to those we discussed in the review section) and reasonably manageable computing time can successfully balance this seeming drawback.

We envisage that employment of S-3 data will also be very beneficial: sooner or later MODIS-Aqua will cease its performance, while S-3 (with nearly the same radiometric characteristics as MODIS Aqua) will, supposedly, last at least for the next decade.

References

- Aiazzi B., Alparone L., Baronti S. et al. Context-driven fusion of high spatial and spectral resolution images based on oversampled multiresolution analysis. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 2002. 40 (10). P. 2300–2312.
- Aiazzi B., Alparone L. Twenty-five years of pan-sharpening: a critical review and new developments. *Signal and Image Processing for Remote Sensing*. Second Ed. Boca Raton: CRC Press. 2012. P. 533–548.
- Amro I., Mateos J., Vegfa M., Molina R., Katsagelos A. K. A survey of classical methods and new trends in pansharpening of multispectral images. *Journal of Advances in Signal Processing*. 2011. 79. doi: 10.1186/1687-6180-2011-79
- Boschetti L. D., Justice C. O., Humber M. L. MODIS-Landsat fusion for large area 30 m burned area mapping. *Remote Sensing of Environment*. 2015. Vol. 161. P. 27–42. doi: 10.1016/j.rse.2015.01.022
- Cakir H. I., Khorram S. Pixel level fusion of panchromatic and multispectral images based on correspondence analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 2008. Vol. 74, no. 2. P. 183–192. doi: 10.14358/PERS.74.2.183
- Chapra S. C., Dobson H. F. H. Quantification of the Lake trophic typologies of Nauman (surface quality) and Thienemann (oxygen) with special reference to the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*. 1981. Vol. 7, no. 2. P. 182–193. doi: 10.1016/S0380-1330(81)72044-6
- Chavez P. S., Sides S. C., Anderson I. A. Comparison of three different methods to merge multiresolution and multispectral data: Landsat TM and SPOT panchromatic. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 1991. Vol. 57, no. 3. P. 295–303.
- Choi J., Yeom J., Chang A., Byun Y., Kim Y. Hybrid pan-sharpening algorithm for high spatial resolution satellite imagery to improve spatial quality. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*. 2013. Vol. 10, no. 3. P. 490–494. doi: 10.1109/LGRS.2012.2210857
- Choi M., Kim R. Y., Kim M. G. The curvelet transform for image fusion. *International Society for Photogrammetry and Remote Sensing*. ISPRS. 2004. Vol. 35. P. 59–64.
- Donlon C., Berruti B., Buongiorno A., Ferreira M.-H., Féménias P., Frerick J., Goryl P., Klein U., Laur H., Mavrocordatos C., Nieke J., Rebhan H., Seitz B., Stroede J., Sciarra R. The Global monitoring of Environment and security (GMES) Sentinel-3 mission. *Remote sensing of Environment*. 2012. Vol. 120. P. 37–57. doi: 10.1016/j.rse.2011.07.024
- Duran J., Buades A., Coll B., Sbert C. A nonlocal variational model for pan-sharpening image fusion. *SIAM Journal on Imaging Sciences*. 2014. Vol. 7, iss. 2. P. 761–796. doi: 10.1137/130928625
- Gangkofner U. G., Pradhan P. S., Holcomb D. W. Optimizing the high-pass filter addition technique for image fusion. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 2008. Vol. 74, no. 9. P. 1107–1118. doi: 10.14358/PERS.74.9.1107
- Garzelli A., Nencini F. Interband structure modeling for pan-sharpening of very high resolution multispectral images. *Information Fusion*. 2005. Vol. 6, no. 3. P. 213–224. doi: 10.1016/j.inffus.2004.06.008
- Gillespie T. W., Foody G. M., Rocchini D., Giorgi A. P., Saatchi S. Measuring and Modelling biodiversity from Space. *Progress in Physical Geography*. 2008. Vol. 32, no. 2. P. 203–221. doi: 10.1177/0309133308093606
- Haykin S. *Neural Networks. A Comprehensive Foundation*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall. 1998.
- Hong G., Zhang Y., Mercer B. A wavelet and IHS integration method to fuse high resolution SAR with moderate resolution multispectral images. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. 2009. Vol. 75, no. 10. P. 1213–1223. doi: 10.14358/PERS.75.10.1213
- Jerome J. H., Bukata R. P., Miller J. R. Remote sensing reflectance and its relationship to optical properties of natural water. *International Journal of Remote Sensing*. 1996. Vol. 17, no. 1. P. 43–52. doi: 10.1080/01431169608949135
- Khan M. M., Chanussot J., Condat L., Montanvert A. Indusion: fusion of multispectral and panchromatic images using the induction scaling technique. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*. 2008. Vol. 5, no. 1. P. 98–102. doi: 10.1109/LGRS.2007.909934
- Klonus S. Comparison of pan-sharpening algorithms for combining radar and multispectral data. XXI ISPRS congress (Beijing, 3–11 July, ISPRS). 2008. P. 189–194.
- Korosov A. A., Pozdnyakov D. V., Shuchman R. A., Sayers M., Sawtell R., Moiseev A. V. Bio-optical retrieval algorithm for the optically shallow waters of Lake Michigan. I. Model description sensitivity/robustness assessment. *Transactions of the KarRC of RAS*. 2017. No. 3. P. 79–93. doi: 10.17076/lim473
- Laben C. A., Brower B. V. Process for enhancing the spatial resolution of multispectral imagery using pan-sharpening. Patent US 6011875 A [US patent No 6011875 A]. 2000.
- Ling Y., Ehlers M., Usery E. L., Madden M. FFT-enhanced IHS transform method for fusing high-resolution satellite images. *ISPRIS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 2007. Vol. 61, iss. 6. P. 381–392. doi: 10.1016/j.isprsjprs.2006.11.002
- Liu J. G. Smoothing filter-based intensity modulation: a spectral preserve image fusion technique for improving spatial details. *International Journal of Remote Sensing*. 2000. Vol. 21, no. 18. P. 3461–3472. doi: 10.1080/014311600750037499

- Liu J., Liang S. Pan-sharpening using a guided filter. *International Journal of Remote Sensing*. 2016. Vol. 37, no. 8. P. 1777–1800. doi: 10.1080/01431161.2016.1163749
- Maritorena S., Morel A., Gentili B. Diffuse reflectance of oceanic shallow waters: Influence of water depth and bottom albedo. *Limnology and Oceanography*. 1994. Vol. 39, iss. 7. P. 1689–1703. doi: 10.4319/lo.1994.39.7.1689
- Metwalli M. R., Nasr A. H., Faragallah O. S., El-Rabaie E.-S. M., Abbas A. M., Alshebeili S. A., Abd El-Samie F. E. Efficient pan-sharpening of satellite images with the contourlet transform. *International Journal of Remote Sensing*. 2014. Vol. 35, iss. 5. P. 1979–2002. doi: 10.1080/01431161.2013.873832
- Mida J. L., Scavia D., Fahnenstiel G. L. Long-term and recent changes in southern Lake Michigan water quality with implications for present trophic status. *Journal of Great Lakes Research*. 2010. Vol. 36. P. 1–8. doi: 10.1016/j.jglr.2010.03.010
- Mida J. L., Scavia D., Fahnenstiel G. L., Pothoven S. A. Cladophora Reserch and Management in the Great Lakes. In: *Proceedings of a Workshop Held at the Great Lakes WATER Institute*, University of Wisconsin-Milwaukee, December 8, 2004. GLWI Special Report No. 2005–01.
- Morozov E. A., Korosov A. A., Pozdnyakov D. V., Pettersson L. H., Sychev V. I. A New Area-Specific Bio-Optical Algorithm for the Bay of Biscay and Assessment of Its Potentials for SeaWiFS and MODIS/Aqua Data Merging. *International Journal of Remote Sensing*. 2010. Vol. 31. P. 6541–6555.
- Nalepa T. F., Schloesser D. W. Quagga and Zebra Mussels: Biology, Impacts, and Control. CRC Press: Boca Raton, FL. 2014. 312 p.
- Nussbaumer H. J. Fast Fourier transform and convolution algorithms. Berlin: Springer-Verlag. 1982. 280 p.
- Otazu X., Gonzalez-Audicana M., Fors O., Nunez J. Introduction of sensor spectral response into image fusion methods. Application to wavelet-based methods. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 2005. Vol. 43, no. 10. P. 2376–2385. doi: 10.1109/TGRS.2005.856106
- Palubinskas G. Fast, simple, and good pan-sharpening method. *Journal of Applied Remote Sensing*. 2013. Vol. 7, no. 1. P. 073526–1–073526–12. doi: 10.1117/1.JRS.7.073526
- Pintore M., Van De Waterbeemd H., Piclin N., Chretien J. R. Prediction of Oral Bioavailability by Adaptive Fuzzy Partitioning. *European Journal of Medical Chemistry*. 2003. Vol. 38, no. 4. P. 427–431. doi: 10.1016/S0223-5234(03)00052-7
- Pohl C., van Genderen J. Multisensor image fusion in remote sensing: Concepts, methods and applications. *International Journal of Remote Sensing*. 1998. Vol. 19, iss. 5. P. 823–854. doi: 10.1080/014311698215748
- Pohl C., van Genderen J. Structuring contemporary remote sensing image fusion. *International Journal of Image and Data Fusion*. 2015. Vol. 6, no. 1. P. 3–21. doi: 10.1080/19479832.2014.998727
- Press W., Teukolsky S., Vetterling W., Flannery B. Numerical Recipes in C: The Art of Scientific Computing. 2nd ed. New York: Cambridge University Press. 1992.
- Rong K., Wang Sh., Yang Sh., Jiao L. Pan-sharpening by exploiting sharpness of the spatial structure. *International Journal of Remote Sensing*. 2014. Vol. 35, iss. 18. P. 6662–6673. doi: 10.1080/2150704X.2014.960607
- Shah V. P., Younan N. H., King R. L. An efficient pan-sharpening method via a combined adaptive PCA approach and contourlets. *IEEE Transactions of Geoscience and Remote Sensing*. 2008. Vol. 46, no. 5. P. 1323–1335. doi: 10.1109/TGRS.2008.916211
- Shahraiyni H. T., Shouraki S. B., Fell F., Schaale M., Fischer J., Tavakoli A., Preusker R., Tajrishy M., Vatan-doust M., Hhodaparast H. Application of the Active Learning Method to the Retrieval of Pigment from Spectral Remote Sensing Reflectance Data. *International Journal of Remote Sensing*. 2009. Vol. 30. P. 1045–65. doi: 10.1080/01431160802448927
- Shuchman R. A., Sayers M. J., Brooks C. N. Mapping and monitoring the extent of submerged aquatic vegetation in the Laurentian Great Lakes with multi-scale satellite remote sensing. *Journal of Great Lakes Research*. 2013. Vol. 39. P. 78–89. doi: 10.1016/j.jglr.2013.05.006
- Shuchman R., Korosov A., Hatt C., Pozdnyakov D., Means J., Meadows G. Verification and application of a Bio-optical Algorithm for Lake Michigan Using SeaWiFS: a 7-year Inter-annual Analysis. *Great Likes Res.* 2006. Vol. 32. P. 258–279. doi: 10.3394/0380-1330(2006)32[258:VAAOAB]2.0.CO;2
- Starck J. L., Murtagh F., Candes E. J. Gray and colour image contrast enhancement by the curvelet transform. *IEEE Transections on Image Processing*. 2003. Vol. 12, no. 6. P. 706–716. doi: 10.1109/TIP.2003.813140
- Tu T. M., Huang P. S., Hung C. L., Chang C. P. A fast intensity-hue-saturation fusion technique with spectral adjustment for IKONOS imagery. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*. 2004. Vol. 1, no. 4. P. 309–312. doi: 10.1109/LGRS.2004.834804
- Vrabel J. Multispectral imagery advanced band sharpening study. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*. 2000. Vol. 66, no. 1. P. 73–79.
- Zang J. Multi-source remote sensing data fusion: status and trends. *International Journal of Image and Data Fusion*. 2010. Vol. 1, no. 1. P. 5–24. doi: 10.1080/19479830903561035
- Zang Y. Noise-resistant wavelet-based Bayesian fusion of multispectral and hyperspectral images. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 2009. Vol. 47, no. 11. P. 3834–3842. doi: 10.1109/TGRS.2009.2017737
- Zhang Y. A new merging method and its spectral and spatial effects. *International Journal of Remote Sensing*. 1999. Vol. 20, no. 10. P. 2003–2014. doi: 10.1080/014311699212317
- Zimmermann H. J. Fuzzy Set Theory. Boston, MA: Kluwer Academic Publishers, 2001.

Received July 31, 2017

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

Коросов Антон Андреевич

научный сотрудник, руководитель группы дистанционного зондирования морского и материкового льда, к. ф. -м. н.
Центр по окружающей среде и дистанционному зондированию имени Нансена
Берген, Норвегия
эл. почта: anton.korosov@nersc.no

Моисеев Артем Владимирович

младший научный сотрудник
Научный фонд «Международный центр по окружающей среде и дистанционному зондированию имени Нансена»
14-я линия В. О., 7, оф. 49, Санкт-Петербург, Россия, 199034
эл. почта: artem.moiseev@niersc.spb.ru

Шухман Роберт

директор, PhD
Мичиганский технический исследовательский институт
Анн-Арбор, США
эл. почта: shuchman@mtu.edu

Поздняков Дмитрий Викторович

заместитель директора по науке, руководитель группы водных экосистем, д. ф.-м. н., проф.
Научный фонд «Международный центр по окружающей среде и дистанционному зондированию имени Нансена»
14-я линия В. О., 7, оф. 49, Санкт-Петербург, Россия, 199034
эл. почта: dmitry.pozdnyakov@niersc.spb.ru

CONTRIBUTORS:

Korosov, Anton

Nansen Environmental and Remote Sensing Center
Thormøhlens gate, 47, N-5006, Bergen, Norway
e-mail: anton.korosov@nersc.no

Moiseev, Artem

Scientific foundation "Nansen International Environmental and Remote Sensing Centre"
14th Line, 7, Office 49, Vasilievsky Island, 199034
St. Petersburg, Russia
e-mail: artem.moiseev@niersc.spb.ru

Shuchman, Robert

Michigan Tech Research Institute
3600 Green Court, Suite 100, Ann Arbor, MI 48105
e-mail: shuchman@mtu.edu

Pozdnyakov, Dmitry

Scientific foundation "Nansen International Environmental and Remote Sensing Centre"
14th Line, 7, Office 49, Vasilievsky Island, 199034
St. Petersburg, Russia
e-mail: dmitry.pozdnyakov@niersc.spb.ru

УДК 482.213 + 528.8.04

BIO-OPTICAL RETRIEVAL ALGORITHM FOR THE OPTICALLY SHALLOW WATERS OF LAKE MICHIGAN. II. EFFICIENCY ASSESSMENT

**A. A. Korosov¹, D. V. Pozdnyakov^{1,2}, R. Shuchman³, M. Sayers³,
R. Sawtell³, A. V. Moiseev²**

¹ Nansen Environmental and Remote Sensing Center, Bergen, Norway

² Scientific foundation "Nansen International Environmental and Remote Sensing Centre",
St. Petersburg, Russia

³ Michigan Tech Research Institute, Ann Arbor, USA

With the exception of a few areas, Lake Michigan (LM) is an oligotrophic clear water body. It is predominantly in its littoral zone where ecology-relevant processes unfold due to a variety of natural and anthropogenic forcings arising from the watershed. However, the bottom influence there is strong enough to contaminate the at-satellite signal, thus impeding the remote sensing of water quality parameters within the coastal zone. A new bio-optical retrieval algorithm, based on a forward radiation transfer model, LM specific hydro-optical model and the multivariate optimization technique is developed for operational retrieval from satellite data of water quality parameters in lake optically shallow areas. Application of the developed operational tool to processing MODIS-Aqua data (matching up the location and timing of *in situ* CPA and radiometric measurements) has convincingly shown its advantage over the OC4 performance in lacustrine optically shallow waters at all sampling stations.

Key words: optical remote sensing; spectral reflectance; attenuation; surface albedo; optically shallow waters; limnology; Lake Michigan.

**А. А. Коросов, Д. В. Поздняков, Р. Шухман, М. Сэйерс, Р. Сотелл,
А. В. Моисеев. БИО-ОПТИЧЕСКИЙ АЛГОРИТМ ДЛЯ ОПТИЧЕСКИ
МЕЛКИХ ВОД ОЗЕРА МИЧИГАН. II. ОЦЕНКА ЕГО ЭФФЕКТИВНОСТИ**

За исключением нескольких областей озеро Мичиган (ОМ) является олиготрофным водоемом с чистой и прозрачной водой. Вследствие воздействия природных и антропогенных процессов, происходящих на водосборной территории, экологически наиболее серьезные процессы разворачиваются прежде всего в литоральной зоне. В мелководной ее части оптическое влияние дна на сигнал, регистрируемый спутниковым датчиком, оказывается достаточно сильным, что затрудняет дистанционное зондирование параметров качества воды в этих районах. Разработанный для оперативного восстановления параметров качества воды в оптически мелких водах новый био-оптический алгоритм основан на модели переноса излучения, мо-

дели оптических свойств вод ОМ и методе многомерной оптимизации. Применение разработанного алгоритма для обработки данных MODIS-Aqua убедительно показало преимущество нового алгоритма по сравнению со стандартным алгоритмом ОС4 в случае оптически мелких вод.

Ключевые слова: оптическое дистанционное зондирование; спектральное отражение; альbedo поверхности; оптически мелкие воды; лимнология; озеро Мичиган.

1. Introduction

In this study of Lake Michigan's peripheral zone, we developed a multiband **Bio-Optical RETrieval ALgorithm for Optically Shallow Waters** coined BOREALI-OSW. A detailed description of the novel algorithm is given in the first part of the present publication [Korosov et al., 2016].

The algorithm retrieves CPA concentrations from remote sensing reflectance in clear waters for a variety of bottom depths and bottom types. It is an extension of the BOREALI algorithm that has been previously developed for optically deep and turbid waters, went through thorough verification campaigns [Korosov et al., 2009] and proved its efficiency for a wide variety of water bodies including the North European and North American Great Lakes, among the latter – Lake Michigan [Shuchman et al., 2006].

Importantly, the BOREALI algorithm permits simultaneous retrieval of the concentrations of three ecologically important water quality constituents, viz. phytoplankton chlorophyll, suspended *minerals* and *dissolved organic matter*.

In the second part we are reporting on the assessment of the developed algorithm efficiency. This is done through a series of comparisons of retrieval results of the chlorophyll concentration (CHL) with concurrent *in situ* CHL measurements. In the absence of *in situ* CHL determinations, the algorithm efficiency is proved through radiometric analysis of the spectral features of remote sensing reflectance, $R_{rs}(\lambda)$.

2. Description of field measurements and station locations

Field campaigns were conducted in 2012 and 2013 employing one and the same set of instrumentation. Field measurements (for study locations see Fig. 1) of optical parameters included spectral measurements in the visible of: (i) downwelling irradiance ($W\ m^{-2}$) and (ii) upwelling radiance ($W\ m^{-2}\ sr^{-1}$) immediately above (0+) and below (0-) the water surface as well as at about 1 meter depth.

Field optical measurements were collected using an Analytical Spectral Devices, Inc., (ASD) FieldSpec spectroradiometer operating within the spectral range 350–2500 nm at a spectral resolution not worse than 3 nm. The signal-to-noise ratio within the visible is reportedly between 1000 and 10,000 at 400 nm and 500–700 nm, respectively (<http://www.asdi.com/products/fieldspec-spectroradiometers>). All measurements were made using a 5 meter optical jumper cable connecting the fore-optic to the spectrometer. The downwelling irradiance measurements were collected using a 180 degree Remote Cosine Receptor underwater fore-optic which collects 2π diffuse irradiance. Upwelling radiance was measured using a 10B field-of-view fore-optic. Irradiance and radiance measurements were collected by connecting the optic to the end of a 3 meter long sampling pole to ensure that optical measurements be not affected by reflectance from the research vessel.

Periodic spectro-radiometer calibration runs were performed at the laboratory using a Spectralon (100 runs if there was significant sensor drift). The absence of significant differences between these measurements confirmed that the instrument remained in acceptable calibration state during the entire 2012–2013 field campaign.

At each site the irradiance measurement was made first. This measurement consists of 20 individual spectra measured at 1 second intervals. Each individual spectrum is an average of 10 radiometric counts, which is applied within the ASD RS3 software at the time of data collection. The radiance measurements were then made using the same procedure. The total time for the radiometric measurement sequence (irradiance followed by radiance) at each site was approximately 5 minutes. The days in which radiometric measurements occurred were specifically chosen, in part, because of the very stable atmospheric conditions exhibited, which helped to ensure minimal atmospheric variation within the 5 minute radiometric measurement sequence. Post-processing steps included averaging the 20 individual spectra for each measurement to produce single average spectra

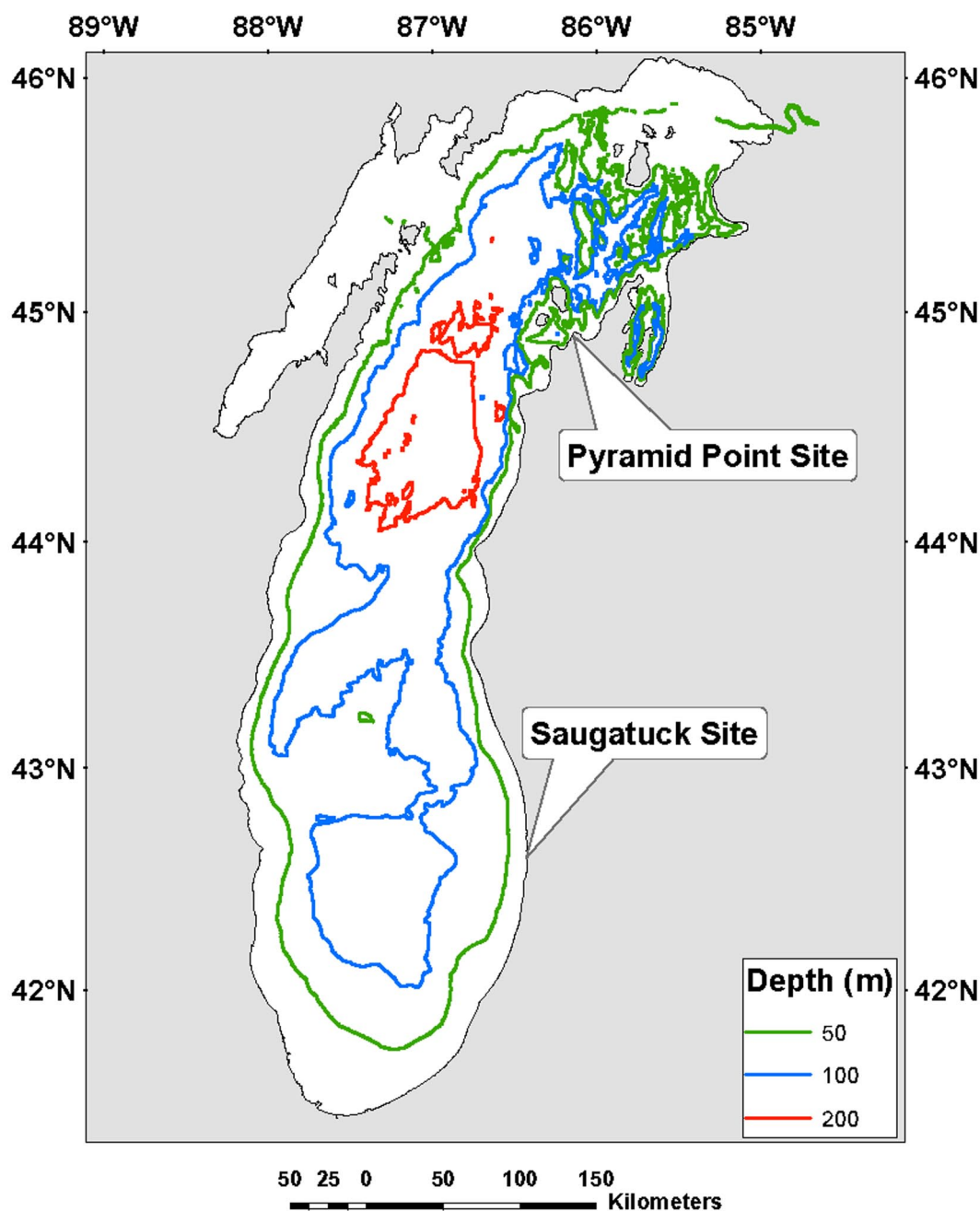


Fig. 1. Lake Michigan bathymetry and study site locations

of irradiance and radiance at each site. Measured values of downwelling irradiance and upwelling radiance were corrected for the immersion factor (I_p), which accounts for the difference between the in-air and in-water absolute response of submersible radiometers [Hooker, Zibordi, 2005; Zibordi, 2006].

Wave focusing was not taken into account in our optical measurement protocol, however, there were only very light winds ($\leq 2 \text{ m s}^{-1}$) reported in the vicinity of our sampling locations for the dates when measurements were made. Thus the overall effect of wave focusing on our spectra was assumed negligible.

Bottom cover types were ascertained using a Marcum underwater viewing system drop camera (<http://casanovasadventures.com/catalog/watersports/p41910.htm>, UnycnJFeHwl).

Spectrometric measurements nearby the Kalamazoo River Plume in eastern Lake Michigan were conducted in 2012 under mostly clear sky conditions with only small cumulus clouds in the periphery of the sky dome above the sampling stations (Fig. 2). Wave conditions were 0.5 meters or less for the mission. All instrumentation was deployed aboard the 17 ft R/V Husky Traveler.

The CHL concentrations were estimated in the field using a Turner Designs AquaFluor

Table 1. Data collected at each sampling point for the August 28, 2012 data collection

Station Name	Lat., °N	Long., °E	Sampling Time (EDT)	Water Depth, m	CHL, mg m ⁻³	Bottom Type
S1	42.62658	86.23351	11:27 AM	4.9		Rocky/sparse algae
S2	42.62559	86.23817	11:52 AM	8.5		Rock/algae
S3	42.62386	86.2464	12:10 PM	13.7	0.57	Optically deep
S4	42.62663	86.22969	12:58 PM	2.1		Algae
S5	42.62676	86.2299	1:12 PM	2.4	0.41	Sand
S6	42.6272	86.22839	1:33 PM	0.6		Sand
S7	42.62671	86.23252	1:47 PM	4.9		Sand
S8	42.62737	86.23708	2:10 PM	6.7		Sand
S9	42.64528	86.23238	2:36 PM	6.1	1.7	Sand
S10	42.66342	86.22227	3:05 PM	6.4	4.4	Sand
S11	42.67293	86.21919	3:30 PM	4.9	12.4	Sand

Handheld Fluorometer. The Turner Designs regression equation is $0.0764x$ assuring the value of the coefficient of determination r^2 not less than 0.99. The sampling stations were designed to encompass several different bottom cover types (sand, submerged aquatic vegetation, rock) over various depth ranges. Fig. 2 is a map displaying the sampling stations overlaid on Bing imagery. The data collected at each station including sampling time, bottom type, and depth are shown in Table 1.

In 2013 the field measurements were also performed on September 25 from a 17 ft R/V Boston Whaler anchored at each sampling station within

the coastal zone of the Sleeping Bear Dunes National Lakeshore in the shallow waters just off Pyramid Point (Fig. 3). The study area was chosen due to the abundant availability of large sandy flats that are within the optical depth of satellite sensors. This area is also largely unaffected by river discharge or anthropogenic influence ensuring similar water characteristics at most sampling stations.

Table 2 summarizes the respective characterization of this part of our activities. The phytoplankton types identified at this station comprise green, and blue-green alga, diatoms, and cryptophyta with a significant prevalence of green algae, while

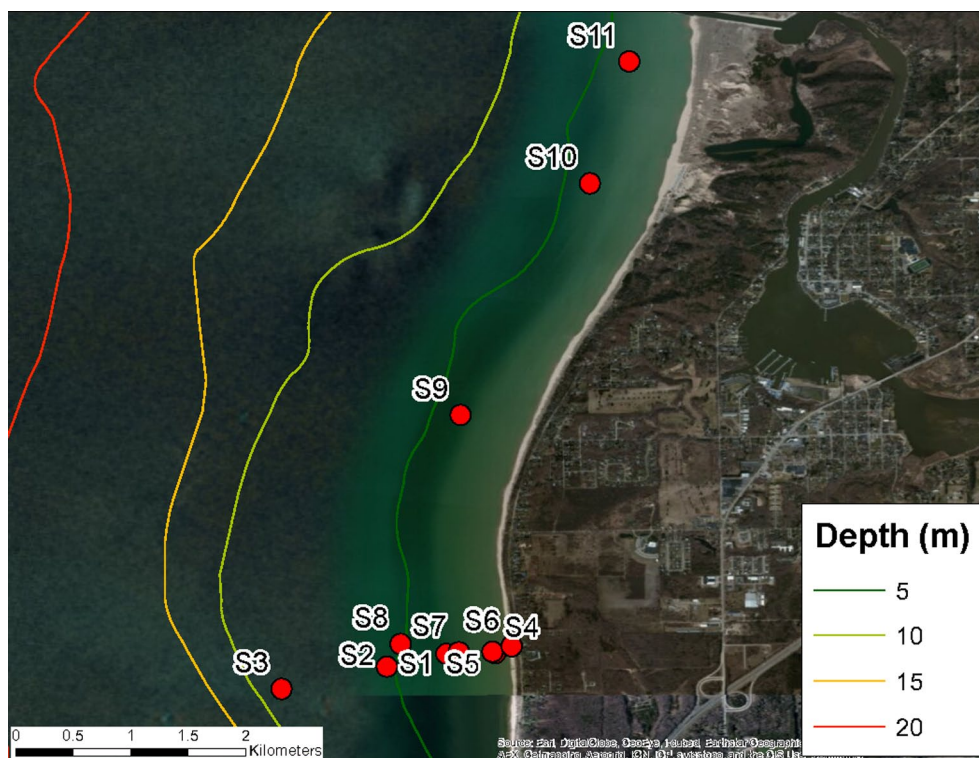


Fig. 2. Optical sampling locations and bathymetry for the August 28, 2012 Saugatuck, MI data collection. Note the background image is not coincident with the field collection

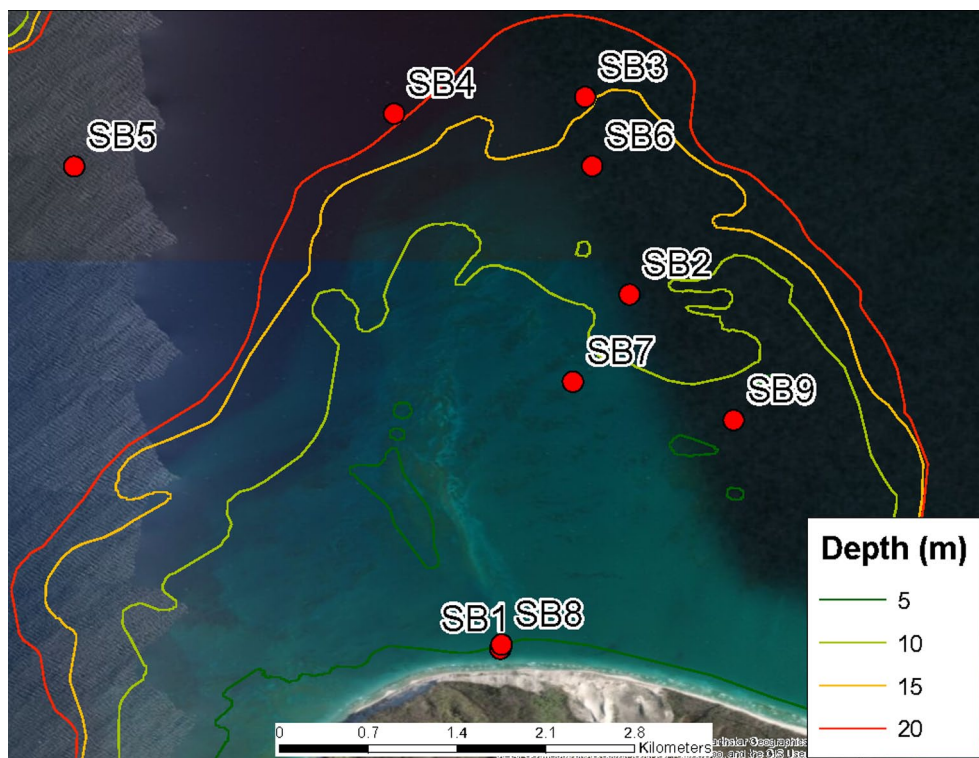


Fig. 3. Bathymetric features of the coastal zone off Pyramid Point, Sleeping Bear Dunes National Lakeshore, MI and the locations of stations sampled on September 25, 2013

diatoms constituted second highest cell numbers of the phytoplankton community. Sites SB1 and SB8 are in close proximity to each other as designed to test variable sun angle effects on bottom reflectance and to check up the consistency of measurement procedures. As Tables 1 and 2 indicate, the sampling period covered the time of sufficiently high solar elevations.

Thus in 2013 the sampling period began at approximately 10:30 am and ended at about 4:00 pm to ensure reasonable sunlight illumination conditions for aquatic remote sensing. In the course of both campaigns at each sampling station the field measurements also included determinations of Secchi depth, water temperature, cloud cover percentage, wave height, bottom type, and water depth.

At each station water samples were collected using a standard 5 liter Niskin bottle just below the water surface, therefore the collected water samples represent approximately the top 1 meter of the water column. Roughly 1 liter of water from the Niskin bottle was reserved to be filtered for chlorophyll-*a* pigment extraction, the remaining water was discarded. The 1 liter water samples were filtered in triplicate the day after collection onto filter pads and then frozen. After the filter pads had been frozen they were sent to Michigan Tech University where the chlorophyll-*a* extraction was completed using standard methods. These values

are associated with the laboratory chlorophyll-*a* concentrations in the summary table. Although laboratory measurements of total suspended matter (TSM) would have been useful to establish a baseline value for particulates, the sheer volume of water necessary to provide a measureable amount of TSM in oligotrophic Lake Michigan was not feasible to obtain in the water craft used (17 ft R/V Boston Whaler) in these sampling activities.

3. Verification of the BOREALI-OSW algorithm

Two sites in Lake Michigan were employed for the algorithm validation. Both are in close vicinity of the sandy beaches of the Sleeping Bear Dunes and Saugatuck city (Figs. 1–3). In both locations, the CHL concentration was measured at a number of spots/stations following the procedure described in Section 2.

For validation purposes two approaches were exploited. Firstly, we used our radiometric hydro-optical measurements of the subsurface remote sensing reflectance, R_{rswTOT} (subscript TOT implies the collective bottom and water column optical influence) in the spectral region 412–709 nm. However, because of fairly inaccurate radiometric numbers yielded by the employed instrumentation at the wavelengths in both violet and red spectral regions, in our verifications we only analyzed R_{rswTOT} spectra between 443 and 620 nm.

Table 2. Characterization of the stations sampled on September 25, 2013 within the Sleeping Bear Dunes coastal zone

Station Name	Lat, °N	Lon, °E	Sampling Time (EDT)	Water Depth, m	CHL, mg m ⁻³	Bottom Type	Wave Height, m	Secchi Disk Depth, m	Cloud Cover, %	Yellow Substance
SB1	44.97061	85.92645	10:34–11:11	4.8	1.76	Sand	0	10	0.07	
SB2	44.99574	85.91728	11:25–11:55	9.8	1.45	Sand	0	32	15	0.09
SB3	45.00973	85.92043	12:05–12:34	15	1.48	Sand + Detritus	0	47	15	0.05
SB4	45.00855	85.93399	01:20–01:48	20.4	1.38	Sand + Cladophora	0.15	48	10	0.08
SB5	45.00481	85.95665	01:52–02:11	56.8	1.39	N/A	0.15	47	10	0.09
SB6	45.00484	85.91994	02:28–02:45	12.6	1.28	Sand	0.15	37	10	0.08
SB7	44.98955	85.92131	02:50–03:07	7.4	1.34	Sand	0.23		15	0.08
SB8	44.97091	85.92635	03:16–03:31	5.1	1.58	Sand	0.3		15	0.08
SB9	44.98681	85.90990	03:48–04:03	5.8	1.77	Cobble + Fuzzy Vegetation	0.2		10	0.1

Secondly, we used MODIS-Aqua multispectral data at a resolution of 1×1 km within the spectral region 412–678 nm. By the analogous reasons, we spectrally truncated the MODIS-Aqua information leaving the spectral interval extending from 443 and 636 nm (the signal at 636 nm was interpolated between the two neighboring channels). The MODIS-Aqua satellite overpasses the region of interest in the time window from 2 pm to 4 pm local time (<http://www-angler.larc.nasa.gov/cgi-bin/predict/predict.cgi>), and the time difference between remote and *in situ* measurements (exact sampling time is given in Tables 1 and 2) can be up to 3–4 hours.

When retrieving the CHL concentration with the BOREALI-OSW algorithm from both radiometric and satellite data, we applied one and the same hydro-optical model developed specifically for Lake Michigan [Shuchman et al., 2013].

As indicated above, we have chosen the stations characterized by a presumably homogenous sandy bottom and clear waters rather essentially void of suspended minerals and dissolved organic matter. Also, we included stations for which the bottom depth varied between a few meters and in excess of 20 m i. e., with this choice we covered the bottom depth range within which the bottom optical impact should vary between very distinct and close to infinitesimal [Korosov et al., 2016]. At the same time, the locations of the chosen stations should be far enough from the coastline to exclude the interference of adjacency effect when applying MODIS-Aqua data.

Fig. 4 explicitly shows that at least for bottom depths under about 10 m, the application of the BOREALI-OSW algorithm accounting for the bottom optical influence yields CHL values appreciably closer to those determined

in the laboratory as compared to the CHL retrievals performed with the algorithms neglecting the bottom effect. At sites with greater bottom depths, the difference between the retrievals taking into account and neglecting the bottom optical impact progressively decreases, remaining however appreciable, thus giving additional evidence in favor of the application of the BOREALI-OSW algorithm.

Analyzing the algorithm performance in the case of satellite data processing, there are several factors that should be taken into account. First and foremost, the inaccuracy of atmospheric correction is subject to uncontrollable changes in the atmospheric aerosol composition over the target site. Secondly, the spatial resolution of MODIS-Aqua data is 1×1 km, which means that the heterogeneity of bottom depth and bottom cover as well as the spatial distribution of CHL inevitably differ from their counterparts inherent in the spot-like areas of the individual stations, with the results of which we straightforwardly compared the satellite data.

As should be expected, Fig. 4 also exhibits an appreciably higher accuracy of CHL retrievals from *in situ* radiometric measurements as compared to the spaceborne data processed with BOREALI-OSW. This is further illustrated in Fig. 5. Indeed, *in situ* radiometric measurements are not noised with imperfect atmospheric correction, and the data on bottom depth and type are far more accurate as they were directly determined just beneath the radiometer viewing the target spot. Besides, in the case of *in situ* radiometric measurements we were not limited by the adjacency effects and performed our measurements also close to the coastline including the points with low CHL. We could also include the points from Saugatuck with relatively high CHL concentrations. In sum, these consolidated data permitted to draw

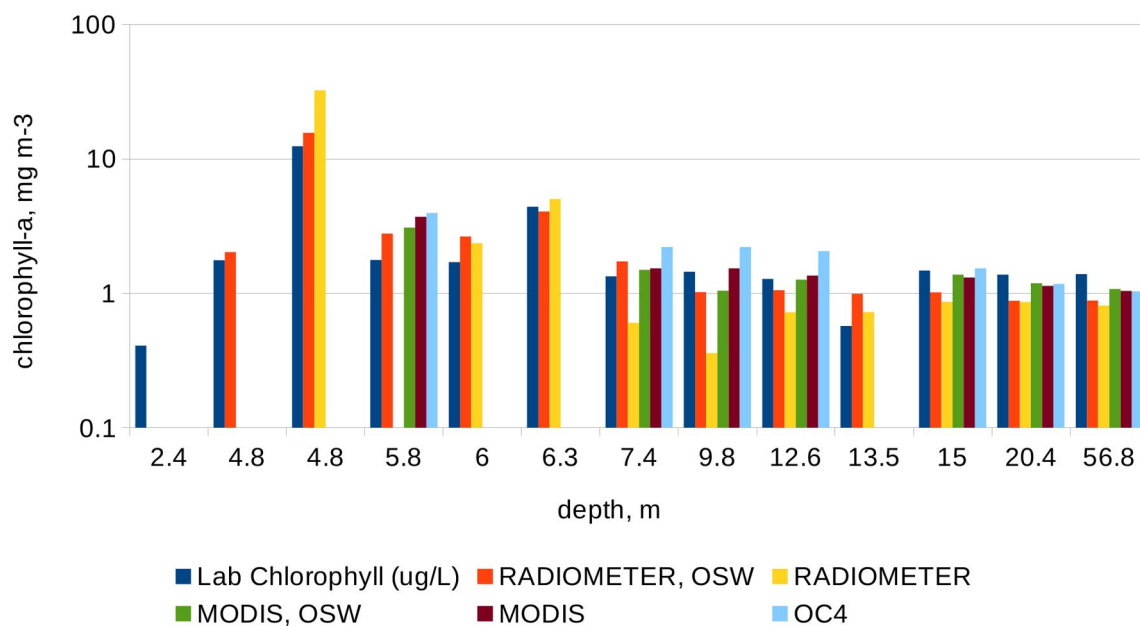


Fig. 4. A cumulative comparison of CHL determinations performed at the laboratory and retrieved with the BOREALI-OSW algorithm from the *in situ* radiometric and spaceborne MODIS-Aqua data as well as the MODIS Aqua data processed with OC4 (i. e. neglecting the optical impact of the bottom)

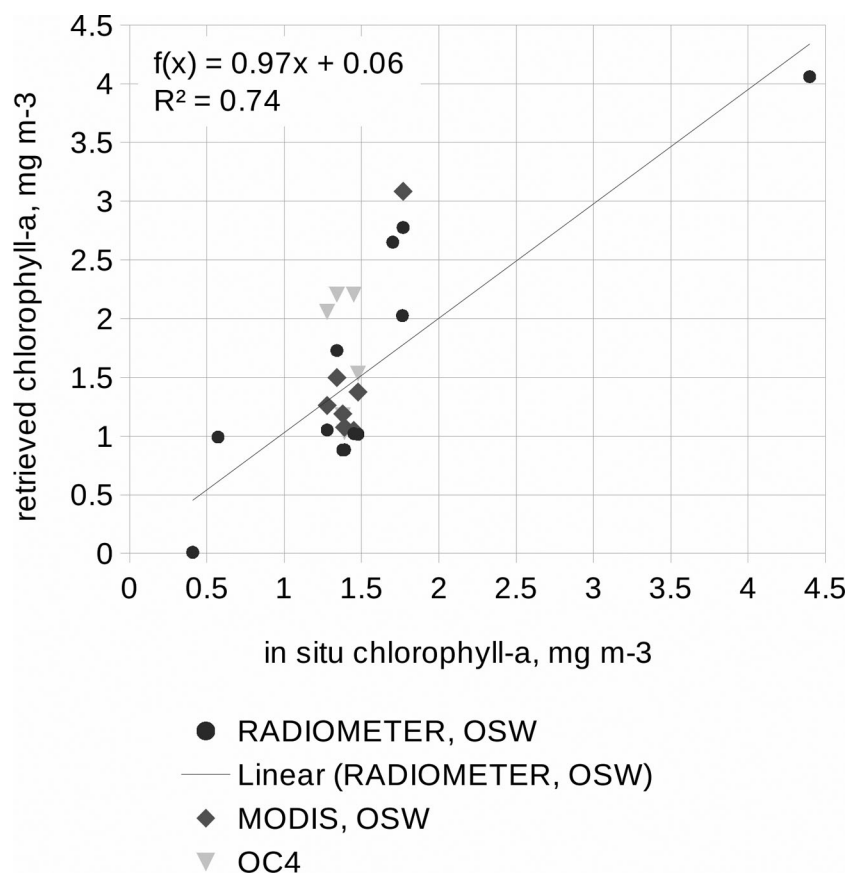


Fig. 5. A comparison of CHL values restored in the laboratory from water samples and retrieved from *in situ* radiometric, and MODIS-Aqua data with and without accounting for the bottom optical influence

the correlation line nearly crossing the origin of coordinates. This correlation line again shows very

eloquently the advantage of application of the BOREALI-OSW algorithm.

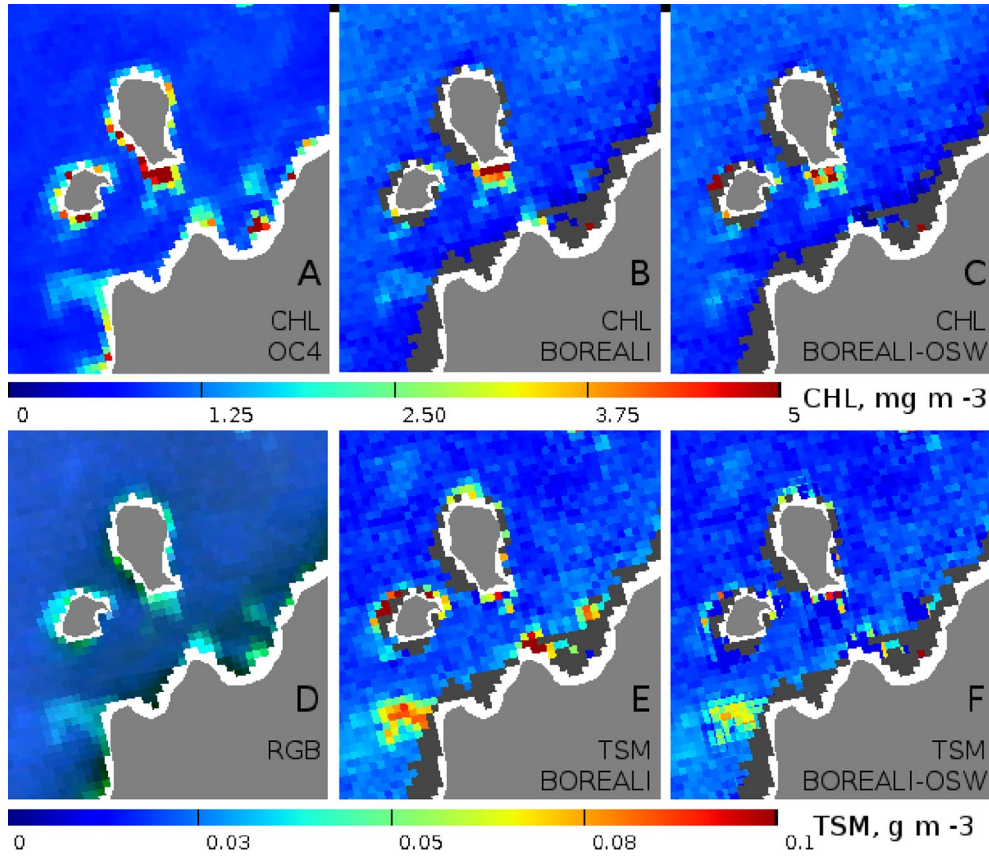


Fig. 6. Comparison of the spatial distribution of water quality parameters derived using various methods: A – CHL, standard NASA MODIS OC4 algorithm; B – CHL, BOREALI without bottom correction; C – CHL, BOREALI-OSW (i. e., with bottom correction); D – an RGB composite from 412, 555 and 670 bands; E – TSM, BOREALI without bottom correction; F – TSM, BOREALI-OSW (i. e., with bottom correction). Land is masked by light gray color, dark gray areas stand for negative pixels; white areas signify clouds or absence of data

Thus, notwithstanding all the aforementioned uncertainties associated with spaceborne data, the BOREALI-OSW generated CHL values are sensibly more accurate than the retrievals neglecting the bottom optical impact as compared for instance with the retrieval results performed with the standard OC4 algorithm.

4. Discussion

In the following discussion we are focusing on the results intended to meet the original objectives set up in the present study: development of a bio-optical retrieval algorithm for very clear / optically shallow waters [part I: Korosov et al., 2016], and assessment of its potentials as an operative tool for satellite-based monitoring of the coastal zone of Lake Michigan.

Correspondingly, such an algorithm, named BOREALI-OSW, and the respective code were elaborated. The BOREALI-OSW algorithm is based on the Levenberg-Marquardt multivariate optimization technique, a hydro-optical model established

specifically for Lake Michigan, and a few parameterizations relating (i) the bulk water column inherent optical properties (absorption and scattering) to the CPA concentration vector, $\mathbf{C}$ and (ii) the subsurface remote sensing reflectance to $\mathbf{C}$, bottom type and depth as well as the sun illumination conditions.

Assessing in general the performance of the developed code it can be defended that at least for bottom depths under ca. 10 m the application of the BOREALI-OSW algorithm accounting for bottom optical influence yields CHL values appreciably closer to those determined in the laboratory as compared to CHL retrievals performed with the algorithms neglecting the bottom effect. At sites with a greater bottom depth, the difference between the retrievals taking into account and neglecting the bottom optical impact progressively decreases, however it persists, thus giving additional evidence in favor of the application of the BOREALI-OSW algorithm.

When comparing *in situ* radiometric retrievals with BOREALI-OSW and respective MODIS data

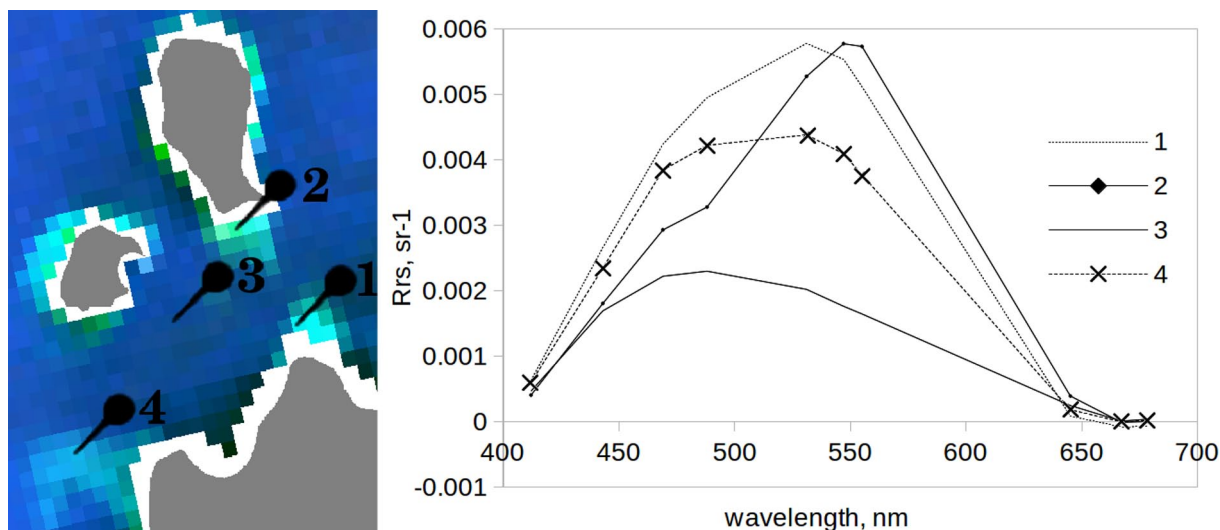


Fig. 7. Spectral values of remote sensing reflectance R_{rs} measured by MODIS (right): 1 – shallow water with low CHL, 2 – shallow water with enhanced CHL, 3 – deep water with enhanced CHL, 4 – shallow water with enhanced TSM. Location of pixels is marked by pins on the RGB composite (left)

based retrievals it can be seen that the MODIS data processed with BOREALI-OSW exhibits an obvious advantage over the results obtained with BOREALI and especially with OC4 (see also the discussion below).

At the same time, the *in situ* radiometric retrievals of CHL rather frequently prove to be inferior to those provided from the MERIS data. This is thought to be due to the integrating capability of MODIS data (over 1×1 km) whereas the radiometer's field of view is so narrow that in the course of *in situ* radiometric measurements it can inadvertently (due to, e. g., even a slight boat displacement) capture the bottom spot with the optical properties other than recorded in the logbook.

As mentioned above, in the majority of cases the OC4 data are the least accurate (especially at SB stations) when compared to the retrievals by BOREALI-OSW and even by BOREALI. This can be further illustrated with the data from a few sites within the Sleeping Bear (SB) Area (Fig. 6) that have not been covered by *in situ* measurements, and hence for which neither CPA concentrations nor bottom properties were known.

The OC4 algorithm retrieved high CHL values at the southern tip of North Manitou Island as well as in the locations for which the optical signal is impacted either by the bottom (north of the Pyramid Point) or TSM (west of the SB site). Analysis of the spectral features of MODIS remote sensing reflectance, R_{rs} spectra (Fig. 7) used for CPA retrievals shows that the BOREALI-OSW algorithm performs better than BOREALI and especially than OC4.

Indeed, at the site located north off the Pyramid Point (Figs. 6 and 7, pin 1), R_{rs} in the red

(648–678 nm) is very low and the reflectance in the green and blue (412–555 nm) is rather high, indicating that most of the signal comes from a highly reflective bottom and therefore is absorbed in the red by water *per se*. For the site indicated as pin 2 (Figs. 6 and 7), R_{rs} in the red is rather high, suggesting that the light signal comes from the water column *per se* and not from the bottom. At the same time, R_{rs} in the blue is rather low, which can be attributed to a significant presence of CHL in the water column. Therefore, it is indeed a case with enhanced CHL and a moderate bottom optical impact.

The site marked as pin 3 is located in deep waters. The R_{rs} spectrum exhibits low values of reflection in the blue and some (although rather moderate) enhancement at ~490 nm. These spectral features are typical of waters rather rich in CHL and nearly void of suspended minerals [Bukata et al., 1995]

West of the SB site (Figs. 6 and 7, pin 4), R_{rs} is high not solely in the red but also in the 450–500 nm spectral region. It explicitly indicates that the upwelling signal originates in the water column rich in suspended minerals. Since R_{rs} values in the blue are slightly lower than they are in the pin 1 case, it could be interpreted as a confident indication of low amounts of CHL in the presence of TSM.

Thus, returning to the results of MODIS data retrievals discussed above with regard to Fig. 6, it seems fully rightful to state that the retrieval results provided by BOREALI-OSW reflect more faithfully the hydro-optical situations inherent in the target locations.

Thus, based on both the results of the forward and inverse problem simulations performed in this study it appears completely justified to state that the developed BOREALI-OSW and respective operational code present a tool for monitoring optically shallow/transparent waters. In the present paper the faculties of the tool are exemplified for Lake Michigan as we used the hydro-optical model inherent in this water body. However, the developed tool is not specific in terms of the nature of waters. Therefore, we see no essential impediments for extending the use of the developed tool also to other inland and marine aquatic environments or their specific areas for which the water clarity and bottom reflection present a challenge to keep track of changes in the trophy/ecological state employing the present and forthcoming satellite sensors.

5. Conclusions

In attacking the problem of remote sensing of optically shallow waters with the purpose of retrieving concentrations of CPAs against the background of the light signal originating from bottom reflections, we pursued two avenues. Firstly, by means of forward simulations we analyzed through the spectral signature variations of subsurface remote sensing reflectance, R_{rsw} , the modifications of the upwelling signal (controlled by the bottom type and depth). Then we passed to inverse problem simulations in order to test the sensitivity of our calculations of CPA concentrations to possible excursions of the input parameters such as bottom depth, bottom type, and measured spectral values of subsurface remote sensing reflectance, R_{rswTOT} . To do that, we developed a retrieval algorithm (BOREALI-OSW) dedicated specifically to coping with optically shallow waters.

Secondly, we applied the developed algorithm to process both *in situ* radiometric and satellite data from stations at which *in situ* measurements of CHL were run concurrently with, respectively, *in situ* radiometric measurements and satellite overflights.

To achieve the forward problem solution, we employed the hydro-optical model inherent in Lake Michigan water, and considered the bottom types encountered in this water body, viz. silicon sand, *Cladophora/Chara*, limestone rocks, and silt.

Our simulations have shown that even at very low CPA concentrations (less than 0.01 in respective units) the optical influence of the bottom becomes indiscernible if the bottom depth, H approaches 20 m. In waters containing total suspended matter (TSM) in quantities of about 0.5 g/m³ (while CHL and colored dissolved organic matter, CDOM remain infinitesimal) the bottom optical influence ceases at H slightly above 10 m. An analogous

critical value of H was found if a_{CDOM} is 0.5 m⁻³, while CHL and TSM are infinitesimal.

The noise sensitivity analysis has shown that the shallower water column and the higher bottom albedo the more significant is the ensuing error in CPA retrievals. However, even in the case of a sandy bottom and a water column of 5 m, a 10 % error in determining its albedo leads to a 18, 28 and 10 % error in retrieving, respectively, CHL, TSM and CDOM. In the case of deeper waters ($H = 10$ m) the noise in all considered CPA retrievals becomes lower than 4, 10 and 4 % for CHL, TSM and CDOM, respectively.

Our analysis of the dependence of normalized root mean square error, $\tilde{E}$ in CPA concentration determinations on the noise level in input values of bottom depth, H and bottom albedo, A has shown that $\tilde{E}$ values can reach 18, ~30 and 10 % for CHL, TSM and CDOM, respectively, if the noise in H is 10 %, but they become much higher (55, 55 and 17 % for CHL, TSM and CDOM, respectively) if the noise in A is 10 %.

Our numerical assessment of the BOREALI-OSW algorithm performance in real conditions of Lake Michigan convincingly shows that at least for bottom depths less than 10 m its application to *in situ* radiometric data yields CHL values appreciably closer to those determined in the laboratory as compared to CHL retrievals performed with the algorithms neglecting the bottom effect. At sites with greater bottom depths, the difference between the retrievals taking into account and neglecting the bottom optical impact progressively decreases, however, remains appreciable, thus giving additional evidence in favor of the application of the BOREALI-OSW algorithm.

The application of the BOREALI-OSW algorithm to MODIS-Aqua data from Lake Michigan yielded less accurate retrievals of CHL as compared to those obtained from *in situ* radiometric measurements. However, they prove to be appreciably closer compared to the tested procedures that neglect the bottom optical influence. The reasons for a less accurate performance of the BOREALI-OSW algorithm with space-borne data are at least threefold. First and foremost, the reason resides in the inaccuracy of atmospheric correction, which is subject to uncontrollable variations in the atmospheric aerosol composition over the target site. Secondly, the spatial resolution of MODIS-Aqua data is 1 × 1 km. It means that the heterogeneity of bottom depth and bottom cover as well as the spatial distribution of CHL inevitably differ from their counterparts inherent in the spot-like areas of the individual stations, with the results of which we straightforwardly compare the spaceborne data. Thirdly, although diurnal variability of epilimnetic CHL under

low wind conditions in summer generally remains within 10 % [Fee, 1976; Fahnenstiel and Scavia, 1987], the given time difference between satellite and *in situ* measurements (up to 3–4 hours) may contribute to the observed discrepancy between satellite and *in situ* measurements.

It can be foreseen that with the development of more precise bathymetric and bottom type maps within the coastal zone, the application of the BOREALI-OSW algorithm will also yield more accurate CPA retrievals. However, none of the improvements mentioned above will be able not only to nullify but even to diminish the problem of correct assessment of the path radiance. Undoubtedly, the imprecision of the atmospheric correction remains a stumbling-block, and the major efforts need to be undertaken in this direction.

Nevertheless, notwithstanding the aforementioned uncertainties associated with space-borne data, we have shown that the BOREALI-OSW generated CHL values are sensibly more accurate than the retrievals neglecting the bottom optical impact, and the developed ocean color data processing tool solidly presents enhanced opportunities for monitoring optically shallow aquatic environments.

Finally, with the availability of required input data, and a judicious consideration of the limitations revealed in our simulations, the BOREALI-OSW algorithm is certainly applicable to remote ecological inspections of a large variety of coastal marine and lacustrine waters given the appropriate hydro-optical models.

This investigation was supported by NASA Roses Grant # NNX09AU88G and Michigan Tech Research Institute Internal Research and Development.

References

Bukata R., Jerome J., Kondratyev K., and Pozdnyakov D. Optical properties and remote sensing of inland

and coastal waters. Boca Raton: CRC Press, 1995. 362 p.

EEGLE ship-collected data archive. 2003. 1, 2. CD-ROM.

Fahnenstiel G. L., Scavia D. Dynamics of Lake Michigan phytoplankton: the deep chlorophyll layer. Journal of Great Lakes Research. 1987. Vol. 13, no. 3. P. 285–295. doi: 10.1016/S0380-1330(87)71652-9

Fee E. J. The vertical and seasonal distribution of chlorophyll in lakes of the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario: implications for primary production estimates. Limnology and Oceanography. 1976. Vol. 21, no. 6. P. 767–783.

Hooker S. B., Zibordi G. Advanced methods for characterizing the immersion factor of irradiance sensors. J. Atmos. Oceanic Technol. 2005. Vol. 22. P. 757–770. doi: 10.1175/JTECH1736.1

Korosov A. A., Pozdnyakov D. V., Folkestad A., Pettersson L. H., Sørensen K., Shuchman R. Semi-empirical algorithm for the retrieval of ecology-relevant water constituents in various aquatic environments. Algorithms. 2009. Vol. 2. P. 470–497.

Korosov A. A., Pozdnyakov D. V., Shuchman R., Sayers M., Sawtell R., Moiseev A. V. Bio-optical retrieval algorithm for the optically shallow waters of Lake Michigan. I. Model description and sensitivity/robustness assessment. Trans. KarRC RAS. 2017. No. 3. P. 79–92. doi: 10.17076/lm473

Shuchman R. A., Leshkevich G., Sayers M. J., Johengen T. H., Brooks C. N., Pozdnyakov D. An algorithm to retrieve chlorophyll, dissolved organic carbon, and suspended minerals from Great Lakes satellite data. Journal of Great Lakes Research. 2013. Vol. 32. P. 14–33.

Shuchman R., Korosov A., Hatt C., Pozdnyakov D., Means J., Meadows G. Verification and application of a bio-optical algorithm for Lake Michigan using SeaWiFS: a 7-year inter-annual analysis. Journal of Great Lakes Research. 2006. Vol. 32. P. 258–279.

Zibordi G. Immersion factor of in-water radiance sensors: assessment for a class of radiometers. J. Atmos. Oceanic Technol. 2006. Vol. 23. P. 302–313. doi: 10.1175/JTECH1847.1

Received June 29, 2017

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

Коросов Антон Андреевич

научный сотрудник, руководитель группы дистанционного зондирования морского и материкового льда, к. ф. -м. н. Центр по окружающей среде и дистанционному зондированию имени Нансена, Берген, Норвегия
эл. почта: anton.korosov@nersc.no

CONTRIBUTORS:

Korosov, Anton

Nansen Environmental and Remote Sensing Center
Thormøhlens gate, 47, N-5006, Bergen, Norway
e-mail: anton.korosov@nersc.no

Поздняков Дмитрий Викторович

заместитель директора по науке,
руководитель группы водных экосистем,
д. ф.-м. н., проф.
Научный фонд «Международный центр по окружающей
среде и дистанционному зондированию имени Нансена»
14-я линия В. О., 7, оф. 49, Санкт-Петербург, Россия,
199034
эл. почта: dmitry.pozdnyakov@niersc.spb.ru

Шухман Роберт

директор, PhD
Мичиганский технический исследовательский институт
Анн-Арбор, США
эл. почта: shuchman@mtu.edu

Сэйерс Майкл

научный сотрудник
Мичиганский технический исследовательский институт
Анн-Арбор, США
эл. почта: mjsayers@mtu.edu

Сотелл Рэйд

научный сотрудник
Мичиганский технический исследовательский институт
Анн-Арбор, США
эл. почта: rwsawtel@mtu.edu

Моисеев Артем Владимирович

младший научный сотрудник
Научный фонд «Международный центр по окружающей
среде и дистанционному зондированию имени Нансена»
14-я линия В. О., 7, оф. 49, Санкт-Петербург, Россия,
199034
эл. почта: artem.moiseev@niersc.spb.ru

Pozdnyakov, Dmitry

Scientific foundation "Nansen International Environmental
and Remote Sensing Centre"
14th Line, 7, Office 49, Vasilievsky Island, 199034 St.
Petersburg, Russia
e-mail: dmitry.pozdnyakov@niersc.spb.ru

Shuchman, Robert

Michigan Tech Research Institute
3600 Green Court, Suite 100, MI 48105 Ann Arbor, USA
e-mail: shuchman@mtu.edu

Sayers, Michael

Michigan Tech Research Institute
3600 Green Court, Suite 100, MI 48105 Ann Arbor, USA
e-mail: mjsayers@mtu.edu

Sawtell, Reid

Michigan Tech Research Institute
3600 Green Court, Suite 100, MI 48105 Ann Arbor, USA
e-mail: rwsawtel@mtu.edu

Moiseev, Artem

Scientific foundation "Nansen International Environmental
and Remote Sensing Centre"
14th Line, 7, Office 49, Vasilievsky Island, 199034 St.
Petersburg, Russia
e-mail: artem.moiseev@niersc.spb.ru

УДК 911.2.

ПРИМЕНЕНИЕ РАСЧЕТНЫХ МЕТОДОВ ДЛЯ ИЗУЧЕНИЯ ДИНАМИКИ БЕРЕГОВ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА И ИХ РАЗВИТИЯ

**Е. И. Игнатов^{1,2}, И. В. Землянов¹, А. Ю. Санин¹, Е. В. Борщенко¹,
П. Н. Терский^{1,2}**

¹ Государственный океанографический институт им. Н. Н. Зубова, Москва, Россия

² Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова, Россия

Приводятся результаты применения расчетных методов для всех типов берегов различных районов Онежского озера, за исключением Северного Прионежья. В частности, были применены такие методы, как ветроэнергетический и волноэнергетический. Предварительно на основе морфогенетического анализа выделены следующие типы берегов: первичные слабоизмененные экзарационные тектонические, абразионные, в том числе и абразионно-денудационные, абразионно-аккумулятивные, аккумулятивные, лагунные, дельтовые и антропогенные. Применение ветроэнергетического метода позволило рассчитать относительную мощность вдольбереговых потоков наносов и их направление. Волноэнергетический метод обеспечил возможность количественной оценки емкости вдольбереговых потоков наносов, которая сильно – в некоторых случаях на порядок – различается от участка к участку. Наибольшие значения характерны для средней части восточного побережья озера, что объясняется сильными ветрами, характерными для этого района. Произведено сопоставление расчетных профилей динамического равновесия с реальными поперечными профилями подводного берегового склона. Сопоставление показало малую степень выработки профилей, которые, как правило, значительно отличаются от профилей динамического равновесия. Это указывает на юность значительной части берегов, но важную роль здесь играет и слой отмытой из ледниковых отложений крупной гальки и валунов. Для большинства участков береговой зоны Онежского озера имеет место определенный дефицит наносов, что активизирует развитие абразионных берегов.

Ключевые слова: морфогенетические типы и динамика берегов; Онежское озеро; расчетные методы; подводный береговой склон; вдольбереговой поток наносов; абразия; аккумуляция.

**E. I. Ignatov, I. V. Zemlyanov, A. Yu. Sanin, E. V. Borshchenko,
P. N. Tersky. APPLICATION OF MATHEMATICAL MODELING METHODS
FOR STUDYING THE DYNAMICS OF LAKE ONEGO SHORES**

The results of applying computational methods are reported for all types of Lake Onego shores in different parts of the lake except for its northern part. In particular, the wind energy and wave energy methods were applied. The shores were first typified based on morphogenetic analysis and the following types were identified: primordial, abrasional, abrasion-accumulative, accumulative, lagoon, deltaic, anthropogenic, etc. Application of the wind energy method allowed to determine the relative capacity of longshore drift and its direction. The wave energy method helped quantify the longshore drift, whose

capacity varies extensively among sites, sometimes by an order of magnitude. The values were the highest in the middle part of the lake's eastern shore, due to strong winds, which are common in this area. The calculated dynamic equilibrium profiles were compared with the actual shoreface cross-section. This comparison showed a low degree of profile erosion. The profiles typically differed significantly from the dynamic equilibrium profile. This proves that a large part of the shore is not very old, but the layer of large pebbles and boulders washed out of glacial deposits also plays an important role. There is a lack of sediments in most of Lake Onego shore areas, which stimulates abrasion.

Key words: shore morphogenetic types and dynamics; Lake Onego; computational methods; shoreface; longshore drift; abrasion; accumulation.

Введение

Изучение современной динамики берегов крупных озер и водохранилищ и прогноз их развития имеет важное теоретическое и практическое значение. Такой прогноз невозможно подготовить без учета знаний об истории развития берегов и их современном состоянии, их физико-географических особенностей, а также без проведения их морфогенетической типизации.

Существует два подхода к изучению динамики берегов морей и крупных внутренних водоемов: комплексные натурные наблюдения, в том числе организация стационара или даже сети стационаров, и применение расчетных методов для изучения динамических процессов, происходящих на берегах. Второй способ приобретает все большую популярность благодаря своей сравнительной дешевизне и универсальности.

Применение расчетных методов позволяет оценить направление, относительную интенсивность и примерное распределение по подводному береговому склону движущихся вдоль берега наносов и мощность вдольберегового потока наносов [Руководство..., 1975].

Выполненные с использованием факторного анализа береговой системы расчеты позволили выявить зависимости между гидрометеорологическими условиями региона и показателями динамики наносов вдольбереговой зоны озера. В то же время они позволяют изучить изменения поперечного профиля подводного берегового склона и последствия этого процесса для динамики берегов. Количественная и качественная оценка емкости вдольберегового потока наносов может быть осуществлена при помощи таких расчетных методов, как ветроэнергетический и волноэнергетический. Для изучения изменений поперечного профиля подводного берегового склона и их последствий осуществляется сопоставление полученных в ходе полевых работ фактических эхолотных поперечных профилей с расчетными профилями динамического равновесия.

Использованные расчетные методы намного дешевле полевых исследований и требуют меньших временных и трудовых затрат. Другое их преимущество – возможность определения параметров потоков наносов и развития береговой зоны за многолетний период времени, что часто невозможно определить за один полевой сезон, который может характеризоваться существенными отклонениями климатических показателей от многолетних значений. Недостатком представляется несколько меньшая точность в сравнении с результатами полевых исследований и недостаточный учет местных особенностей.

В течение 2014–2015 года сотрудниками Государственного океанографического института им. Н. Н. Зубова были организованы полевые исследования Онежского озера и его водосборного бассейна. На основании анализа собранного материала, а также фондовых и литературных данных была осуществлена морфогенетическая типизация берегов и выполнено районирование побережий. Каждому типу берега присущи свои физико-географические, морфологические и динамические особенности, что учитывалось при применении расчетных методов впоследствии. За счет использования маломерного судна и специального оборудования были построены около 30 продольных профилей подводного берегового склона для разных частей акватории озера. Они были сопоставлены с расчетными, с так называемыми профилями динамического равновесия. Составление подводных профилей было дополнено водолазным исследованием подводного берегового склона и осуществлением отбора проб донных грунтов. Впоследствии они были подвергнуты гранулометрическому анализу, что позволило использовать полученные по их крупности данные для построения профилей динамического равновесия для ключевых участков.

Совмещение результатов анализа фондовых и литературных данных, собственных полевых исследований и проведенных расчетов позволило выделить участки береговой зоны

разных районов побережья Онежского озера, для которых характерны наибольшие морфодинамические и литодинамические изменения береговой зоны.

Цель исследования: оценка морфологии и динамики различных типов берегов Онежского озера с применением расчетных методов.

Задачи исследования:

1. Типизировать берега Онежского озера по морфогенетическому принципу.

2. Дать обзор существующим расчетным методам, которые могут быть применены для изучения динамики берегов Онежского озера.

3. Произвести качественную оценку воздействующей на берега Онежского озера волновой энергии и выявить соотношения ее прямой (направленной по нормали к береговой линии) и вдольбереговой составляющих.

4. Рассчитать емкость вдольбереговых потоков наносов Онежского озера, кроме его северной части, по волноэнергетическому методу В. В. Лонгинова.

5. На основании сопоставления расчетных профилей равновесия и фактических измеренных профилей подводного берегового склона оценить морфодинамическое состояние береговой зоны и определить прошлые и будущие тренды в ее эволюции.

Материалы и методы

Основной движущей силой для абразии берегов и вдольберегового перемещения наносов является поток волновой энергии. Решающим фактором для него является ветер, так как именно он, будучи носителем энергии, возбуждает волнение и течения. Однако важную роль играет и размер водоема, определяющий длину разгона ветровых волн. Ветер определяет интенсивность абразии морского берега и подводного берегового склона, направление перемещения и расход вдольберегового потока наносов. Объемные показатели расхода наносов, как правило, пропорциональны величинам потока волновой энергии. Таким образом, для дистанционного определения литодинамических условий береговой зоны в рамках отдельно взятого региона необходим расчет волновых энергетических характеристик.

Для выполнения данной работы использовались гидрометеорологические методы. К ним относятся ветроэнергетический и волноэнергетический [Руководство..., 1975]. Также было осуществлено построение профилей равновесия для подводного берегового склона с последующим их сопоставлением с реальными профилями. Основная цель применения

гидрометеорологических методов: качественная и количественная характеристика вдольберегового потока наносов, которая становится возможной после проведения расчетов с использованием данных по ветру, волнению, глубинам и конфигурации береговой линии. В настоящее время существует несколько методов расчета волновых энергетических характеристик, не считая многочисленных эмпирических формул. Большинство из этих формул получены в результате анализа данных наблюдений при частных условиях и не могут быть распространены на более общие случаи, сомнительным представляется и их использование без учета региональных особенностей.

В ходе применения гидрометеорологических методов берег разбивается на некоторое количество участков, в зависимости от его конфигурации. В ходе данного исследования весь берег Онежского озера, за исключением его северной части, был разбит на 25 участков.

Ветроэнергетический метод

Ветроэнергетический метод позволяет на качественном уровне оценить емкость вдольберегового потока наноса, а также определить его направление. Исходными данными, необходимыми для его применения, являются главным образом характеристики ветра. Учитывается также дальность разгона волн.

Ветроэнергетический метод целесообразно применять для выявления общей тенденции развития берегов, для прогнозирования развития береговых процессов, разработки долгосрочных мероприятий по защите берегов. Применяется он также с целью реконструкции этих процессов для воссоздания истории развития побережья. Расчеты по данному методу позволят сравнить интенсивность вдольберегового потока наносов и динамики берегов для выделенных районов. Впервые ветроэнергетический метод был предложен И. Мунх-Петерсоном [1933] и В. Г. Глушковым [1934], над ним работали В. В. Лонгинов [1963, 1966], И. А. Правоторов [1961] и другие исследователи [Руководство..., 1975]; он позволяет подсчитать ветровую составляющую волновой энергии на основании климатических данных и морфологии бассейна (глубина, конфигурация берегов и т. д.). Общая формула для расчета по ветроэнергетическому методу И. А. Правоторова [1961] имеет вид:

$$E = pW^n D^m \text{ [Руководство..., 1975],}$$

где p – повторяемость ветра в пределах данного румба или полурумба, в долях единицы или

%; W – осредненная скорость ветра, м/с; D – предельная дальность.

Формула расчета D имеет следующий вид:

$D_{пр} = 0,8W^2$, где W – осредненная скорость ветра, м/с [Руководство..., 1975].

Показатели степени для формулы $E = \rho W^n D^m$ приняты согласно Кнапсу [1968], $n = 3$, $m = 0,33$. В реальных расчетах полученный результат также умножают на коэффициент k , который отражает полноту румбового сектора, то есть отношение ко всему сектору активной его доли [Руководство..., 1975].

Результаты, полученные в ходе расчетов по ветроэнергетическому методу, позволяют сопоставить величину вдольбереговой и поперечной составляющих волновой энергии. Для тех участков берега, для которых преобладает вдольбереговая составляющая, характерен дефицит наносов и, как следствие, абразия или размыв. Исключением могут быть участки берегов со значительным приходом наносов, например, смежные с устьями рек либо участки, на которых имеет место искусственная подсыпка грунта. Для участков побережья с преобладанием поперечной составляющей волновой энергии характерны относительная стабильность берега и быстрые темпы изменения поперечного профиля подводного берегового склона.

Волноэнергетический метод

Количественная оценка, или оценка абсолютной величины волновой энергии, может быть получена с помощью волноэнергетического метода. Энергия волн рассчитывается исходя из силы и повторяемости ветров различных направлений с использованием эмпирических коэффициентов. В отличие от ветроэнергетического метода волноэнергетический метод позволяет получить абсолютные значения величины волновой энергии для любого участка, что впоследствии позволяет количественно оценить емкость вдольберегового потока наносов. А. М. Жданов [Руководство..., 1975] предложил рассчитывать энергию волн для всех баллов и полурумбов волнения следующим образом:

$$E = \frac{\chi^{cp} h^2}{8\tau^{cp}} \text{ [Руководство, 1975]},$$

где χ^{cp} – средняя длина волны; h – высота волны; τ^{cp} – средний период волны; E – энергия за секунду на погонный метр фронта волны.

Волновая энергия подсчитывается в условных единицах. Для перехода к емкости потока наносов, которая выражается в объемных

величинах, использована формула В. В. Лонгина, которая имеет следующий вид:

$$Q = 80000T^{1,25} \text{ [Руководство..., 1975]},$$

где T – наносодвижущая сила, действующая вдоль берега и выраженная в условных единицах.

Из литературы [Руководство..., 1975] известно, что $T = E \sin \alpha$, где α – угол между направлением ветров данного румба и экспозицией данного участка берега, E – волновая энергия в условных единицах, которая ранее была подсчитана с применением ветроэнергетического метода. Таким образом, волноэнергетический метод может быть употреблен лишь «в связке» с ветроэнергетическим методом.

Под емкостью вдольберегового потока наносов понимают его потенциальную мощность, т. е. тот объем наносов, который он потенциально способен перемещать за определенный период времени, например за один год.

Как правило, емкость вдольбереговых потоков наносов составляет десятки и сотни тысяч тонн в год, в зависимости от гидрометеорологических условий, конфигурации берегов, а также материалов, преобладающих в пляжевых и донных отложениях. Оценка объема переноса наносов очень важна для решения ряда прикладных задач: определения скоростей абразии и аккумуляции берега, скорости заносимости судоходных каналов и подходов к портовым сооружениям и т. д.

Построение поперечных профилей подводного берегового склона и их сопоставление с профилями равновесия

Данный метод базируется на постулате учения о развитии морских берегов о существовании поперечного профиля динамического равновесия подводного берегового склона, описанного, в частности, В. П. Зенковичем [1962], а также на сравнении друг с другом.

Профили подводного берегового склона были получены в результате полевых исследований на ключевых участках. Построение профилей равновесия было выполнено по методике Дина – Бруна [Леонтьев, 2001].

Профиль Дина описывается формулами

$$h = Ax^{2/3}; A = 0,067W_s^{0,44} \text{ [Леонтьев, 2001]},$$

где h – глубина; x – расстояние от берега; w_s – гидравлическая крупность наносов, выраженная в см/с⁻¹.

Следует отметить, что под w_s понимают именно гидравлическую крупность наносов, которую не следует путать с традиционной гранулометрической крупностью, измеряемой

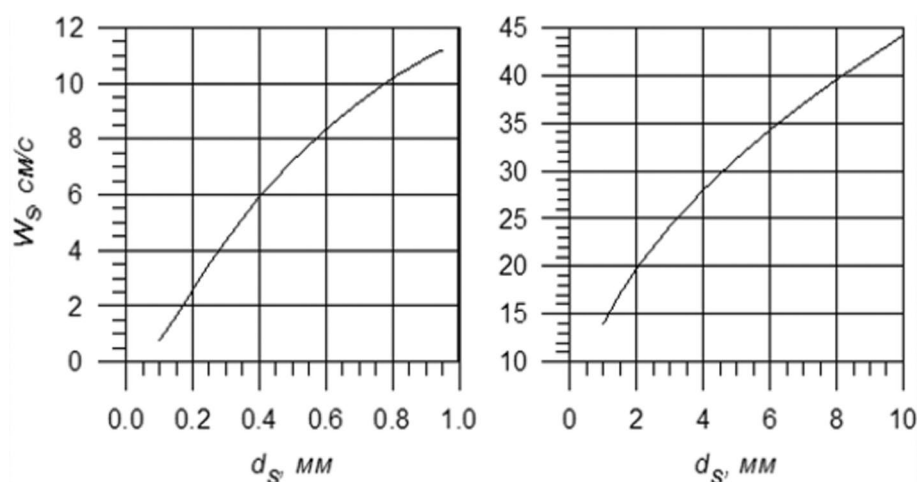


Рис. 1. Определение w_s по среднему размеру твердых частиц d_s , на графике слева – для песка, справа – для гравия [Леонтьев, 2001]

Fig. 1. Determination of w_s by the average size of solid particles d_s , on the left in the diagram it is shown for sand, on the right – for gravel [Leontiev, 2001]

в мерах длины. Под гидравлической крупностью понимают скорость падения частиц наносов в стоячей воде при 10 градусах Цельсия [Зенкович, 1962].

Параметр A в среднем имеет величину порядка 10^{-1} , но может достаточно заметно колебаться в зависимости от крупности наносов. Чем больше размер наносов, тем больше требуется времени на их перемещение (при прочих равных условиях).

Чтобы определить w_s по среднему размеру твердых частиц d_s , можно воспользоваться зависимостью ван Рейна, которая приводится в работе И. О. Леонтьева [2001] и показана на рис. 1.

Результаты и обсуждение

Результаты применения ветроэнергетического метода

Применение ветроэнергетического метода позволило получить качественное соотношение вдольберегового и поперечного потока волновой энергии (рис. 2). Цифрами обозначены участки, на которые был разделен берег, перпендикулярные к берегу стрелки обозначают поперечную составляющую потока, параллельные берегу – продольную, вдольбереговую составляющую, а их направление отображает преобладающее направление потока наносов.

Расчеты проводились для всей акватории Онежского озера, за исключением ее северной части. Вдольбереговые потоки наносов здесь маломощны или отсутствуют, преобладают

слабоизмененные берега, на которых динамические процессы выражены незначительно.

Преобладание вдольбереговой составляющей обеспечивает повышенную мощность транспорта наносов, что стимулирует абразию. Сопоставление полученных результатов с картой типов берегов [Исследование..., 2015] это подтверждает. В пределах участков с преобладающей вдольбереговой составляющей практически все берега являются абразионными или абразионно-аккумулятивными. Там, где имеет место преобладание нормально направленной к берегу составляющей, преобладает аккумуляция.

В пределах восточного берега поперечная составляющая преобладает в северной части региона, и там также преобладают абразионно-аккумулятивные берега. В Южном Прионежье в силу низменного характера берегов преобладает аккумулятивный тип, несмотря на различное соотношение вдольбереговой и поперечной составляющей наносодвижущей силы.

Результаты применения волноэнергетического метода

Волноэнергетический метод позволил подсчитать годовые емкости вдольберегового потока наносов на ключевых участках, для некоторых из них результаты приведены в таблице.

Из таблицы видно, что для разных участков они существенно отличаются, эти отличия подтверждаются и очень разными темпами абразии и аккумуляции, отмеченными при полевых наблюдениях. Однако следует уточнить, что была

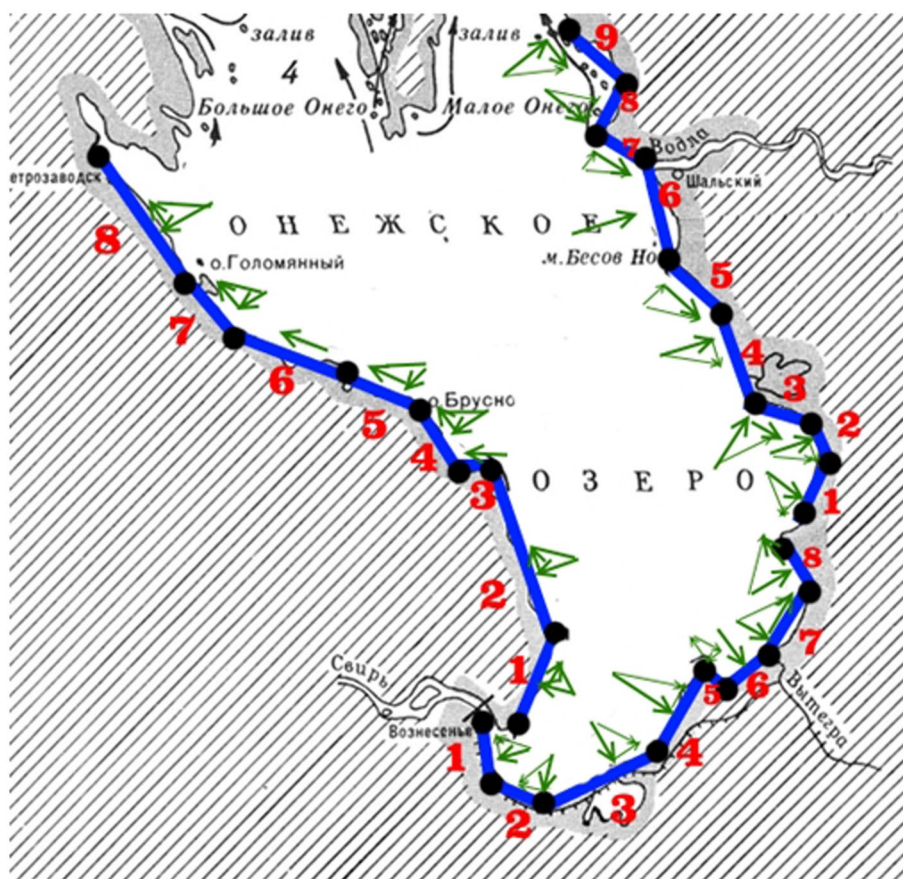


Рис. 2. Соотношение вдольбереговой и поперечной компонент наносодвижущей силы для южного, западного и восточного побережья Онежского озера

Fig. 2. Correlation of longshore and cross-section components of sediment-moving power for southern, western, and eastern shores of Lake Onego

рассчитана емкость потока наносов, а не его фактическая мощность. Если последняя меньше, чем емкость, имеет место дефицит наносов, что усиливает абразию; если мощность превышает емкость, начинаются аккумулятивные процессы, абразия сильно ослабевает или прекращается. Однако прямой зависимости между потенциальной емкостью вдольберегового потока наносов и типом берега все же не получено.

Выявлено несколько конкретных примеров, подтверждающих взаимосвязь результатов, полученных в ходе применения расчетных методов, и результатов обобщения фондовых и литературных, а также полевых данных, в частности, распределения берегов по типам. Так, на западном берегу Онежского озера между островами Брусно и Голомянный преобладают абразионно-аккумулятивные и аккумулятивные берега. Применение ветроэнергетического метода показало преобладание на этом участке поперечной составляющей волновой энергии. Вдольбереговой поток наносов направлен здесь в сторону Петрозаводской губы. Севернее острова

Голомянного, по всей видимости, происходит его «разгрузка». Материал, поступающий в ходе абразии берегов южнее и выносимый реками, откладывается. Здесь преобладают уже аккумулятивные и дельтовые берега. Уменьшение мощности вдольберегового потока наносов подтверждается и результатами применения волноэнергетического метода.

Для восточного и западного берега озера характерно чередование абразионно-аккумулятивных (реже абразионных) и абразионных участков. Применение ветроэнергетического метода также показало чередование участков с незначительным преобладанием вдольбереговой или поперечной составляющих волновой энергии. В Южном Прионежье широко распространены аккумулятивные берега, что хорошо сопоставляется с результатами применения ветроэнергетического метода. Исключение составляет участок берега между устьями Андомы и Вытегры и района мыса Новый нос (район озера Мегрского), на котором преобладает поперечная составляющая.

Результаты подсчета емкости потока наносов

Results of drift capacity calculation

№ участка Site No.	Название участка (в скобках приводится название ближайшего пункта наблюдений за волнами) Site name (the closest point for wave observing is given in brackets)	Преобладающий на участке тип берегов Prevalent type of shores	Величина волновой энергии за секунду на пог. м берега Wave energy magnitude per second per running meter of the shore	Объем потока наносов, т/год Sediment drift volume, tpa
1	Район поселка Деревянное (Шелтозеро) Derevyannoye settlement area (Shyoltozero)	Аккумулятивные Accumulative	0,1284	1013,9
2	Бухта Шокша – бухта Заячья (Шелтозеро) Shoksha Bay – Zayachya Bay (Shyoltozero)	Абразионно-аккумулятивные Abrasion-accumulative	0,357	2819
3	Гиморецкая бухта (Шелтозеро) Gimoretskaya Bay (Shyoltozero)	Абразионно-аккумулятивные Abrasion-accumulative	0,1284	1131,98
4	Свирская губа (поселок Вознесенье) Svirskaya Bay (the settlement of Voznesenye)	Аккумулятивные Accumulative	0,274	1452
5	Район устья Андомы (Андома) The mouth of the Andoma River (Andoma)	Абразионные, абразионно-аккумулятивные Abrasional, abrasion-accumulative	1,0389	10614
6	Устье реки Руданка – мыс Муромский (Андома) The mouth of the Rudanka River – Cape Muromsky (Andoma)	Абразионно-аккумулятивные, аккумулятивные, дельтовые Abrasion-accumulative, accumulative, deltaic	1,0389	5927
7	Мыс Бесов нос – мыс Крестовый наволоок (о. Василисин) Cape Besov Nos – Cape Krestovy Navolok (Vasilisin Island)	От абразионных до аккумулятивных From abrasional to accumulative	0,908	15527

Результаты сопоставления профилей равновесия и фактических профилей подводного берегового склона

Существует несколько классификаций фактических профилей береговой зоны, оптимальной из которых представляется классификация, разработанная В. В. Лонгиновым [Руководство..., 1975]. Он выделяет три их основных типа:

1. Приглубые, для которых характерно непрерывное возрастание деформации волны вплоть до ее разрушения непосредственно у уреза. Сюда же относятся берега, сложенные прочными коренными породами, которым свойственна значительная крутизна подводного берегового склона. Волны на таких участках обладают значительной разрушительной силой. Уклон берега до изобаты 5 м составляет более 0,02. Для таких профилей характерен дефицит наносов из-за подстилающих коренных пород, устойчивых к размыву, что существенно сдерживает

абразионные процессы. Пример – участки в бухте Шокша, в бухте Рыбрека, в районе Челмужской косы в ее верхней части и др.

2. Отмелые, с постепенным забуруниванием и рассыпанием волны, медленной деформацией волны и отсутствием процесса ее опрокидывания. Предельный случай – волна не доходит до берега вовсе. Уклон берега до изобаты 5 м – менее 0,01. Сюда относится фактический профиль в бухте Уя и др.
3. Промежуточные, со средней крутизной, с многократным разрушением волны и с возрастанием ее деформации каждый раз перед разрушением. После каждого разрушения высота волны становится меньше. Уклон берега до 5 м – примерно 0,01–0,02. Здесь может быть как дефицит наносов, так и их избыток, но во втором случае их тоже недостаточно для формирования отмелого профиля. К таким профилям относится фактический профиль в устье реки Вытегра, около поселка Каскесручей, в районе Медвежьегорска.

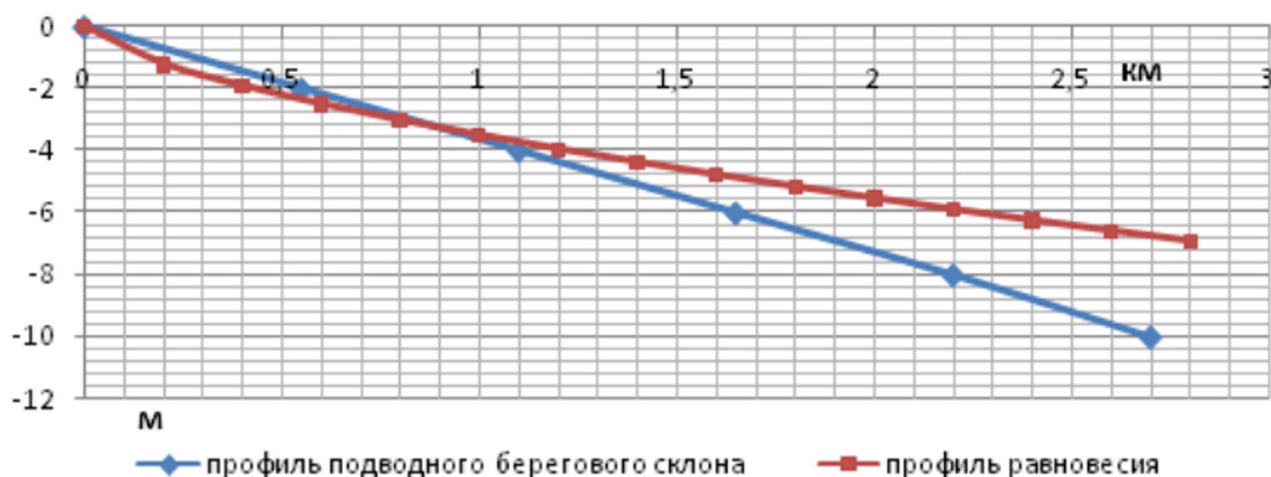


Рис. 3. Фактический и расчетный профили от мыса Карицкие носы

Fig. 3. Actual and calculated profiles from Cape Karitskie Nosy

Разумеется, такое разделение достаточно условно, тем не менее большинство построенных в ходе исследования фактических профилей подводного берегового склона можно отнести к одному из выделенных типов. В некоторых случаях профили, построенные в пределах одной бухты, могут относиться к разным типам, например, профиль в северной части бухты Рыбрека относится к промежуточному, а в ее средней части – к отмелому.

Для отмелых и промежуточных фактических профилей часто характерны один или несколько подводных песчаных валов, расположение которых зависит от волнового режима, количества наносов, уклона профиля.

Конфигурация многих фактических профилей существенно осложнена формами рельефа, чаще всего ледникового происхождения (озы и др.). Особенно хорошо это проявляется на профиле в бухте Уя, в Повенецком заливе и др.

На западном побережье Онежского озера в целом преобладают промежуточные и приглубые профили, значительная часть берегов здесь относятся к абразионным. Очевиден дефицит наносов и преобладание абразии над аккумуляцией. Для восточного берега характерно наличие всех трех типов профилей подводного берегового склона. Для южного берега преобладают профили подводного склона отмелого и промежуточного типа. В Северном Прионежье типы профилей разнообразны. Часто встречаются упомянутые выше берега с приглубым подводным береговым склоном, сложенные прочными горными породами, устойчивыми к абразии. Они испытывают сильное волновое воздействие, но активные абразионные процессы им несвойственны.

В ходе выполнения работ кроме фактических профилей подводного берегового склона были построены также профили равновесия по методике Дина – Брууна. Профили равновесия заметно отличаются от фактических профилей при сопоставлении, но эта разница изменяется от участка к участку. Большая выпуклость, характерная для многих фактических профилей в сравнении с профилями равновесия, указывает на слабую степень выработанности большинства из них. В настоящее время фактические профили подводного берегового склона по своей конфигурации в большинстве своем отличаются достаточно существенно от конфигурации профиля равновесия. Из всех профилей лишь один, построенный через мыс Карицкие носы, в общих чертах совпадает с профилем равновесия (рис. 3). Это объясняется преобладанием аккумулятивных и дельтовых берегов на этом участке, для которых характерно достаточное количество наносов.

Значительная разница в положении большинства профилей равновесия и фактических профилей подводного берегового склона может быть объяснена «молодостью» берегов и прочностью большинства берегоформирующих пород, особенно в Северном Прионежье. Важную роль играет также наличие галечно-валунного «чехла» на многих участках, который препятствует размыву волнами подводного берегового склона. Это приводит к тому, что во многих районах подводный береговой склон слабо изменяется при штормовых воздействиях. Другими словами, его конфигурация не просто не приблизилась к морфометрическим характеристикам профиля равновесия, но и не начала приближаться к ней.

Выводы

В результате сопоставления результатов расчетов с данными полевых исследований, а также с литературными и фондовыми материалами выявлены следующие тенденции:

1. Для участков берегов с преобладанием вдольбереговой составляющей волновой энергии характерны активные абразионные процессы. На них формируются абразионные и абразионно-аккумулятивные берега.
2. Для участков берегов с преобладанием поперечной составляющей волновой энергии характерны сравнительно стабильные абразионно-аккумулятивные и аккумулятивные берега.
3. Результаты расчетов с использованием волноэнергетического метода позволяют выделить участки берегов с наибольшей волновой энергией. Это восточный берег Онежского озера, особенно его участок, расположенный севернее мыса Бесов нос. Величина волновой энергии здесь почти на порядок превышает этот показатель для западных и южных берегов. Это объясняется заметно большей средней силой ветров и повторяемостью экстремальных ветров. При прочих равных условиях (прочность берегоформирующих пород, уклон подводного берегового склона, высота берегового уступа и т. д.) различие в величине волновой энергии приводит к различным скоростям абразии или размыва берега, а также к более высокому темпу аккумулятивных процессов.
4. Сопоставление фактических профилей поперечного берегового склона с расчетными профилями равновесия показывает малую степень выработанности многих из них, что указывает на юность значительной части берегов озера. Медленная эволюция берегов объясняется прочностью пород, слагающих некоторые из них, сильной изрезанностью береговой линии и слабым волнением

в многочисленных губах, бухтах и заливах. Малая интенсивность абразионных процессов на таких берегах в значительной мере объясняется наличием на многих участках подводного берегового склона галечно-валунного «чехла», который сдерживает изменчивость и трансформацию подводного берегового склона, а следовательно, и берега.

Литература

Глушков В. Г. Роль влияния ветра, вектор миграции, вектор перемещения наносов и вектор лобового воздействия // За рационализацию гидрологии: Сб. науч. тр. Л.: ГГИ, 1934. С. 13–27.

Зенкович В. П. Основы учения о развитии морских берегов. М.: АН СССР, 1962. 711 с.

Исследование современного состояния и качества вод Онежского озера: Отчет о НИР (заключительный) по ГК № 31/14 от 16.09.2014 / ФГБУ «ГОИН». Руководитель И. В. Землянов. М., 2015. 622 с.

Кнапс Р. Я. О расчете мощности вдольбереговых потоков песчаных наносов в море // Океанология. 1968. Т. 8, вып. 5. С. 848–857.

Леонтьев И. О. Прибрежная динамика: волны, течения, потоки наносов. М.: ГЕОС, 2001. 272 с.

Лонгинов В. В. Динамика береговой зоны бесприливных морей. М.: АН СССР, 1963. 379 с.

Лонгинов В. В. Энергетический метод оценки вдольберегового перемещения наносов в береговой зоне моря // Труды Союзморниипроекта. 1966. № 12(18). С. 13–28.

Мунх-Петерсон И. Движения наносов вдоль берега бесприливных морей // Доклады IV Гидрологической конференции Балтийских стран. Л., 1933. С. 36–41.

Правоторов И. А. О применении гидрометеорологического метода изучения вдольберегового перемещения морских наносов // Вестн. МГУ. Сер. геогр. 1961. № 2. С. 28–33.

Руководство по методам исследований и расчетов перемещения наносов и динамики берегов при инженерных изысканиях. М.: Гидрометеоиздат, 1975. 244 с.

Поступила в редакцию 10.11.2017

References

Glushkov V. G. Roza vliyaniya vetra, vektor migratsii, vektor peremeshcheniya nanosov i vektor lobovogo vozdeistviya [Speed distribution wind rose; migration vector; sediment transport vector; frontal impact vector]. *Za ratsionalizatsiyu gidrologii* [Hydrology Rationalization]. Leningrad: GGI, 1934. P. 13–27.

Issledovanie sovremennogo sostoyaniya i kachestva vod Oнежского озера: Otchet o NIR (zaklyuchitel'nyi) po GK № 31/14 ot 16.09.2014. FGBU "GOIN" [Research on the current state and quality of the water of Lake

Onego: the research report (final) in accordance with the GC № 31/14 dated 16.09.2014. FSBI "SOI"]. Moscow, 2015. 622 p.

Knaps R. Ya. O raschete moshchnosti vdol' beregovykh potokov peschanykh nanosov v more [On the calculation of the rate of longshore sand drifts to a sea]. *Okeanologiya* [Oceanology]. 1968. Vol. 8, iss. 5. P. 848–857.

Leont'ev I. O. Pribrezhnaya dinamika: volny, techeniya, potoki nanosov [Coastal dynamics: waves, currents, and sediment flow]. Moscow: GEOS, 2001. 272 p.

Longinov V. V. Dinamika beregovoi zony besprilivnykh morei [Dynamics of the coastal belt of tideless seas]. Moscow: AN SSSR, 1963. 379 p.

Longinov V. V. Energeticheskii metod otsenki vdol' beregovogo peremeshcheniya nanosov v beregovo zone morya [Energetic method of longshore drifts assessment in the coastal belt of a sea]. *Trudy Soyuzmorniiiproekta* [Proceed. of the State Scientific Research, Planning and Surveying Inst. of Maritime Transport]. 1966. No. 12(18). P. 13–28.

Munkh-Peterson I. Dvizhenie nanosov vdol' berega besprilivnykh morei [Drifts movements along the shores of tideless seas]. *Doklady IV Gidrologicheskoi konferentsii Baltiiskikh stran* [Proceed. of the 4th Hydrol. Conf. of the Baltic Countries]. Leningrad, 1933. P. 36–41.

Pravotorov I. A. O primenenii gidrometeorologicheskogo metoda izucheniya vdol' beregovogo

peremeshcheniya morskikh nanosov [On the application of the hydrometeorological method for studying sea sediments transport along the shores]. *Vestn. MGU. Ser. geogr.* [Moscow Univ. Bull. Series 5. Geography]. 1961. No. 2. P. 28–33.

Rukovodstvo po metodam issledovaniy i raschetov peremeshcheniya nanosov i dinamiki beregov pri inzhenernykh izyskaniyakh [A manual on methods for research and calculations of sediment transport and coasts dynamics for engineering surveys]. Moscow: Gidrometeoizdat, 1975. 244 p.

Zenkovich V. P. Osnovy ucheniya o razvitii morskikh beregov [Foundations of sea coasts dynamics]. Moscow: AN SSSR, 1962. 711 p.

Received November 10, 2017

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРАХ:

Игнатов Евгений Иванович

ведущий научный сотрудник, д. г. н.
Государственный океанографический институт
им. Н. Н. Зубова
Кропоткинский пер., 6, Москва, Россия, 119034
заведующий лаб. геоморфологии морских берегов
Московский государственный университет
им. М. В. Ломоносова
Ленинские горы, 1, Москва, Россия, 119991
эл. почта: ign38@mail.ru

Землянов Игорь Владимирович

заведующий лаб. автоматизированных систем, к. ф.-м. н.
Государственный океанографический институт
им. Н. Н. Зубова
Кропоткинский пер., 6, Москва, Россия, 119034
эл. почта: ivz@geocentre.ru

Санин Александр Юрьевич

младший научный сотрудник, к. г. н.
Государственный океанографический институт
им. Н. Н. Зубова
Кропоткинский пер., 6, Москва, Россия, 119034
эл. почта: eather86@mail.ru

Борщенко Евгения Вадимовна

старший научный сотрудник, к. г. н.
Государственный океанографический институт
им. Н. Н. Зубова
Кропоткинский пер., 6, Москва, Россия, 119034
эл. почта: ev.borshchenko@gmail.com

Терский Павел Николаевич

научный сотрудник, к. г. н.
Государственный океанографический институт
им. Н. Н. Зубова
Кропоткинский пер., 6, Москва, Россия, 119034
младший научный сотрудник
Московский государственный университет
им. М. В. Ломоносова
Ленинские горы, 1, Москва, Россия, 119991
эл. почта: pavel_tersky@mail.ru

CONTRIBUTORS:

Ignatov, Evgeny

N. N. Zubov's State Oceanographic Institute
6 Kropotkinsky Per., 119034 Moscow, Russia
Lomonosov Moscow State University
1 Leninskiye Gory, 119991 Moscow, Russia
e-mail: ign38@mail.ru

Zemlyanov, Igor

N. N. Zubov's State Oceanographic Institute
6 Kropotkinsky Per., 119034 Moscow, Russia
e-mail: ivz@geocentre.ru

Sanin, Alexander

N. N. Zubov's State Oceanographic Institute
6 Kropotkinsky Per., 119034 Moscow, Russia
e-mail: eather86@mail.ru

Borshchenko, Evgenia

N. N. Zubov's State Oceanographic Institute
6 Kropotkinsky Per., 119034 Moscow, Russia
e-mail: ev.borshchenko@gmail.com

Tersky, Pavel

N. N. Zubov's State Oceanographic Institute
6 Kropotkinsky Per., 119034 Moscow, Russia
Lomonosov Moscow State University
1 Leninskiye Gory, 119991 Moscow, Russia
e-mail: pavel_tersky@mail.ru

УДК 556 + 528.8 + 681.3:574.4

ПРОСТРАНСТВЕННО-ВРЕМЕННАЯ МОДЕЛЬ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ ВОДОСБОРА ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА

П. Ю. Литинский

Петрозаводск, Россия

Геоинформационная модель создается для комплексного анализа функционирования гетеротрофной экосистемы Онежского озера и отражает структуру и динамику наземных экосистем водосбора с 1950-х годов. Используется оригинальная методика моделирования спектрального пространства снимков Landsat TM/ETM+. Спектральная модель представляет собой математически формализованный объект, описывающий количественные и качественные характеристики биогеоценозов водосбора. Будучи «развернутой» в географическом пространстве, она превращается в оптимальную структурную основу для интеграции результатов дискретных натурных наблюдений в единый пространственно-временной континуум.

Ключевые слова: Онежское озеро; геоинформационное моделирование; наземные экосистемы; водосбор; органический углерод.

P. Yu. Litinsky. SPATIAL-TEMPORAL MODEL OF TERRESTRIAL ECOSYSTEMS IN LAKE ONEGO CATCHMENT

The geographical information model of the catchment area of Lake Onega is created for an integrated analysis of the functioning of the lake's heterotrophic ecosystem and reflects the structure and dynamics of terrestrial ecosystems since the 1950s. The original technique for modeling the spectral space of Landsat TM / ETM + images is used. The spectral model is a mathematically formalized object that describes the quantitative and qualitative characteristics of the biogeocoenoses of the catchment. Being deployed in geographical space, it turns into an optimal structural frame for integrating the results of discrete field observations into a single space-time continuum.

Keywords: Lake Onego; geoinformation modeling; terrestrial ecosystems; catchment; organic carbon.

Введение

Расположение Онежского озера в бореальной зоне в условиях гумидного климата определяет гетеротрофный тип метаболизма его экосистемы. Вследствие интенсивного поступления органического растворенного углерода (DOC) с водосборной площади содержание аллохтонного органического вещества в воде

озера существенно выше, чем автохтонного [Сабылина и др., 2010; Зобкова и др., 2017].

Знание точного объема этого поступления необходимо для понимания закономерностей функционирования экосистемы озера. Оценка по гидрохимическим данным [Сабылина, 2016] базируется на расчетах водного баланса озера периода 1960–90-х годов, но в последнее десятилетие годовое количество атмосферных

осадков на территории водосбора возросло на 20–70 мм. Эти изменения сказываются на величине водного стока в озеро и, как следствие, на величине поступления DOC. Кроме того, гидрохимические данные неизбежно фрагментированы и не могут дать полную информацию о количестве DOC, поступающего с водосборной территории и, главное, не раскрывают механизм его образования.

Экспорт DOC – часть глобального цикла углерода. В бореальной зоне, в автоморфных условиях 1–2 % чистой продукции экосистем (NEP) поступает в гидросферу, в гидроморфных местообитаниях эта величина достигает 10–20 % [Canham et al., 2004]. Основным источником образования DOC в лесных экосистемах – органическое вещество, накапливаемое на поверхности почвы – в подстилке [Hongve et al., 2000; Loftis, 2001]; меньшие потоки дают смывы с крон [Mchalzik, Matzner, 2001]. Образование, деструкция и транспорт DOC в органогенных горизонтах почв зависят от типов растительности, почв и гидротермических условий [Berg, 2000; Neff, Asner, 2001]. Все эти факторы определяются типом биогеоценоза. Экспорт DOC из болотных экосистем зависит от продуктивности растительности и уровня грунтовых вод [Belyea, Clymo, 2001]. Таким образом, суммарный экспорт DOC в озеро – функция пространственного представления типов экосистем в пределах водосбора.

С другой стороны, экосистемы водосбора влияют и на приходную часть водного баланса. Вырубка леса приводит к снижению испарения с территории на 50–60 % [Крестовский, 1986; Карпечко, Мясникова, 2014] и, соответственно, к увеличению стока до 90 % [Bosch, Hewlett, 1982]. Затем, по мере возобновления леса, сток уменьшается до определенного минимума в период наибольшей транспирации в молодом древостое и далее несколько увеличивается к возрасту спелости [Карпечко, 2016]. Таким образом, в течение продолжительного времени на водосборе меняются условия формирования элементов водного баланса и химического состава стекающей воды [Карпечко, Бондарик, 2010; Ide et al., 2013].

До настоящего времени в качестве информации о лесах водосбора использовались генерализованные до уровня лесничеств (площадь в несколько тыс. га) данные учета лесного фонда [Карпечко, 2016]. Однако эта информация предназначена для обеспечения хозяйственной деятельности, цель которой – получение древесины, поэтому она соответствующим образом структурирована. При этом важные биогеоценотические характеристики становятся

весьма размытыми, что не позволяет выявить пространственные закономерности образования DOC в различных типах экосистем.

При изучении связей между гумусностью воды и характеристиками водосборной территории в работе М. Б. Зобкова [2017] рассчитывалась общая лесистость – разность между площадью суши и площадью болот, полученной путем оцифровки топокарт масштаба 1:200 000. Очевидно, что это крайне приблизительная характеристика, поскольку при этом не учитывается принципиально важная в данном случае породная и возрастная структура лесов, а также площадь вырубок и других нелесных категорий. Кроме того, и сами контуры болот на карте такого масштаба нанесены весьма неточно – в этом легко убедиться, сопоставив их с космическими снимками с любого геоинформационного сайта.

Принципиально более точный и детальный расчет экспорта DOC в озеро можно провести с использованием геоинформационной (геоматической) модели экосистем водосбора, созданной на основе космических снимков Landsat. Работы были начаты в 2016 г., по оригинальной методике, апробированной на территории, примыкающей к водосбору с севера [Литинский, 2012, 2013, 2016]. Она разработана как альтернатива традиционной «классификации с обучением» и ориентирована именно на выявление биогеоценотических комплексов. В статье приводится краткое описание методики и первых результатов создания модели, намечаются пути ее использования и направления развития.

Объекты и методика

Природные условия территории

Водосбор Онежского озера расположен на границе Восточной Фенноскандии и Русской равнины. Отметки высот – от 33 до 240 м. Территория представляет собой типичный образец континентального оледенения. Четвертичный покров сформирован ледниковыми (моренными), флювиогляциальными песчаными и песчано-глинистыми озерными отложениями. Значительны площади обнажений коренных пород Балтийского щита. Это обуславливает сложность гидрологических условий и высокую мозаичность растительного покрова. Состояние экосистем также весьма различно – от практически девственного до глубоко антропогенно трансформированного.

По лесорастительному районированию территория водосбора относится к среднетаежной

подзоне. Среднегодовая температура около 3 °С, количество осадков – 500–550 мм. Около 65 % площади занято лесами, преобладающие породы – сосна обыкновенная (*Pinus silvestris* L.) и ель финская (*Picea x fennica* (Regel) Kom.). Береза пушистая (*Betula pubescens* Ehrh.) доминирует во вторичных лесах на ранних стадиях восстановления. Торфяные болота, занимающие до четверти территории, представлены двумя основными типами: олиготрофными сфагновыми и мезотрофными осоково-сфагновыми [Biotic..., 2003].

Исходные данные

Геоматическая модель создается на основе трех основных массивов информации. Первый представляет собой мозаику разновременных сканерных снимков, на основе которых строится модель растительного покрова, второй – данные наземных исследований структуры и динамики биогеоценозов. Эти два массива можно назвать биотической частью модели. Их интеграция – то есть дешифрирование сканерных снимков – проводится по описываемой ниже оригинальной методике.

Третий массив – данные о рельефе территории, цифровая модель высот (DEM). На ее основе определяются характеристики и формы рельефа и проводится гидрологическое моделирование – построение сети водотоков и структуры водосборов. Этот массив является абиотической (физико-географической) частью модели, и ее создание проводится с использованием стандартных операций, реализованных в пакете GRASS. Построение геоматической модели представляет собой интеграцию всех трех массивов в единое целое.

При создании модели растительного покрова используются снимки мультиспектральных сканеров Landsat TM и ETM+, разрешение которых (30 м) сопоставимо с минимальными размерами растительного сообщества [Pignatti et al., 2002], а спектральные диапазоны спроектированы именно для выделения различных типов растительности. Исходя из территориального охвата и наличия облачности подобраны сцены витков 180–185, рядов 16–18, снятые в 1987–2011 годах. Все снимки находятся в открытом доступе на сайте GLCF <ftp://ftp.glcfc.umd.edu/glcfc/Landsat/WRS2> (табл. 1; рис. 1). Каждая сцена состоит из шести растров, по числу каналов сканера – B, G, R, NIR, SWIR1, SWIR2, в формате GeoTiff.

Цифровая модель высот территории сформирована из растров размером 1×1 градус, доступных на сайте www.viewfinderpanoramas.org

Таблица 1. Список сцен Landsat TM/ETM+

Table 1. List of the Landsat TM/ETM+ scenes

TM	ETM+
p180r017_5dt19890728*	p181r016_7dt20000607
p181r018_5dt19880529	p181r017_7dp20020528
p182r016_5dt19940708	p181r018_7dt20020528
p182r017_5dt19860718	p183r016_7dt20010624
p184r016_5dt19870719	p183r017_7dt19990907
p184r017_5dt19950607	p185r016_7dt20020711
p185r016_5dt20110610	

Примечание. *p (path) – виток, r (row) – ряд в системе WRS2, последние 8 цифр – дата в формате ггггммдд.

Note. *p – path, r – row in the WRS2 system, last 8 numbers – date (yyyymmdd).

(блоки Р36 и Р37 на врезке внизу рис. 1). Пространственное разрешение – три угловых секунды, что приблизительно соответствует детальности топокарты М 1:50 000. Для блока Р36 имеются также данные с разрешением 1 секунда. Растры импортируются в GRASS модулем **r.in.gdal** и затем собираются в целостное покрытие модулем **r.patch**.

Наземные данные – материалы ландшафтных исследований [Волков и др., 1990] и инвентаризаций природных комплексов [Материалы..., 2007], данные лесоустройства, архивные аэрофотоснимки, снимки сканеров сверхвысокого разрешения с геоинформационных сайтов (Google и т. д.).

Программное обеспечение. Стандартные операции пре- и постпроцессорной обработки сканерных снимков осуществляются с использованием ГИС-пакетов QGIS, GRASS, SAGA (www.qgis.org). Создание модели спектрального пространства снимков и их классификация проводится с использованием модифицированной версии оригинальной программы [Литинский, 2011b], позволяющей с минимальным уровнем неопределенности извлечь информацию снимка. Для 3D-визуализации применяется пакет **gnuplot** (www.gnuplot.info). Все используемые данные и программы находятся в свободном доступе.

Методика обработки снимков

Традиционный подход к извлечению информации из сканерных снимков основан на формальной математической экстраполяции спектральных характеристик наземных ключевых участков на всю охваченную снимком территорию – это так называемая классификация «с обучением», или «управляемая классификация» [Richards, Xiuping, 1999]. Ключевые участки закладываются в соответствии с некоей априорной типологией земной поверхности, определяемой конкретными задачами исследователей.

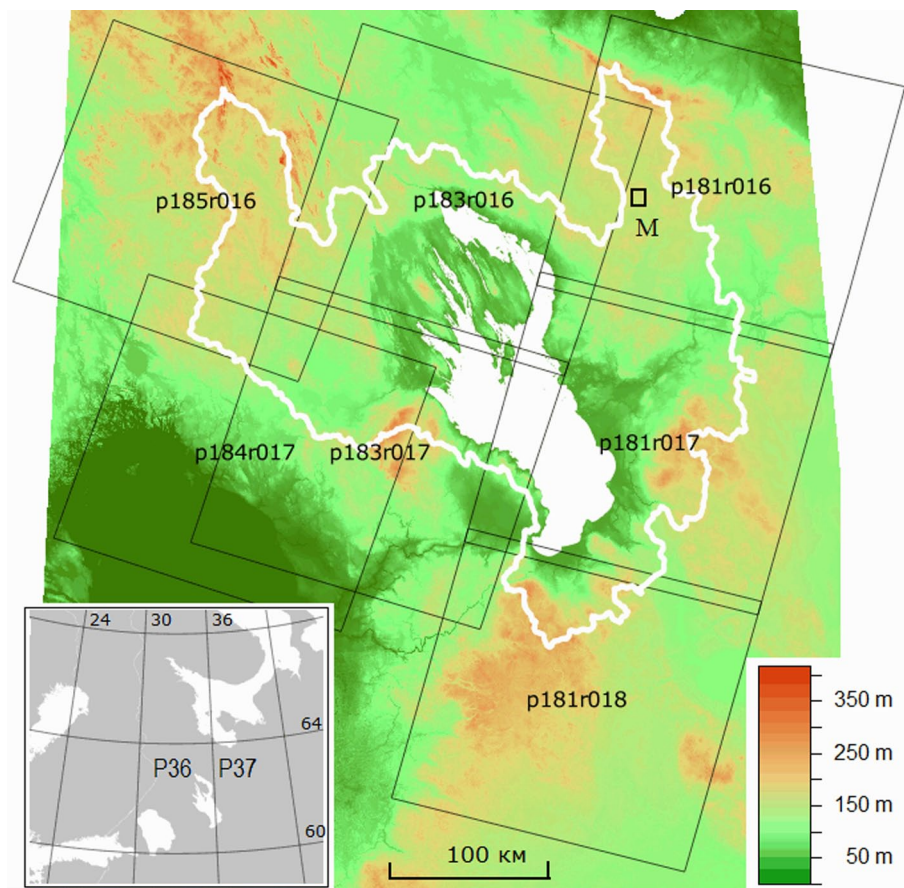


Рис. 1. Локализация сцен сканерных снимков в системе WRS2 (path/row), используемых для создания модели. Белая линия – границы водосбора. Прямоугольник, обозначенный буквой М, – модельный водосбор, показанный на рис. 6

Fig. 1. Localization of the scenes of scanner images in the WRS2 system (path/row) used for the model creation. The white line is the catchment boundary. The rectangle, denoted by the letter M, is the model catchment shown in Fig. 6

Данный подход универсален, он может применяться для любых как биотических, так и абиотических объектов. Снимок рассматривается как многомерная матрица, и для ее анализа применяются стандартные статистические методы. При этом биологическая информация – уровни сигнала в различных диапазонах спектра, определяемые типом и состоянием растительного покрова, – учитывается лишь в неявном виде, опосредованно, через характеристики ключевых участков.

В экологических исследованиях более целесообразным представляется иной подход, позволяющий извлечь из снимка значительно большее количество информации. Предлагается идти к созданию модели растительного покрова не от априорной типологии, а от информации снимка – создать видимую трехмерную модель спектрального пространства, понять закономерности его организации, а затем интегрировать спектральную модель с данными

о биогеоценотической структуре территории, полученными в результате наземных исследований.

Описываемый подход сформировался в процессе создания геоматической модели наземных экосистем северотаежной подзоны Восточной Финноскандии. Использовалась оригинальная методика моделирования спектрального пространства сканерного снимка [Литинский, 2011а]. Было установлено, что спектральная модель четко отражает естественную структуру растительного покрова, определяемую типом четвертичных отложений и условиями водно-минерального питания [Литинский, 2012].

Комплексный метод включает три основных составляющих:

- трансформация исходного многомерного спектрального пространства в визуализируемое трехмерное;
- выделение областей (сегментация) спектрального пространства;

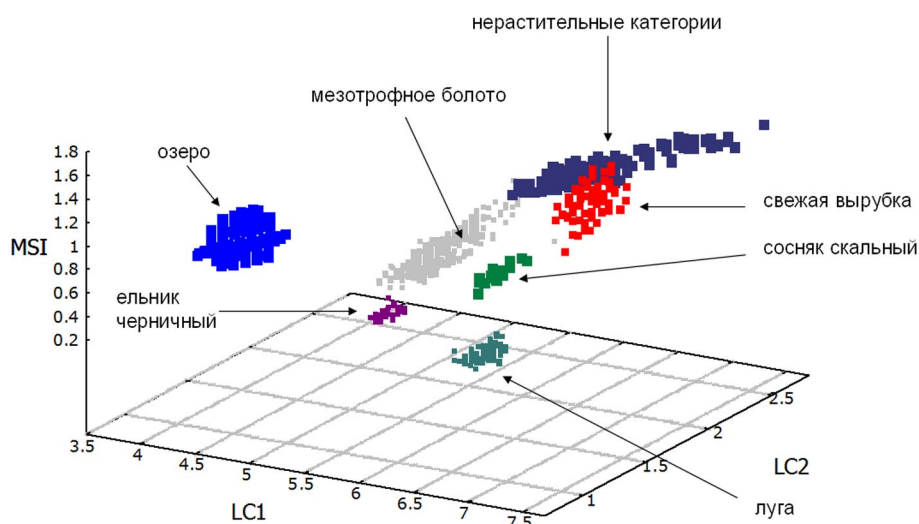


Рис. 2. Локализация сигнатур некоторых категорий земной поверхности в пространстве LC1-LC2-MSI

Fig. 2. Signature clouds of some categories of the earth's surface in the LC1-LC2-MSI space

- сопоставление модели спектрального пространства с эколого-биогеоценотической схемой экосистем территории.

Трансформация спектрального пространства

Исходная 6-мерная матрица снимка (каналы B, G, R, NIR, SWIR1, SWIR2) преобразуется в трехмерную LC1-LC2-MSI, где LC1 и LC2 – соответственно первая и вторая главные компоненты логарифмированной матрицы снимка (каналы R, NIR, SWIR2), а MSI – индекс стресса влажности (отношение каналов SWIR1 и NIR). Способ трансформации был найден эмпирическим путем [Литинский, 2011а]. Оказалось, что при такой трансформации спектральное пространство более «компактно» и проще организовано, чем в классической Tasseled Cap (brightness-greenness-wetness) и поэтому более удобно для визуального и математического анализа [Litinsky, 2017, fig. 3]. Ось LC1 характеризует общую яркость, с увеличением LC2 количество фотосинтезирующей биомассы снижается, MSI растет с увеличением дефицита влажности.

Для снимков Landsat ETM+ оси координат рассчитываются по формулам:

$$LC1 = 0.2793 \cdot \ln(b3) + 0.7786 \cdot \ln(b4) + 0.5619 \cdot \ln(b7)$$

$$LC2 = 0.5887 \cdot \ln(b3) - 0.6012 \cdot \ln(b4) + 0.5404 \cdot \ln(b7)$$

$$MSI = b5/b4,$$

где b3–b7 – имена файлов соответствующих каналов Landsat; ln – натуральный логарифм.

Общая организация спектрального пространства

Облака точек (сигнатуры) относительно однородных по отражательным свойствам участков земной поверхности образуют в спектральном пространстве фигуры, близкие к эллипсоиду, центральная плоскость которого расположена под определенным углом к плоскости LC1-LC2 (рис. 2). Область с минимальными значениями LC1 занимают поверхности озер. Наиболее темные из наземных экосистем – высокосомкнутые ельники. Это объясняется структурой полога (наличие теней) и малой листовой поверхностью (LAI) ели. Сосняк скальный находится правее и выше, поскольку его более ровный полог поглощает меньшее количество излучения, а в сухих местообитаниях возрастает стресс влажности. Область с максимальными значениями LC1 и минимальными LC2 занимают луга и сельхозкультуры, ввиду ровной (по сравнению с лесным пологом) отражающей поверхности и большого количества зеленой биомассы. Нерастительные категории (карьеры, свежие вырубki) занимают область с максимальными значениями LC2 и MSI.

Сегментация спектрального пространства

Для определения положения и размеров эллипсоидного сегмента каждой категории облако точек проецируется на плоскость LC1-LC2 (**x** и **y** соответственно), и направление главной оси эллипса рассчитывается по линии регрессии $\mathbf{y} = \mathbf{ax} + \mathbf{b}$. «Габаритные размеры» эллипса

Таблица 2. Параметры, определяющие положение эллипсоида в пространстве LC1-LC2-MSI (x - y - z)

Table 2. Parameters determining the position of the ellipsoid in the space LC1-LC2-MSI (x - y - z)

Положение эллипса в проекции на плоскость x - y Position of the ellipse in the projection onto the x - y plane					Положение точек центральной плоскости эллипсоида в размерности z Position of the points of the central plane of the ellipsoid in dimension z		
Координаты центра Coordinates of the center		Направление главной оси* Direction of the main axis*	Размер осей Axes size		Коэффициенты уравнения регрессии $z = cx + dy + e$ Coefficients of the regression equation $z = cx + dy + e$		
1	2	3	4	5	6	7	8
x	y	a	l	h	c	d	e

Примечание. *Коэффициент a в уравнении линии регрессии $y = ax + b$.

Note. *Coefficient a in the equation of the regression line $y = ax + b$.

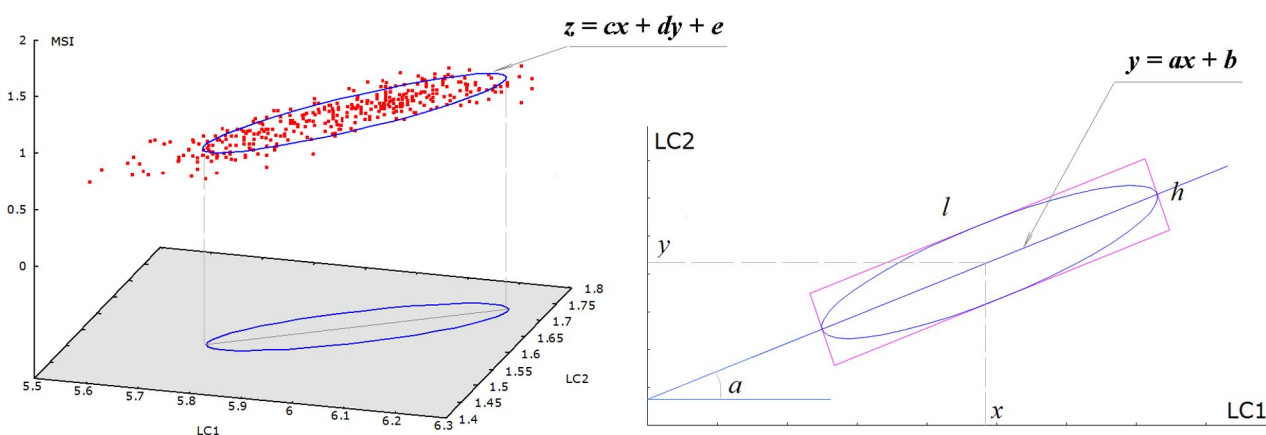


Рис. 3. Слева – проекция облака точек на плоскость LC1-LC2; справа – схема вычисления параметров 1–5 в табл. 2

Fig. 3. The projection of the points cloud on the plane LC1-LC2 is shown on the left; the calculation scheme of the parameters 1–5 in Table 2 – on the right

определяются по координатам максимально удаленных от центра облака точек в системе координат, ось абсцисс которой параллельна линии регрессии (рис. 3). Положение центральной плоскости эллипсоида в размерности MSI (z) рассчитывается по уравнению регрессии от двух переменных $z = cx + dy + e$. Все восемь параметров сегментации приведены в табл. 2.

Согласно приведенным в табл. 2 параметрам в пределах эллипса задаются несколько точек (например, две в центрах эллипса и 4–8 по его периметру), 3D-координаты которых служат центрами классов для классификации снимка методом минимального расстояния.

Таким образом, в отличие от традиционных методов, где для определения положения категории в некоем абстрактном многомерном спектральном пространстве используются лишь статистические показатели – средние, максимальные и минимальные значения по каждой размерности и (в некоторых случаях) ковариационная матрица, в описываемом методе задается четко определенное положение, форма и размеры каждой категории в видимом трехмерном

пространстве. Это кардинальным образом улучшает разделение категорий. Для реализации данного алгоритма разработана специальная программа (exe-модуль), в настоящее время готовится заявка для ее регистрации.

Модель спектрального пространства экосистем водосбора

Экосистемы спелых лесов формируют V-образную структуру, в основании которой располагаются зеленомошные сосняки (1) и ельники (8) моренных гряд. Здесь обеспечиваются оптимальные условия по увлажнению и наличию минеральных питательных веществ (рис. 4).

По оси автоморфных местообитаний (1–3–4–9) с недостаточным увлажнением и минеральным питанием выстраиваются сосняки брусничные (3) флювиогляциальных равнин, затем идут сосняки каменистые/скальные (4) на выходах кристаллических пород с моренным чехлом различной мощности и далее – скальные пустоши с редкой сосной (9).

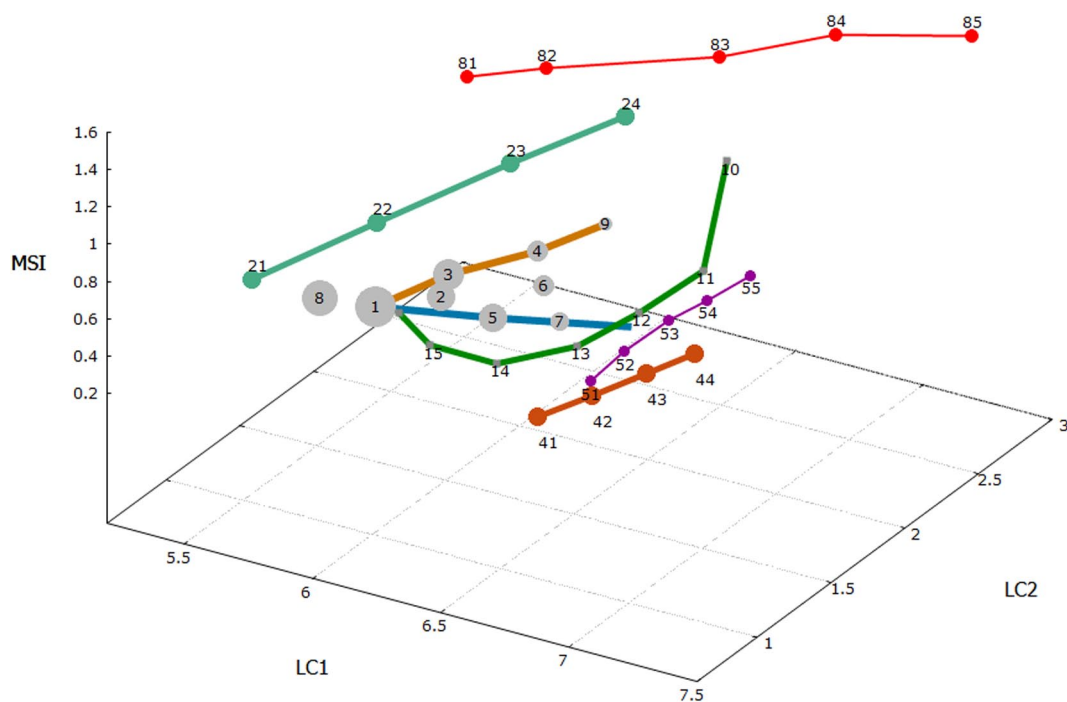


Рис. 4. Модель спектрального пространства снимка Landsat (номера классов экосистем приведены в тексте), для упрощения показаны лишь центры эллипсоидов категорий

Fig. 4. Model of the spectral space of the Landsat image (the numbers of ecosystem classes are given in the text), only centers of category ellipsoids are shown for simplification

На оси гидроморфных местообитаний (1–5–7) с избыточным застойным увлажнением располагаются сосняки багульниковые (5), затем сосняки сфагновые (7) и – несколько в стороне – осоково-сфагновые (6). Крупные массивы таких лесов обычно располагаются на озерных равнинах, небольшие фрагменты – в любых недостаточно дренированных депрессиях.

В возникающих на местах вырубок (10) лесах четко вырисовывается траектория восстановительной динамики от появления растительности (11) до молодняков (12, 13), средневозрастных (14) и приспевающих (15) лесов.

Для болотных экосистем положение спектральных сегментов определяется типом водно-минерального питания – олиготрофное (21–24) или мезотрофное (41–44) – и степенью увлажнения поверхности (номер класса уменьшается с ее повышением). Четко обособленное положение от лесных и болотных экосистем занимают сегменты травянистой растительности (51–55), дороги, карьеры и другие лишенные растительности категории (81–85).

Таким образом, выделяются все основные типы биогеоценозов, каждый из которых характеризуется определенными величинами биомассы, NEP, составом древостоя, трофностью и влажностью почвы, типом напочвенного покрова, мощностью лесной подстилки – всех факторов, определяющих величину экспорта

DOC, транспирации и другие экологические параметры.

Геоматическая модель экосистем

Модель спектрального пространства представляет собой математически формализованный объект, описывающий количественные и качественные характеристики биогеоценозов. Будучи «развернутой» в географическом пространстве стандартным методом минимального расстояния в евклидовом пространстве, спектральная модель превращается в карту (рис. 5), которая включает все основные классы первичных экосистем, а также различные варианты и стадии их естественных и антропогенных нарушений, с детализацией, примерно соответствующей масштабу 1:25 000. С учетом того, что в каждом классе, показанном на рис. 4, возможно выделение нескольких подклассов в каждом эллипсоидном сегменте, в общей сложности получается несколько десятков категорий. Отметим, что созданные традиционными методами на основе снимков Landsat карты данной территории существенно менее информативны, обычно включают до 10–15 категорий [Kobyakov, Jakovlev, 2013].

По детализации и структуре информации геоматическая модель близка к планам лесонасаждений, которые являются первичной основой

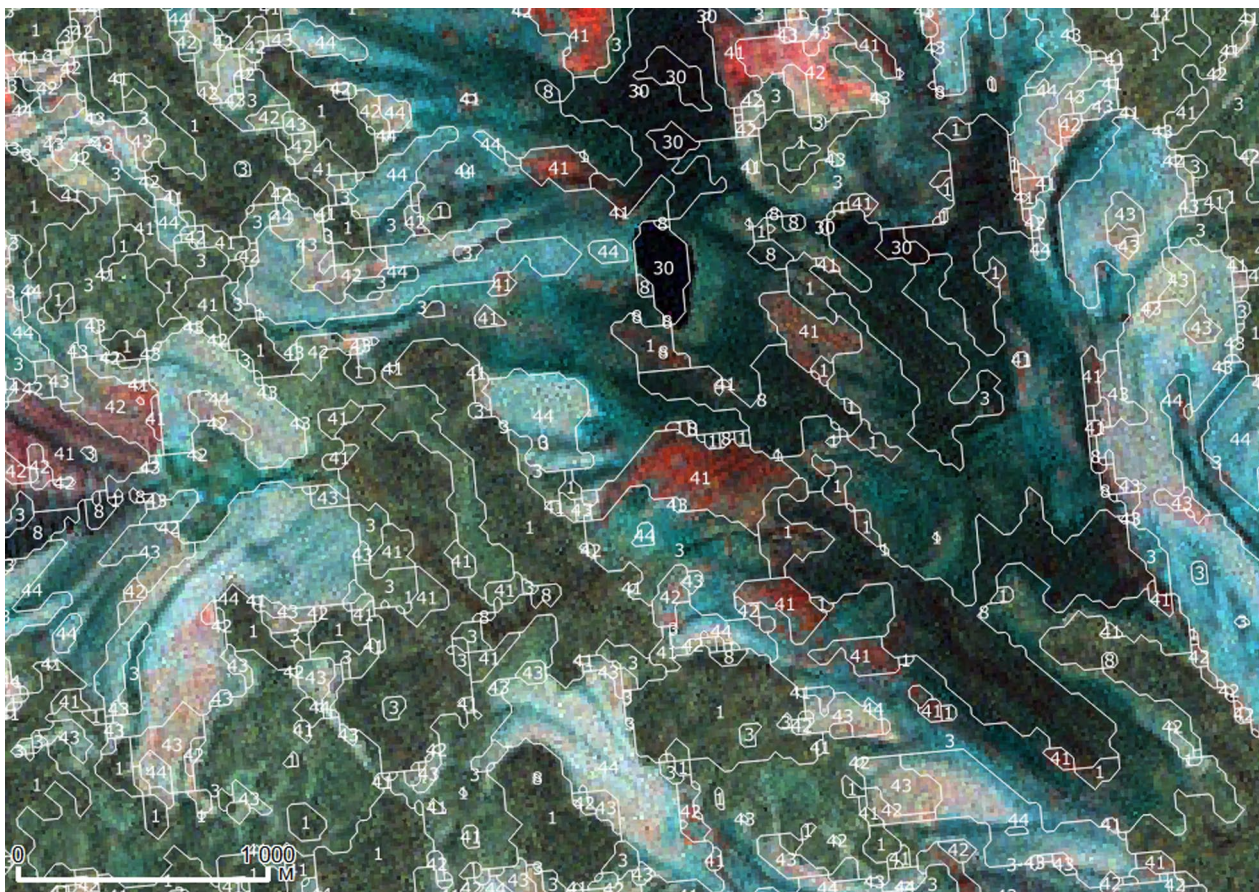


Рис. 5. Фрагмент векторного слоя геоматической модели в пределах водосбора М на рис. 1. Номера категорий соответствуют рис. 4. Растровая подложка – RGB-синтез из инфракрасных каналов (NIR, SWIR1 и SWIR2)
 Fig. 5. Fragment of the vector layer of the geomatic model within the catchment area M shown in Fig. 1. The category numbers correspond to Fig. 4. Raster background – RGB-synthesis from NIR, SWIR1 and SWIR2 bands

для данных учета лесного фонда, – то есть к тем данным, которые до настоящего времени использовались для описания лесов водосбора. Таким образом, в распоряжении исследователей оказывается не прошедшая несколько уровней генерализации хозяйственно-ориентированная, а исходная биологическая информация. Кроме того, геоматическая модель обеспечивает значительно более детальную, по сравнению с планами лесонасаждений, информацию о болотах, занимающих большую часть водосбора. И разумеется, еще существенное отличие описываемой модели в биологическом аспекте от топокарт любого масштаба.

Создание элементарных модельных водосборов

С использованием геоматической модели можно рассчитать общий объем поступления DOC в озеро, если известны удельные объемы его экспорта из каждого типа экосистем. До настоящего времени в пределах водосбора

таких измерений не проводилось, определялась лишь концентрация DOC в различных водоемах [Зобков, 2017; Зобкова и др., 2017].

Гидрохимические данные отдельных модельных водосборов с известной площадью всех представленных на нем экосистем позволяют рассчитать величины экспорта из каждого типа (рис. 6). Пространственная модель позволит оптимальным образом спланировать положение модельных водосборов, исходя из соотношения площадей экосистем и с учетом транспортной доступности для обеспечения сбора проб воды в течение года.

Растры направлений **dr** и линий аккумуляции стока **acc** создаются с использованием растра модели высот **dem** командой GRASS:

```
r.watershed elev=dem acc=acc drainage=dr
```

По растру **dr** создаются растры контуров водосборов **wtrs** для любой точки на линии аккумуляции стока с координатами E, N, командой:

```
r.water.outlet input=dr output=wtrs coordinates=E, N
```

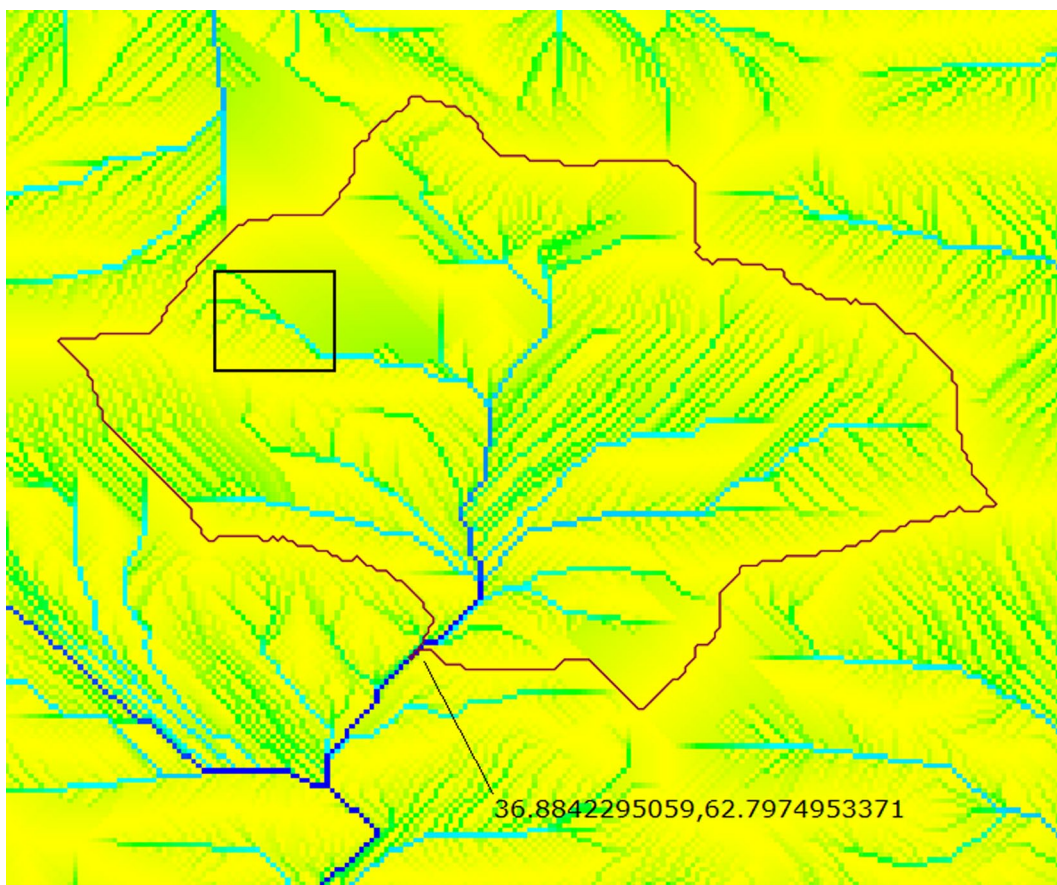


Рис. 6. Пример модельного водосбора: растр линий аккумуляции стока и полигон водосбора для точки с указанными координатами E, N. Прямоугольник соответствует фрагменту на рис. 5.

Fig. 6. An example of a model catchment area: a raster of flow accumulation lines and a catchment area for a point with the specified coordinates E, N. The rectangle corresponds to the fragment in Fig. 5.

Ретроспективная экстраполяция геоматической модели

Модель спектрального пространства дает возможность строгого математического описания траекторий как типов местообитаний (структуры), так и различных сукцессионных стадий (рис. 7). Линия в 3D-пространстве описывается системой двух уравнений вида:

$$\begin{aligned} y &= f_1(x); \\ z &= f_2(x, y); \end{aligned}$$

где x, y, z – LC1, LC2, MSI соответственно; f_1, f_2 – полиномиальная регрессия 1–3 степени.

Принцип описания траектории тот же, что и для построения огибающей эллипсоидов отдельных категорий: первое уравнение описывает линию проекции траектории на плоскость LC1-LC2, второе – положение траектории в третьем измерении – MSI.

На снимках четко идентифицируются леса, возникшие на вырубках 40–50-летней давности.

Соответственно, на самых ранних снимках Landsat 1980-х годов можно проследить динамику естественных и антропогенных изменений (пожаров, ветровалов, вырубок) с момента, предшествующего началу массовых заготовок леса в 1950-х годах, и проявления изменений климата, то есть увидеть леса в состоянии, близком к естественному, «фоновому». Таким образом, данная модель является исходной точкой мониторинга на будущие времена. С другой стороны, для всего этого периода (с 1940-х годов) существуют базы данных (БД) по морфометрии, гидрологии, гидрохимии и гидробиологии для большого количества озер [Меншуткин, Филатов, 2008]. Сопоставление данных о наземных экосистемах может привести к лучшему пониманию процессов динамики озерных систем.

Заключение

Принципиальное отличие описываемой модели экосистем от созданных традиционными

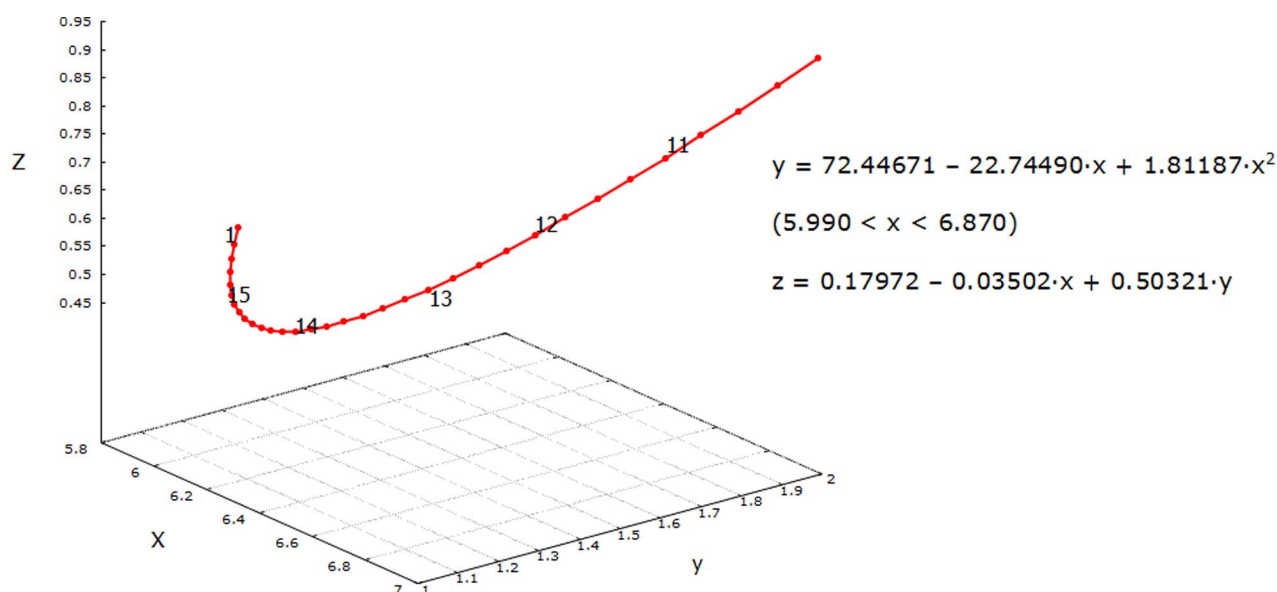


Рис. 7. Траектория лесовозобновления в спектральном пространстве. Номера классов те же, что и на рис. 4.
Fig. 7. Trajectory of reforestation in the spectral space. The class numbers are the same as in Fig. 4.

методами в том, что результат определяется не выбором наземных ключевых участков, который в той или иной степени субъективен, а объективным, *измеряемым* биофизическим параметром – положением экосистемы в спектральном пространстве снимка. Сегментация спектрального пространства методом эллипсоидов обеспечивает более точное, по сравнению с традиционными методами, выявление пространственной конфигурации контуров экосистем. Это имеет большое значение для обеспечения максимально точного совмещения модели растительного покрова с цифровой моделью рельефа, принципиально важного при гидрологическом моделировании.

На данном этапе спектральная модель представляет собой основной «каркас», состоящий из относительно небольшого количества генерализованных классов экосистем, достоверность выделения которых практически стопроцентная. По данным наземных наблюдений и снимкам сверхвысокого разрешения проводится постоянная корректировка модели – уточнение количественных характеристик (калибровка) и декомпозиция генерализованных классов.

Онежское озеро как один из крупнейших водоемов гумидной зоны является реципиентом земного углерода и играет важную роль в его глобальном балансе. Знание механизмов функционирования экосистемы озера необходимо для оценки степени ее устойчивости к действию возмущающих факторов, определения ее биоресурсного потенциала. Однако эти механизмы остаются относительно малоизученными, в том

числе и вследствие большой неопределенности данных о поступлении DOC с водосборной территории. Особенно актуальными эти исследования становятся в условиях изменения климата. Первичная продукция лесных и болотных экосистем является климатически обусловленной, и, соответственно, повышение температуры приводит к увеличению экспорта DOC. Кроме того, исследованиями установлено увеличение зимнего стока с болот в связи с увеличением безморозного периода [Калюжный, Лавров, 2017].

Нельзя рассматривать экосистему озера отдельно от его водосбора, необходимы как комплексные исследования внутриводоемных процессов, так и оценка поступления терригенного углерода. Оптимальный инструмент для решения этой задачи – геоматическая модель наземных экосистем в комплексе с регулярными гидрохимическими наблюдениями на модельных водосборах. Это позволит не только уточнить величины поступления DOC, но и смоделировать функционирование системы «водосбор – озеро» при различных сценариях изменения климата и состояния экосистем водосбора.

Возможности модели наземных экосистем выходят как за географические границы водосбора Онежского озера, так и за рамки ее применения лишь для оценки экспорта DOC. Можно предположить, что включение данных о наземных экосистемах водосборов озер в качестве дополнительных параметров в экспертную систему «Озера Карелии» [Меншуткин, Филатов, 2008] улучшит ее прогностические качества. Поскольку модель спектрального

пространства практически однозначно выделяет основные типы четвертичных отложений – морену, флювиогляциальные, озерные отложения и скалы, информация геоматической модели дополняет как биотические, так и абиотические характеристики системы «водосбор – озеро».

Существенно также, что все необходимые для создания геоматической модели сканерные снимки, модели высот и программные средства общедоступны и бесплатны. Это позволяет ученым, аспирантам и студентам не только использовать модель в своих исследованиях, но и создавать свои версии, ориентированные на конкретные задачи, и способствовать тем самым повышению информативности модели, расширению области ее применения и круга решаемых проблем.

Работа выполнена в рамках госзадания КарНЦ РАН (Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН).

Литература

- Волков А. Д., Громцев А. Н., Еруков Г. В., Караваев В. Н., Коломыцев В. А., Курхинен Ю. П., Лак Г. Ц., Пыжин А. Ф., Сазонов С. В., Шелехов А. М. Экосистемы ландшафтов северо-запада средней тайги (структура, динамика). Петрозаводск: Карелия, 1990. 284 с.
- Зобков М. Б. Прогнозирование гумусности природной воды на основе ГИС-моделирования // Труды КарНЦ РАН. 2017. № 3. С. 103–110. doi: 10.17076/lim306
- Зобкова М. В., Ефремова Т. А., Лозовик П. А., Сабылина А. В. Баланс органического вещества в озерах Карелии // Озера Евразии: проблемы и пути их решения. Материалы 1-й Межд. конф. (11–15 сентября 2017 г.). Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2017. С. 358–364.
- Калюжный И. Л., Лавров С. А. Механизм влияния глубины промерзания почв речных бассейнов на зимний сток // Водные ресурсы. 2017. Т. 44, вып. 4. С. 442–451.
- Карпечко Ю. В. Влияние рубок на сток с лесопокрытой части водосбора Онежского озера // Труды КарНЦ РАН. 2016. № 5. С. 13–20. doi: 10.17076/lim285
- Карпечко Ю. В., Бондарик Н. Л. Гидрологическая роль лесохозяйственных и лесопромышленных работ в таежной зоне Европейского Севера России. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2010. 225 с.
- Карпечко Ю. В., Мясникова Н. А. Оценка изменения элементов водного баланса в первый год после рубок в таежной зоне Европейского Севера России // Уч. зап. Рос. гидромет. ун-та. 2014. № 33. С. 31–44.
- Крестовский О. И. Влияние вырубок и восстановления лесов на водность рек. Л.: Гидрометеиздат, 1986. 118 с.
- Литинский П. Ю. Классификация сканерных снимков методом моделирования спектрального пространства // Труды КарНЦ РАН. 2011. № 5. С. 45–54.
- Литинский П. Ю. Программа для классификации сканерных снимков методом моделирования спектрального пространства (св-во о гос. регистрации № 2011613929) // Официальный бюллетень «Программы для ЭВМ. Базы данных. Топологии интегральных микросхем». 2011.
- Литинский П. Ю. Геоинформационная модель наземных экосистем северотаежной подзоны Восточной Фенноскандии // Труды КарНЦ РАН. 2012. С. 3–15.
- Литинский П. Ю. Геоинформационная модель наземных экосистем хребта Маанселькя (район оз. Панааярви) // Труды КарНЦ РАН. 2013. № 2. С. 97–100.
- Литинский П. Ю. Геоинформационная модель наземных экосистем Прибеломорской низменности // Труды КарНЦ РАН. 2016. № 3. С. 3–9. doi: 10.17076/bg221
- Материалы инвентаризации природных комплексов и природоохранная оценка территории «Чукозеро». Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2007. 137 с.
- Меншуткин В. В., Филатов Н. Н. Разработка экспертной системы «Озера Карелии» // Водная среда: комплексный подход к изучению, охране и использованию. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2008. С. 18–26.
- Сабылина А. В. Поступление в Онежское озеро органического углерода, общего фосфора и общего азота с речным стоком и вынос с водами р. Свири в 1965–2008 годах // Труды КарНЦ РАН. 2016. № 9. С. 68–77. doi: 10.17076/lim307
- Belyea L. R., Clymo R. S. Feedback control of the rate of peat formation // Proc. R. Soc. B. 2001. Vol. 268, iss. 1473. P. 1315–1321.
- Berg B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils // For. Ecol. Manag. 2000. No. 133. P. 13–22.
- Biotic diversity of Karelia: conditions of formation, communities and species. Petrozavodsk: KarRC RAS, 2003. 244 p.
- Bosch J. M., Hewlett J. D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration // J. of Hydrology. 1982. Vol. 55. P. 3–23.
- Canham C. D., Pace M. L., Papaik M. J., Primack A. G. B., Roy K. M., Maranger R. J., Curran R. P. and Spada D. M. A spatially explicit watershed-scale analysis of dissolved organic carbon in Adirondack lakes // Ecological applications. 2004. Vol. 14. P. 839–854. doi: 10.1890/02-5271
- Hongve D., Van Hees P. A. W., Lunstrom U. S. Dissolved components in precipitation water percolated through forest litter // Europ. J. Soil. Sci. 2000. No. 51. P. 667–677.
- Ide J., Finer L., Lauren A., Piirainen S., Launainen S. Effects of clear-cutting on annual and seasonal runoff from a boreal forest catchment in eastern Finland // Forest Ecology and Management. 2013. Vol. 304. P. 482–491.
- Kobyakov K. and Jakovlev J. (eds.). Atlas of high conservation value areas, and analysis of gaps

and representativeness of the protected area network in northwest Russia: Arkhangelsk, Vologda, Leningrad, and Murmansk Regions, Republic of Karelia, and City of St. Petersburg. Finnish Environment Institute. Helsinki. 2013. 517 p.

Litinsky P. Structure and dynamics of boreal ecosystems: another approach to Landsat imagery classification // Geography, environment, sustainability. 2017. Vol. 10, no. 3. P. 20–30. doi: 10.24057/2071-9388-2017-10-3-20-30

Lofts S., Simon B. M., Tiping E., Woof C. Modeling the solid-solution partitioning of organic matter in European forest soils // Europ. J. Soil Sci. 2001. No. 52. P. 215–226.

References

Kalyuzhnyi I. L., Lavrov S. A. Mekhanizm vliyaniya glubiny promerzaniya pochv rechnykh basseinov na zimniy stok [Mechanism of the influence of soil freezing depth in river basins on winter runoff]. *Vodnye resursy* [Water Resources]. 2017. Vol. 44, no. 4. P. 442–451.

Karpechko Yu. V. Vliyaniye rubok na stok s lesopokrytoi chasti vodosbora Onezhskogo ozera [Logging effects on runoff from the forested part of the catchment of Lake Onego]. *Trudy KarNTs RAN* [Trans. KarRC RAS]. 2016. No. 5. P. 13–20. doi: 10.17076/lim285

Karpechko Yu. V., Bondarik N. L. Gidrologicheskaya rol' lesokhozyaystvennykh i lesopromyshlennykh rabot v taezhnoi zone Evropeiskogo Severa Rossii [Hydrological role of forestry and forest-industrial works in the taiga zone of the European North of Russia]. Petrozavodsk: KarRC RAS, 2010. 225 p.

Karpechko Yu. V., Myasnikova N. A. Otsenka izmeneniya elementov vodnogo balansa v pervyi god posle rubok v taezhnoi zone Evropeiskogo Severa Rossii [Assessment of changes in water balance elements in the first year after cuttings in the taiga zone of the European North of Russia]. *Uch. zap. Ros. gidromet. un-ta* [Trans. Russ. St. Hydrometeorological Univ.]. 2014. No. 33. P. 31–44.

Krestovskii O. I. Vliyaniye vyrubok i vosstanovleniya lesov na vodnost' rek [Influence of logging and restoration of forests on the water content of rivers]. Leningrad: Gidrometeoizdat, 1986. 118 p.

Litinskii P. Yu. Klassifikatsiya skanernykh snimkov metodom modelirovaniya spektral'nogo prostranstva [Multispectral imagery classification method based on spectral space modeling]. *Trudy KarNTs RAN* [Trans. KarRC RAS]. 2011. No. 5. P. 45–54.

Litinskii P. Yu. Programma dlya klassifikatsii skanernykh snimkov metodom modelirovaniya spektral'nogo prostranstva (sv-vo o gos. registratsii № 2011613929) [Program for scanner images classification by the method of spectral space modeling (certificate No. 2011613929)]. *Ofitsial'nyi byulleten' "Programmy dlya EVM. Bazy dannykh. Topologii integral'nykh mikroskhem"* [Official Bull. Software. Data Bases. Chip topology]. 2011.

Litinskii P. Yu. Geoinformatsionnaya model' nazemnykh ekosistem severotaezhnoi podzony vostochnoi Fennoskandii [Geoinformation model of Eastern Fennoscandia northern taiga ecosystems]. *Trudy KarNTs RAN* [Trans. KarRC RAS]. 2012. No. 1. P. 3–15.

Mchalzik B., Matzner E. Dynamics of dissolved organic nitrogen and carbon in a Central European Norway spruce ecosystem // Europ. J. Soil Sci. No. 50(4). 2001. P. 579–590.

Neff J. C., Asner G. P. Dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: synthesis and model // Ecosystems. 2001. No. 4. P. 29–48.

Pignatti S., Box E. O., Fujiwara K. A new paradigm for the XXIth century // Ann. Bot. 2002. Vol. 2. P. 30–57.

Richards J. A., Xiuping J. Remote Sensing Digital Image Analysis. Berlin, Springer, 1999. 400 p.

Поступила в редакцию 06.12.2017

Litinskii P. Yu. Geoinformatsionnaya model' nazemnykh ekosistem khrebt Maansel'kya (rayon oz. Paanayarvi) [A geoinformation model of the Maanselka ridge terrestrial ecosystems (Lake Paanajarvi region)]. *Trudy KarNTs RAN* [Trans. KarRC RAS]. 2013. No. 2. P. 97–100.

Litinskii P. Yu. Geoinformatsionnaya model' nazemnykh ekosistem Pribelomorskoj nizmennosti [Geographical information model of terrestrial ecosystems of the White Sea lowland]. *Trudy KarNTs RAN* [Trans. KarRC RAS]. 2016. No. 3. P. 3–9. doi: 10.17076/bg221

Materialy inventarizatsii prirodnnykh kompleksov i prirodookhrannaya otsenka territorii "Chukozero" [Inventory materials of natural complexes and environmental assessment of the Chukozero territory]. Petrozavodsk: KarRC RAS, 2007. 137 p.

Menshutkin V. V., Filatov N. N. Razrabotka ekspertnoi sistemy "Ozera Karelii" [Development of the expert system *Lakes of Karelia*]. *Vodnaya sreda: kompleksnyi podkhod k izucheniyu, okhrane i ispol'zovaniyu* [Water Environment: an Integrated Approach to the Study, Protection, and Use]. Petrozavodsk: KarRC RAS, 2008. P. 18–26.

Sabylina A. V. Postuplenie v Onezhskoe ozero organicheskogo ugleroda, obshchego fosfora i obshchego azota s rechnym stokom i vynos s vodami r. Sviri v 1965–2008 godakh [Organic carbon, total phosphorus and total nitrogen inflow to Lake Onego with stream runoff, and their removal by Svir river waters in 1965–2008]. *Trudy KarNTs RAN* [Trans. KarRC RAS]. 2016. No. 9. P. 68–77. doi: 10.17076/lim307

Volkov A. D., Gromtsev A. N., Erukov G. V., Karavaev V. N., Kolomytsev V. A., Kurkhinen Yu. P., Lak G. Ts., Pyzhin A. F., Sazonov S. V., Shelekhov A. M. Ekosistemy landshaftov severo-zapada srednei taigi (struktura, dinamika) [Landscapes ecosystems of the northwest of the middle taiga (structure, dynamics)]. Petrozavodsk: Karelia, 1990. 284 p.

Zobkov M. B. Prognozirovaniye gumusnosti prirodnoi vody na osnove GIS-modelirovaniya [Predicting the humus content of natural waters through GIS-modelling]. *Trudy KarNTs RAN* [Trans. KarRC RAS]. 2017. No. 3. P. 103–110. doi: 10.17076/lim306

Zobkova M. V., Efremova T. A., Lozovik P. A., Sabylina A. V. Balans organicheskogo veshchestva v ozerakh Karelii [Balance of organic matter in the lakes of Karelia].

Ozera Evrazii: problemy i puti ikh resheniya. Mat. 1 Mezhd. konf. (11–15 sent. 2017) [Lakes of Eurasia: Problems and Solutions. Proceed. 1st Int. Conf. (September 11–15, 2017)]. Petrozavodsk: KarRC RAS, 2017. P. 358–364.

Belyea L. R., Clymo R. S. Feedback control of the rate of peat formation. *Proc. R. Soc. B.* 2001. Vol. 268, iss. 1473. P. 1315–1321.

Berg B. Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *For. Ecol. Manag.* 2000. No. 133. P. 13–22.

Biotic diversity of Karelia: conditions of formation, communities and species. Petrozavodsk: KarRC RAS, 2003. 244 p.

Bosch J. M., Hewlett J. D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. *J. of Hydrology.* 1982. Vol. 55. P. 3–23.

Canham C. D., Pace M. L., Papaik M. J., Primack A. G. B., Roy K. M., Maranger R. J., Curran R. P., Spada D. M. A spatially explicit watershed-scale analysis of dissolved organic carbon in Adirondack lakes. *Ecological applications.* 2004. Vol. 14. P. 839–854. doi: 10.1890/02-5271

Hongve D., Van Hees P. A. W., Lunstrom U. S. Dissolved components in precipitation water percolated through forest litter. *Europ. J. Soil. Sci.* 2000. No. 51. P. 667–677.

Ide J., Finer L., Lauren A., Piirainen S., Launainen S. Effects of clear-cutting on annual and seasonal runoff

from a boreal forest catchment in eastern Finland. *Forest Ecology and Management.* 2013. Vol. 304. P. 482–491.

Kobyakov K., Jakovlev J. (eds.) Atlas of high conservation value areas, and analysis of gaps and representativeness of the protected area network in northwest Russia: Arkhangelsk, Vologda, Leningrad, and Murmansk Regions, Republic of Karelia, and City of St. Petersburg. Finnish Environment Institute. Helsinki. 2013. 517 p.

Litinsky P. Structure and dynamics of boreal ecosystems: another approach to Landsat imagery classification. *Geography, environment, sustainability.* 2017. Vol. 10, no. 3. P. 20–30. doi: 10.24057/2071-9388-2017-10-3-20-30

Lofts S., Simon B. M., Tiping E., Woof C. Modeling the solid-solution partitioning of organic matter in European forest soils. *Europ. J. Soil Sci.* 2001. No. 52. P. 215–226.

Mchalzik B., Matzner E. Dynamics of dissolved organic nitrogen and carbon in a Central European Norway spruce ecosystem. *Europ. J. Soil Sci.* No. 50(4). 2001. P. 579–590.

Neff J. C., Asner G. P. Dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: synthesis and model. *Ecosystems.* 2001. No. 4. P. 29–48.

Pignatti S., Box E. O., Fujiwara K. A new paradigm for the XXIth century. *Ann. Bot.* 2002. Vol. 2. P. 30–57.

Richards J. A., Xiuping J. Remote Sensing Digital Image Analysis. Berlin, Springer, 1999. 400 p.

Received December 06, 2017

СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРЕ:

Литинский Петр Юрьевич

к. с.-х. н.

Петрозаводск, Республика Карелия, Россия
эл. почта: litinsky@sampo.ru

CONTRIBUTOR:

Litinsky, Pyotr

Petrozavodsk, Karelia, Russia
e-mail: litinsky@sampo.ru

ХРОНИКА

ВСЕРОССИЙСКАЯ КОНФЕРЕНЦИЯ С МЕЖДУНАРОДНЫМ УЧАСТИЕМ «ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЯ И ЭКОЛОГИЯ: НАУЧНЫЕ И ОБРАЗОВАТЕЛЬНЫЕ ДОСТИЖЕНИЯ И ПЕРСПЕКТИВЫ РАЗВИТИЯ» (Санкт-Петербург, 19–20 декабря 2017 г.)



19–20 декабря 2017 года в Санкт-Петербурге прошла Всероссийская конференция с международным участием «Гидрометеорология и экология: научные и образовательные достижения и перспективы развития», приуроченная

к 70-летию со дня рождения заслуженного деятеля науки, доктора физико-математических наук, профессора Л. Н. Карлина.

Лев Николаевич Карлин – выдающийся ученый и педагог. Он возглавлял несколько научных направлений в области физики океана, экологии и охраны окружающей среды, космических методов исследования земной поверхности. Автор более 300 научных трудов и монографий, учебников и учебных пособий для высшей школы, был членом редколлегии журналов «Океанология», «Ученые записки РГГМУ», «Биосфера»; входил в состав Межведомственной национальной океанографической комиссии ЮНЕСКО (МОК ЮНЕСКО); являлся национальным координатором проекта МОК-ЮНЕСКО «ТЕМА», председателем специализированного докторского совета, возглавлял Учебно-методическое объединение вузов России по образованию в области гидрометеорологии. Его недолгая, но наполненная делами и событиями жизнь способствовала развитию и удержанию на высоких позициях гидрометеорологии как научной и практической дисциплины в сложных экономических условиях новой России. Конференция стала новой площадкой для продолжения и развития деятельности, начатой Львом Николаевичем Карлиным.

Организаторами конференции выступили: Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН, Арктический и Антарктический



научно-исследовательский институт, Северо-Западное управление по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды, Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН, Международный центр по окружающей среде и дистанционному зондированию им. Нансена, при участии Государственного гидрологического института.

Мероприятие получило широкий отклик среди российских и зарубежных специалистов в области метеорологии, гидрологии, океанологии, экологии, управления морской деятельностью и образования в сфере гидрометеорологии. На конференции собрались студенты, аспиранты, инженеры, специалисты, научные сотрудники и руководители из образовательных учреждений, научно-исследовательских институтов, специализированных государственных и коммерческих организаций.

Поддержку конференции оказали Федеральная служба по гидрометеорологии и мониторингу окружающей среды РФ, Комитет по природопользованию, охране окружающей среды и обеспечению экологической безопасности и Комитет по науке и высшей школе Правительства Санкт-Петербурга, Морской совет при Правительстве Санкт-Петербурга.

В рамках мероприятия состоялись пленарная и восемь специализированных секций, постоянно работала демонстрационная площадка, было представлено 90 профильных и смежных

организаций. В конференции приняли участие более 250 человек из России, Казахстана, Германии, Испании, Португалии, Италии, Кипра, Колумбии. С пленарными докладами выступили ведущие ученые Т. Р. Еремина, L. Vesikko (Финляндия), Н. А. Зайцева, Е. В. Шалина, Н. Н. Филатов, А. И. Угрюмов, В. А. Рябченко, А. И. Данилов, А. М. Колесов, Е. Н. Пелиновский, Г. К. Коротаев, В. Т. Пака, G. Zodiatis (Кипр). Кроме того, на конференции было представлено 95 устных и 32 постерных доклада. Материалы представленных докладов опубликованы в сборнике трудов объемом 520 страниц.

В ходе конференции постоянно работала демонстрационная площадка по следующим тематическим направлениям: Контрольно-измерительное лабораторное оборудование, Информационные системы и программное обеспечение. Были представлены экспозиции ООО «НПО «ДЭКО», ООО «Винета», ООО «Сигма Моторс ГмбХ», АО «Аврора», ООО «Фертоинг», ООО «СЕНС-ОПТИК», АО «Солеанс-сервис», АО «НПП ПТ «ОКЕАНОС», ООО «Люмэкс-маркетинг», ООО «Арктик Шельф Консалтинг».

Подводя итоги конференции, один из членов программного комитета, директор Международного центра по окружающей среде и дистанционному зондированию им. Нансена Леонид Петрович Бобылев сказал:

«Общие впечатления от конференции исключительно положительные. Мероприятие



было отлично организовано и прошло на высоком уровне. Качество и информативное насыщение представленных докладов достаточно высокое. Иногда даже было нелегко выбрать, какую секцию посетить, какие доклады послушать. Важным, на наш взгляд, явилось также проведение на демонстрационной площадке конференции выставки современного отечественного контрольно-измерительного лабораторного оборудования, информационных систем и программного обеспечения.

Участие в конференции более 250 делегатов и объем материалов докладов в 520 страниц, безусловно, показывает большую заинтересованность российских ученых в подобных мероприятиях и говорит о необходимости их проведения в дальнейшем. В мире, конкретно в США, Евросоюзе, Китае, Японии и других развитых странах, проводится много научных конференций высокого уровня по гидрометеорологии, окружающей среде, проблемам изменения климата и адаптации к ним. К сожалению,

в России дела в этом плане обстоят гораздо скромнее – количество крупных, высокого уровня конференций по рассматриваемой проблематике можно пересчитать по пальцам.

Исходя из этого, а также учитывая, что Санкт-Петербург является крупным научным центром России, было бы, несомненно, целесообразным сделать конференцию «Гидрометеорология и экология: научные и образовательные достижения и перспективы развития» регулярной, ежегодной».

Все материалы о конференции «Гидрометеорология и экология: научные и образовательные достижения и перспективы развития» доступны на сайте <http://mgo-spb.ru>.

II Всероссийскую конференцию «Гидрометеорология и экология» планируется провести 18–19 декабря 2018 года в Санкт-Петербурге в КЦ «Петроконгресс».

*А. В. Зимин,
Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН
(Санкт-Петербургский филиал)*

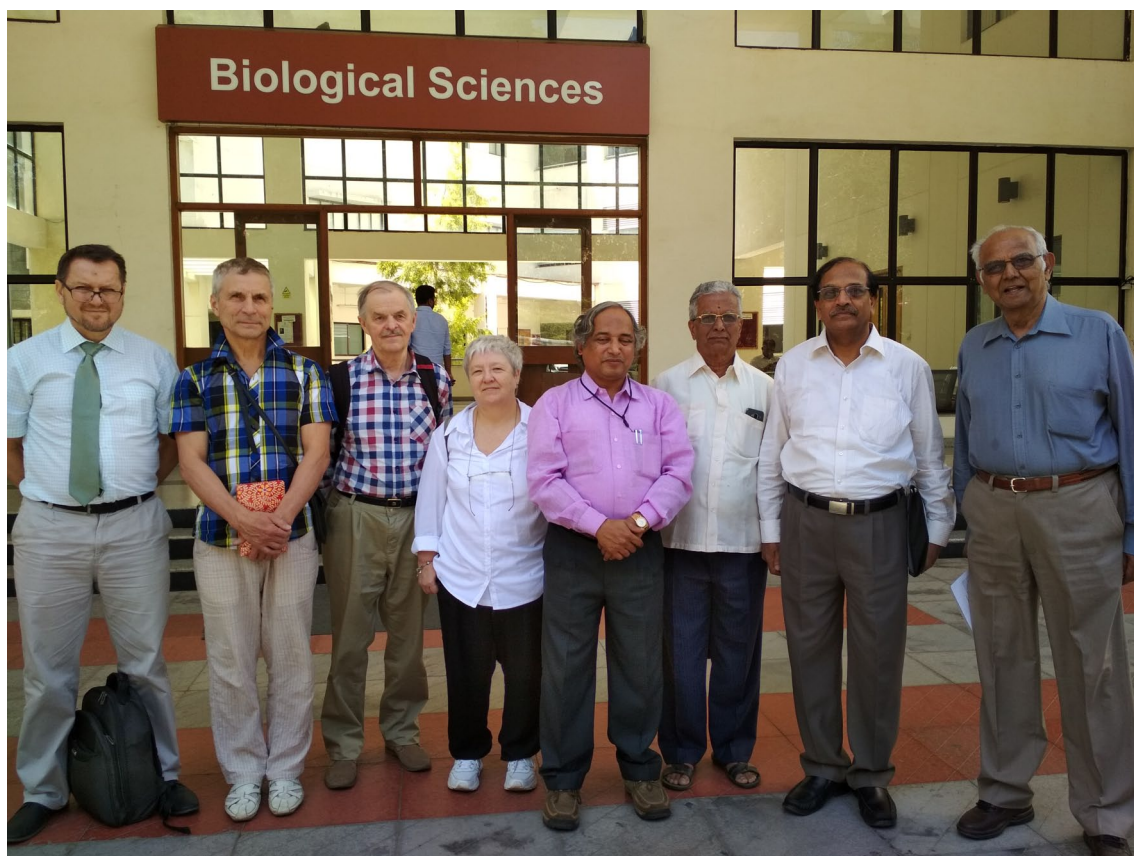
РАЗВИТИЕ РОССИЙСКО-ИНДИЙСКОГО СОТРУДНИЧЕСТВА В ОБЛАСТИ ИССЛЕДОВАНИЯ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ

По приглашению профессора Р. Мюрти, президента Фонда окружающей среды Карнатаки (KERF, г. Бангалор, Индия), доктора А. Б. Анита, исполняющего обязанности директора Центра развития и управления водными ресурсами (г. Кожикод, Индия), и по поручению академика-секретаря ОНЗ РАН академика А. О. Глико 22–28 февраля 2018 года состоялся визит в Индию делегации российских ученых из трех институтов РАН: ИВП РАН (врио директора д. ф.-м. н. А. Гельфан), ИВПС КарНЦ РАН (чл.-корр. РАН Н. Филатов, ученый секретарь к. б. н. Т. Регеранд) и ИНОЗ РАН (директор д. г. н. Ш. Поздняков). Цель визита – переговоры о сотрудничестве научных учреждений

России и Индии в области исследования водных ресурсов и подписание Меморандума о взаимопонимании по вопросам сотрудничества, развития научных исследований и образовательной деятельности в области интегрированного управления водными ресурсами.

22–23 февраля были проведены совещания со специалистом Центра экологических наук Индийского института науки (Indian Institute of Science/Centre for Ecological Sciences, г. Бангалор) д-ром Т. В. Рамачандра и президентом KERF проф. Р. Мюрти. По инициативе д-ра Т. В. Рамачандра члены российской делегации посетили Колледж науки и техники Образовательного фонда Альва (г. Мангалор,





Карнатака), где прочитали лекции о научных исследованиях и образовательной деятельности в области охраны окружающей среды, проблемах водных ресурсов в Индии и России. На лекциях присутствовало около 400 человек с индийской стороны, в том числе студенты, аспиранты, преподаватели колледжа. Стороны выразили взаимное желание обмениваться опытом подготовки специалистов в области гидрологии, наук об окружающей среде.

26–28 февраля в Центре по развитию и управлению водными ресурсами (CWRDM) прошла конференция по вопросам интегрированного управления водными ресурсами. Члены российской делегации выступили с развернутыми докладами о научных исследованиях, проводимых в институтах РАН, представили основные результаты, полученные специалистами их институтов за последние годы. С докладами об опыте исследований водных ресурсов, охраны вод, управления водными ресурсами и планирования их использования в Индии выступили ученые CWRDM и приглашенные специалисты из других организаций.

27 февраля в CWRDM состоялось торжественное подписание Меморандума о взаимопонимании (MOB) по вопросам сотрудничества, развития научных исследований

и образовательной деятельности в области интегрированного управления водными ресурсами. Меморандум подписали: от имени Российской академии наук – представители Института водных проблем РАН (Москва), Института водных проблем Севера Федерального исследовательского центра «Карельский научный центр РАН» (Петрозаводск) и Института озераведения РАН (Санкт-Петербург), от имени Центра по развитию и управлению водными ресурсами – исполнительный директор центра д-р А. Б. Анита и д-р П. С. Харикумар, от имени Фонда исследований окружающей среды Карнатаки (KERF) – президент фонда проф. Р. Мюрти.

Обсуждались вопросы о возможном сотрудничестве между организациями РАН и индийским Центром по развитию и управлению водными ресурсами, проведении совместных научных исследований, об обмене опытом исследований и разработок в области систем управления водными ресурсами, методов охраны вод суши, развития систем водоочистки и водоотведения, обеспечения качества воды для питьевого водоснабжения населения.

При подписании MOB, а также при участии в семинарах и переговорах делегаты институтов РАН руководствовались согласованными ранее с ОНЗ РАН, КарНЦ РАН, ИВП и ИНОЗ РАН

предложениями, а также такими документами, как «Комплексная программа сотрудничества в области науки, техники и инноваций между правительствами РФ и Индии», «Соглашение о научном сотрудничестве и обмене учеными между РАН и Индийской академией наук».

Надо отметить высокую степень заинтересованности организаций Индии в сотрудничестве с организациями РАН, в совместных научных исследованиях и подготовке специалистов по изучению водных ресурсов.

Для реализации указанных в меморандуме направлений совместной деятельности считаем целесообразным пригласить с ответным визитом делегацию представителей индийской стороны (в составе 3–5 человек) в августе 2018 г. в ОНЗ РАН и институты РАН, подписавшие МОВ. В ходе этого визита предполагается конкретизировать проекты сотрудничества, детали обмена научными сотрудниками, молодыми учеными.

Для обеспечения совместной работы в рамках подписанного МОВ требуется решить вопросы финансирования указанного визита, а также последующих научных обменов как по линии Минобрнауки, РАН и ФАНО, так и из грантов научных фондов (РНФ, РФФИ). Представляется целесообразным рассмотреть возможности привлечения к решению

вопросов финансирования структур БРИКС, профильных министерств и ведомств (Минприроды, Росводресурсы).

Информация о результатах визита российской делегации в Индию будет представлена на Бюро ОНЗ РАН для обсуждения вопросов реализации научного сотрудничества с индийскими организациями в области исследования водных ресурсов и охраны окружающей среды, возможных путей решения организационных задач.

Выражаем свою благодарность профессору Р. С. Мюрти (президенту Фонда окружающей среды Карнатаки), исполняющему обязанности директора Центра развития и управления водными ресурсами (CWRDM) доктору А. Б. Анита и ведущему сотруднику CWRDM доктору П. С. Харикумару, а также доктору Т. В. Рамачандра (Центр экологических наук, Индийский институт науки) и господину В. М. Альва (Образовательный фонд Альва) за прекрасную организацию нашего визита в Индию.

Н. Н. Филатов, советник РАН, чл. -корр. РАН;

А. Н. Гельфан, д. ф.-м. н., врио директора ИВП РАН;

Ш. Р. Поздняков, д. г. н., директор ИНОЗ РАН;

Т. И. Регеранд, к. б. н., ученый секретарь ИВПС КарНЦ РАН



DEVELOPMENT OF INDO-RUSSIAN COOPERATION IN THE SPHERE OF WATER RESEARCH

At the invitation of Prof. C. R. Murthy, President of the Karnataka Environment Research Foundation (KERF, Bangalore, India) and Dr. A. B. Anitha, Executive Director of the Centre for Water Resources Development and Management (Kozhikode, India) and at the assignment of Academician-Secretary of the Department of Earth Sciences RAS A. O. Gliko a delegation of Russian scientists from 3 RAS institutes: Water Problems Institute RAS (Acting Director A. N. Gelfan, DSc), Northern Water Problems Institute KarRC RAS (RAS Corr. Academician N. N. Filatov, Secretary for Science T. I. Regerand, PhD) and Institute of Limnology RAS (Director Sh. R. Pozdnyakov, DSc) visited India on February 22–28, 2018. The aim of the visit was to negotiate on cooperation between scientific institutions of the Russian Academy of Sciences and India in the sphere of water research and to sign the Memorandum of Understanding on cooperation, development of scientific research and education in the sphere of integrated water management.

On February 22–23 meetings were organized with specialists from the Indian Institute of Science/Centre for Ecological Sciences (Bangalore) Dr. T. V. Ramachandra and KERF President Prof. C. R. Murthy. Following Dr. T. V. Ramachandra's suggestion, the Russian delegation visited the Institute of Engineering and Technology of the Alva's Education Foundation (Mangalore, Karnataka) and gave lectures on environmental research and education, issues related to water resources in India and Russia. The audience of the lectures was around 400 people, including the Institute's undergraduate and graduate students, and faculty. The parties expressed mutual willingness to exchange their experience of training specialists in hydrology and environmental science.

On February 26–28 a conference on integrated water management took place at the Centre for Water Resources Development and Management (CWRDM). Members of the Russian delegation gave keynote lectures on the scientific research implemented by RAS institutes and told about the key results obtained lately by specialists from their institutes. Presentations about the experience of studying water resources, water protection, water management and its planning in India were made by scientists from CWRDM and invited specialists from other organizations.

On February 27 the ceremony of signing the Memorandum of Understanding (MoU) on cooperation, development of scientific research and education in the sphere of integrated water

management took place at CWRDM. The MoU was signed by representatives of the Water Problems Institute RAS (NPI RAS, Moscow), Northern Water Problems Institute of the Karelian Research Centre RAS (NWPI KarRC RAS, Petrozavodsk) and Institute of Limnology RAS (IL RAS, St. Petersburg) on behalf of the Russian Academy of Sciences, by CWRDM Executive Director Dr. A. B. Anitha and Dr. P. S. Harikumar on behalf the Centre for Water Resources Development and Management (CWRDM), and by KERF President Prof. C. R. Murthy on behalf of the Karnataka Environment Research Foundation (KERF).

The possibilities of cooperation between RAS organizations and the Indian Centre for Water Resources Development and Management, implementing joint research, exchanging the experience of research and developments in the sphere of water management systems, inland water protection methods, development of water treatment and sewage systems, securing potable water quality were discussed.

In signing the MoU and participating in the workshops and meetings we – the delegation of RAS institutes – were governed by the proposals pre-approved by the Department of Earth Sciences RAS, KarRC RAS, WPI RAS and IL RAS, as well as by documents such as “Integrated Programme of Cooperation in Science, Technology and Innovation between the governments of the Russian Federation and India”, “Agreement on scientific cooperation and exchange of scientists between RAS and Indian National Science Academy”.

Organizations in India have demonstrated much interest in cooperating with RAS organizations, in doing joint research and training specialists in water resource studies.

To facilitate the implementation of the joint activities outlined in the Memorandum we believe it advisable to invite an Indian delegation (3–5 persons) to pay a return visit to the Department of Earth Sciences RAS and MoU signee institutes of RAS in August 2018. This visit can be devoted to specifying cooperation projects and details of researcher and young scientist exchanges.

To arrange for cooperation under the MoU, funding solutions need to be found for the said visit and the following scientific exchanges, using both the resources of the Russian Ministry of Education and Science, RAS and FASO, and grants from scientific foundations (Russian Science Foundation, Russian Foundation for Basic Research). It would be expedient to consider the possibilities of getting funding from BRICS structures, relevant ministries

and agencies (Ministry of Natural Resources and Environment, Federal Agency for Water Resources).

It is advisable to report the results of the visit of the Russian delegation to India at the board meeting of the Department of Earth Sciences RAS and discuss the implementation of the scientific cooperation with Indian organizations in the sphere of research in water resources and environmental protection, and the related possible technical arrangements.

We extend our thanks to Prof. emeritus C. R. Murthy (President, KERF), Drs. A. B. Anitha (Executive Director) and P. S. Harikumar (Leading Researcher) from the Centre for

Water Resources Development and Management, as well as to Dr. T. V. Ramachandra (Indian Institute of Science/Centre for Ecological Sciences) and Mr. V. M. Alva (Alva's Education Foundation) for the excellent organization of our visit to India.

N. N. Filatov, RAS Advisor, RAS Corr.

Academician;

A. N. Gelfan, DSc, Acting Director, Water Problems Institute RAS;

Sh. R. Pozdnyakov, DSc, Director, Institute of Limnology RAS;

T. I. Regerand, PhD, Secretary for Science, Northern Water Problems Institute, KarRC RAS

ПРАВИЛА ДЛЯ АВТОРОВ

(требования к работам, представляемым к публикации
в «Трудах Карельского научного центра Российской академии наук»)

«Труды Карельского научного центра Российской академии наук» (далее – Труды КарНЦ РАН) публикуют результаты завершённых оригинальных исследований в различных областях современной науки: теоретические и обзорные статьи, сообщения, материалы о научных мероприятиях (симпозиумах, конференциях и др.), персоналии (юбилеи и даты, потери науки), статьи по истории науки. Представляемые работы должны содержать новые, ранее не публиковавшиеся данные.

Статьи проходят обязательное рецензирование. Решение о публикации принимается редакционной коллегией серии или тематического выпуска Трудов КарНЦ РАН после рецензирования, с учётом научной значимости и актуальности представленных материалов. Редколлегия серий и отдельных выпусков Трудов КарНЦ РАН оставляет за собой право возвращать без регистрации рукописи, не отвечающие настоящим правилам.

При получении редакцией рукопись регистрируется (в случае выполнения авторами основных правил ее оформления) и направляется на отзыв рецензентам. Отзыв состоит из ответов на типовые вопросы анкеты и может содержать дополнительные расширенные комментарии. Кроме того, рецензент может вносить замечания и правки в текст рукописи. Авторам высылаются электронная версия анкеты и комментарии рецензентов. Доработанный экземпляр автор должен вернуть в редакцию вместе с первоначальным экземпляром и ответом на все вопросы рецензента не позднее чем через месяц после получения рецензии. Перед опубликованием авторам высылаются распечатанная версия статьи, которая вычитывается, подписывается авторами и возвращается в редакцию.

Журнал имеет полноценную электронную версию на базе Open Journal System (OJS), позволяющую перевести предоставление и редактирование рукописи, общение автора с редколлегиями серий и рецензентами в электронный формат и обеспечивающую прозрачность процесса рецензирования при сохранении анонимности рецензентов (<http://journals.krc.karelia.ru/>).

Редакционный совет журнала «Труды Карельского научного центра РАН» (Труды КарНЦ РАН) определил для себя в качестве одного из приоритетов полную открытость издания. Это означает, что пользователям на условиях свободного доступа разрешается: читать, скачивать, копировать, распространять, печатать, искать или находить полные тексты статей журнала по ссылке без предварительного разрешения от издателя и автора. Учредители журнала берут на себя все расходы по редакционно-издательской подготовке статей и их опубликованию.

Содержание номеров Трудов КарНЦ РАН, аннотации и полнотекстовые электронные варианты статей, а также другая полезная информация, включая настоящие Правила, доступны на сайтах – <http://transactions.krc.karelia.ru>; <http://journals.krc.karelia.ru>

Почтовый адрес редакции: 185000, г. Петрозаводск, ул. Пушкинская, 11, КарНЦ РАН, редакция Трудов КарНЦ РАН. Телефон: (8142) 762018.

ПРАВИЛА ОФОРМЛЕНИЯ РУКОПИСИ

Статьи публикуются на русском или английском языке. Рукописи должны быть тщательно выверены и отредактированы авторами.

Объем рукописи (включая таблицы, список литературы, подписи к рисункам, рисунки) не должен превышать: для обзорных статей – 30 страниц, для оригинальных – 25, для сообщений – 15, для хроники и рецензий – 5–6. Объем рисунков не должен превышать 1/4 объема статьи. Рукописи большего объема (в исключительных случаях) принимаются при достаточном обосновании по согласованию с ответственным редактором.

При оформлении рукописи применяется полуторный межстрочный интервал, шрифт Times New Roman, кегль 12, выравнивание по обоим краям. Размер полей страницы – 2,5 см со всех сторон. Все страницы, включая список литературы и подписи к рисункам, должны иметь сплошную нумерацию в нижнем правом углу. Страницы с рисунками не нумеруются.

Рукописи подаются в электронном виде в формате MS Word на сайте <http://journals.krc.karelia.ru> либо на e-mail: trudy@krc.karelia.ru, или же представляются в редакцию лично (г. Петрозаводск, ул. Пушкинская, 11, каб. 502). К рукописи желательно прилагать два бумажных экземпляра, напечатанных на одной стороне листа формата А4 в одну колонку.

ОБЩИЙ ПОРЯДОК РАСПОЛОЖЕНИЯ ЧАСТЕЙ СТАТЬИ

Элементы статьи должны располагаться в следующем порядке: *УДК* курсивом на первой странице, в левом верхнем углу; заглавие статьи на русском языке заглавными буквами полужирным шрифтом; инициалы, фамилии всех авторов на русском языке полужирным шрифтом; полное название организации – места работы каждого автора в именительном падеже на русском языке курсивом (если авторов несколько и работают они в разных учреждениях, следует отметить арабскими цифрами соответствие фамилий авторов учреждениям, в которых они работают; если все авторы статьи работают в одном учреждении, можно не указывать место работы каждого автора отдельно); аннотация на русском языке; ключевые слова на русском языке; инициалы, фамилии всех авторов на английском языке полужирным шрифтом; название статьи на английском языке заглавными буквами полужирным шрифтом; аннотация на английском языке; ключевые слова на английском языке; текст статьи (статьи экспериментального характера, как правило, должны иметь разделы: **Введение. Материалы и методы. Результаты и обсуждение. Выводы либо Заключение**); благодарности и указание источников финансирования выполненных исследований; списки литературы: с библиографическими описаниями на языке и алфавите оригинала (**Литература**) и транслитерированный в латиницу с переводом русскоязычных источников на английский язык (**References**); таблицы на русском и английском языках (на отдельных листах); рисунки (на отдельных листах); подписи к рисункам на русском и английском языках (на отдельном листе).

На отдельном листе дополнительные сведения об авторах: фамилии, имена, отчества всех авторов полностью на русском и английском языке; полный почтовый адрес каждой организации (страна, город) на русском и английском языке; должности, научные звания, ученые степени авторов; адрес электронной почты для каждого автора; телефон для контактов с авторами статьи (можно один на всех авторов).

ЗАГЛАВИЕ СТАТЬИ должно точно отражать содержание статьи* и состоять из 8–10 значимых слов.

АННОТАЦИЯ** должна быть лишена вводных фраз, создавать возможно полное представление о содержании статьи и иметь объем не менее 200 слов. Рукопись с недостаточно раскрывающей содержание аннотацией может быть отклонена.

Отдельной строкой приводится перечень КЛЮЧЕВЫХ СЛОВ (не менее 5). Ключевые слова или словосочетания отделяются друг от друга точкой с запятой, в конце фразы ставится точка. Слова, фигурирующие в заголовке статьи, ключевыми являться не могут.

Раздел «Материалы и методы» должен содержать сведения об объекте исследования с обязательным указанием латинских названий и сводок, по которым они приводятся, авторов классификаций и пр. Транскрипция географических названий должна соответствовать атласу последнего года издания. Единицы физических величин приводятся по Международной системе СИ. Желательна статистическая обработка всех количественных данных. Необходимо возможно точнее обозначать местонахождения (в идеале – с точным указанием географических координат).

Изложение результатов должно заключаться не в пересказе содержания таблиц и графиков, а в выявлении следующих из них закономерностей. Автор должен сравнить полученную им информацию с имеющейся в литературе и показать, в чем заключается ее новизна. Следует ссылаться на табличный и иллюстративный материал так: на рисунки, фотографии и таблицы в тексте (рис. 1, рис. 2, табл. 1, табл. 2 и т. д.), фотографии, помещаемые на вклейках (рис. I, рис. II). Обсуждение завершается формулировкой в разделе «Заключение» основного вывода, которая должна содержать конкретный ответ на вопрос, поставленный во «Введении». Ссылки на литературу в тексте даются фамилиями, например: Карху, 1990 (один автор); Раменская, Андреева, 1982 (два автора); Крутов и др., 2008 (три автора или более) либо начальным словом описания источника, приведенного в списке литературы, и заключаются в квадратные скобки. При перечислении нескольких источников работы располагаются в хронологическом порядке, например: [Иванов, Топоров, 1965; Успенский, 1982; Erwin et al., 1989; Атлас..., 1994; Longman, 2001].

ТАБЛИЦЫ нумеруются в порядке упоминания их в тексте, каждая таблица имеет свой заголовок. Заголовки таблиц, заголовки и содержание столбцов, строк, а также примечания приводятся на русском и английском языках. На полях бумажного экземпляра рукописи (слева) карандашом указываются места расположения таблиц при первом упоминании их в тексте. Диаграммы и графики не должны дублировать таблицы. Материал таблиц должен быть понятен без дополнительного обращения к тексту. Все сокращения, использованные в таблице, поясняются в Примечании, расположенном под ней. При повторении цифр в столбцах нужно их повторять, при повторении слов – в столбцах ставить кавычки. Таблицы могут быть книжной или альбомной ориентации (при соблюдении вышеуказанных параметров страницы).

РИСУНКИ представляются отдельными файлами с расширением TIFF (*.TIF) или JPG. При первичной подаче материала в редакцию рисунки вставляются в общий текстовый файл. При сдаче материала, принятого в печать, все рисунки из текста статьи должны быть убраны и представлены в виде отдельных файлов в вышеуказанном формате. Графические материалы должны быть снабжены распечатками с указа-

* Названия видов приводятся на латинском языке КУРСИВОМ, в скобках указываются высшие таксоны (семейства), к которым относятся объекты исследования.

** Обращаем внимание авторов, что в связи с подготовкой журнала к включению в международные базы данных библиографических описаний и научного цитирования расширенная аннотация на английском языке, двуязычные таблицы и подписи к рисункам, а также транслитерированный в латиницу список использованной литературы приобретают особое значение.

нием желательного размера рисунка, пожеланий и требований к конкретным иллюстрациям. На каждый рисунок должна быть как минимум одна ссылка в тексте. Иллюстрации объектов, исследованных с помощью фотосъемки, микроскопа (оптического, электронного трансмиссионного и сканирующего), должны сопровождаться масштабными линейками, причем в подрисуночных подписях надо указать длину линейки. Приводить данные о кратности увеличения необязательно, поскольку при публикации рисунков размеры изменятся. Крупномасштабные карты желательно приводить с координатной сеткой, обозначениями населенных пунктов и/или названиями физико-географических объектов и разной фактурой для воды и суши. В углу карты желательна врезка с мелкомасштабной картой, где был бы указан участок, увеличенный в крупном масштабе в виде основной карты.

ПОДПИСИ К РИСУНКАМ приводятся на русском и английском языках, должны содержать достаточно полную информацию, для того чтобы приводимые данные могли быть понятны без обращения к тексту (если эта информация уже не дана в другой иллюстрации). Аббревиации расшифровываются в подрисуночных подписях, детали на рисунках следует обозначать цифрами или буквами, значение которых также приводится в подписях.

ЛАТИНСКИЕ НАЗВАНИЯ. В расширенных латинских названиях таксонов не ставится запятая между фамилией авторов и годом, чтобы была понятна разница между полным названием таксона и ссылкой на публикацию в списке литературы. Названия таксонов рода и вида печатаются курсивом. Вписывать латинские названия в текст от руки недопустимо. Для флористических, фаунистических и таксономических работ при первом упоминании в тексте и таблицах приводится русское название вида (если такое название имеется) и полностью – латинское, с автором и желательно с годом, например: водяной ослик (*Asellus aquaticus* (L. 1758)). В дальнейшем можно употреблять только русское название или сокращенное латинское без фамилии автора и года опубликования, например, для брюхоногого моллюска *Margarites groenlandicus* (Gmelin 1790) – *M. groenlandicus* или для подвида *M. g. umbilicalis*.

СОКРАЩЕНИЯ. Разрешаются лишь общепринятые сокращения – названия мер, физических, химических и математических величин и терминов и т. п. Все сокращения должны быть расшифрованы, за исключением небольшого числа общеупотребительных.

БЛАГОДАРНОСТИ. В этой рубрике выражается признательность частным лицам, сотрудникам учреждений и фондам, оказавшим содействие в проведении исследований и подготовке статьи, а также указываются источники финансирования работы.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ. Пристатейные ссылки и/или списки пристатейной литературы следует оформлять по ГОСТ Р 7.0.5-2008. Библиографическая ссылка. Общие требования и правила составления (http://www.bookchamber.ru/GOST_P_7.0.5.-2008). Список работ представляется в алфавитном порядке. Все ссылки даются на языке оригинала (названия на японском, китайском и других языках, использующих нелатинский шрифт, пишутся в русской транскрипции). Сначала приводится список работ на русском языке и на языках с близким алфавитом (украинский, болгарский и др.), а затем – работы на языках с латинским алфавитом. В списке литературы между инициалами ставится пробел.

ТРАНСЛИТЕРИРОВАННЫЙ СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ (REFERENCES). Приводится отдельным списком, повторяя все позиции основного списка литературы. Описания русскоязычных работ указываются в латинской транслитерации, рядом в квадратных скобках помещается их перевод на английский язык. Выходные данные приводятся на английском языке (допускается транслитерация названия издательства). При наличии переводной версии источника можно указать его библиографическое описание вместо транслитерированного. Библиографические описания прочих работ приводятся на языке оригинала. Для составления списка рекомендуется использование бесплатной программы транслитерации на сайте <http://translit.ru/>, вариант BSI.

Внимание! С 2015 года каждой статье, публикуемой в «Трудах Карельского научного центра РАН», редакцией присваивается уникальный идентификационный номер цифрового объекта (DOI) и статья включается в базу данных Crossref. **Обязательным условием является указание в списках литературы DOI для тех работ, у которых он есть.**

ОБРАЗЕЦ ОФОРМЛЕНИЯ 1-Й СТРАНИЦЫ

УДК 631.53.027.32:635.63

ВЛИЯНИЕ РАЗЛИЧНЫХ РЕЖИМОВ ПРЕДПОСЕВНОГО ЗАКАЛИВАНИЯ СЕМЯН НА ХОЛОДОУСТОЙЧИВОСТЬ РАСТЕНИЙ ОГУРЦА

Е. Г. Шерудило¹, М. И. Сысоева¹, Г. Н. Алексейчук², Е. Ф. Марковская¹

¹ Институт биологии Карельского научного центра РАН

² Институт экспериментальной ботаники НАН Республики Беларусь им. В. Ф. Купревича

Аннотация на русском языке

Ключевые слова: *Cucumis sativus* L.; кратковременное снижение температуры; устойчивость.

E. G. Sherudilo, M. I. Sysoeva, G. N. Alekseichuk, E. F. Markovskaya. EFFECTS OF DIFFERENT REGIMES OF SEED HARDENING ON COLD RESISTANCE IN CUCUMBER PLANTS

Аннотация на английском языке

Keywords: *Cucumis sativus* L.; temperature drop; resistance.

ОБРАЗЕЦ ОФОРМЛЕНИЯ ТАБЛИЦЫ

Таблица 2. Ультраструктура клеток мезофилла листа в последствии 10-минутного охлаждения (2 °C) проростков или корней пшеницы

Table 2. Ultrastructure of leaf mesophyll cells after the exposure of wheat seedlings or roots to 10 min of chilling at 2 °C

Показатель Index	Контроль Control	Охлаждение проростков Seedling chilling	Охлаждение корней Root chilling
Площадь среза хлоропласта, мкм ² Chloroplast cross-sectional area, μm ²	10,0 ± 0,7	13,5 ± 1,1	12,7 ± 0,5
Площадь среза митохондрии, мкм ² Mitochondria cross-sectional area, μm ²	0,4 ± 0,03	0,5 ± 0,03	0,6 ± 0,04
Площадь среза пероксисомы, мкм ² Peroxisome cross-sectional area, μm ²	0,5 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,7 ± 0,1
Число хлоропластов на срезе клетки, шт. Number of chloroplasts in cell cross-section	9 ± 1	8 ± 1	10 ± 1
Число митохондрий на срезе клетки, шт. Number of mitochondria in cell cross-section	8 ± 1	8 ± 1	10 ± 1
Число пероксисом на срезе клетки, шт. Number of peroxisomes in cell cross-section	2 ± 0,3	2 ± 0,3	3 ± 0,4

Примечание. Здесь и в табл. 3: все параметры ультраструктуры измеряли через 24 ч после охлаждения.

Note. Here and in Tab. 3 all ultrastructure parameters were measured 24 h after chilling.

ОБРАЗЕЦ ОФОРМЛЕНИЯ ПОДПИСИ К РИСУНКУ

Рис. 1. Северный точильщик (*Hadrobregmus confuses* Kraaz.)

Fig. 1. Woodboring beetle *Hadrobregmus confuses* Kraaz.

Рис. 5. Результаты изучения кристаллитов и демпферных зон в образце кварца из Дульдурги:

(а) – электронная микрофотография кварца; (б) – картина микродифракции, полученная для участка 1 в области кристаллитов; (в) – картина микродифракции, отвечающая участку 2 в области демпферных зон

Fig. 5. Results of the study of crystallites and damping zones in a quartz sample from Duldurga:

(a) – electron microphotograph of the quartz sample; (б) – microdiffraction image of site 1 in the crystallite area; (в) – microdiffraction image corresponding to site 2 in the damping area

ОБРАЗЕЦ ОФОРМЛЕНИЯ СПИСКА ЛИТЕРАТУРЫ

Ссылки на книги

Вольф Г. Н. Дисперсия оптического вращения и круговой дихроизм в органической химии / Ред. Г. Снатцке. М.: Мир, 1970. С. 348–350.

Патрушев Л. И. Экспрессия генов. М.: Наука, 2000. 830 с.

Knorre D. G., Laric O. L. Theory and practice in affinity techniques / Eds P. V. Sundaram, F. L. Eckstein. N. Y., San Francisco: Acad. Press, 1978. P. 169–188.

В транслитерированном списке литературы:

Vol'f G. N. Dispersiya opticheskogo vrashheniya i krugovoj dikhroizm v organicheskoy khimii [Optical rotatory dispersion and circular dichroism in Organic Chemistry]. Ed. G. Snattske. Moscow: Mir, 1970. P. 348–350.

Patrushev L. I. Ekspressiya genov [Gene expression]. Moscow: Nauka, 2000. 830 p.

Knorre D. G., Laric O. L. Theory and practice in affinity techniques. Eds P. V. Sundaram, F. L. Eckstein. N. Y., San Francisco: Acad. Press, 1978. P. 169–188.

Ссылки на статьи

Викторов Г. А. Межвидовая конкуренция и сосуществование экологических гомологов у паразитических перепончатокрылых // Журн. общ. биол. 1970. Т. 31, № 2. С. 247–255.

Grove D. J., Loisesides L., Nott J. Satiation amount, frequency of feeding and emptying rate in *Salmo gairdneri* // J. Fish. Biol. 1978. Vol. 12, no. 4. P. 507–516.

Noctor G., Queval G., Mhamdi A., Chaouch A., Foyer C. H. Glutathione // Arabidopsis Book. American Society of plant Biologists, Rockville, MD. 2011. doi:10.1199/tab.0142

В транслитерированном списке литературы:

Viktorov G. A. Mezhhvidovaya konkurentsiya i sosushhestvovanie ehkologicheskikh gomologov u paraziticheskikh pereponchatokrylykh [Interspecific competition and coexistence ecological homologues in parasitic Hymenoptera]. Zhurn. obshh. biol. [Biol. Bull. Reviews]. 1970. Vol. 31, no. 2. P. 247–255.

Grove D. J., Loisesides L., Nott J. Satiation amount, frequency of feeding and emptying rate in *Salmo gairdneri*. J. Fish. Biol. 1978. Vol. 12, no. 4. P. 507–516.

Noctor G., Queval G., Mhamdi A., Chaouch A., Foyer C. H. Glutathione. Arabidopsis Book. American Society of plant Biologists, Rockville, MD. 2011. doi:10.1199/tab.0142

Ссылки на материалы конференций

Марьинских Д. М. Разработка ландшафтного плана как необходимое условие устойчивого развития города (на примере Тюмени) // Экология ландшафта и планирование землепользования: тезисы докл. Всерос. конф. (Иркутск, 11–12 сент. 2000 г.). Новосибирск, 2000. С. 125–128.

В транслитерированном списке литературы:

Mar'inskikh D. M. Razrabotka landshaftnogo plana kak neobkhodimoe uslovie ustoichivogo razvitiya goroda (na primere Tyumeni) [Landscape planning as a necessary condition for sustainable development of a city (example of Tyumen)]. Ekologiya landshafta i planirovanie zemlepol'zovaniya: Tezisy dokl. Vseros. konf. (Irkutsk, 11–12 sent. 2000 g.) [Landscape ecology and land-use planning: abstracts of all-Russian conference (Irkutsk, Sept. 11–12, 2000)]. Novosibirsk, 2000. P. 125–128.

Ссылки на диссертации или авторефераты диссертаций

Шефтель Б. И. Экологические аспекты пространственно-временных межвидовых взаимоотношений землероек Средней Сибири: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. М., 1985. 23 с.

Лозовик П. А. Гидрогеохимические критерии состояния поверхностных вод гумидной зоны и их устойчивости к антропогенному воздействию: Дис. ... докт. хим. наук. Петрозаводск, 2006. 481 с.

В транслитерированном списке литературы:

Sheftel' B. I. Ekologicheskie aspekty prostranstvenno-vremennykh mezhvidovykh vzaimootnoshenii zemlerоек Srednei Sibiri [Ecological aspects of spatio-temporal interspecies relations of shrews of Middle Siberia]: Summary of PhD (Cand. of Biol.) thesis. Moscow, 1985. 23 p.

Lozovik P. A. Gidrogeokhimicheskie kriterii sostoyaniya poverkhnostnykh vod gumidnoi zony i ikh ustoichivosti k antropogennomu vozdeistviyu [Hydrogeochemical criteria of the state of surface water in humid zone and their tolerance to anthropogenic impact]: DSc (Dr. of Chem.) thesis. Petrozavodsk, 2006. 481 p.

Ссылки на патенты

Патент РФ № 2000130511/28.04.12.2000.

Еськов Д. Н., Серегин А. Г. Оптико-электронный аппарат // Патент России № 2122745. 1998. Бюл. № 33.

В транслитерированном списке литературы:

Patent RF № 2000130511/28. 04.12.2000 [Russian patent No. 2000130511/28. December 4, 2000].

Es'kov D. N., Seregin A. G. Optiko-elektronnyi apparat [Optoelectronic apparatus]. Patent Rossii № 2122745 [Russian patent No. 2122745]. 1998. Bulletin No. 33.

Ссылки на архивные материалы

Гребенщиков Я. П. К небольшому курсу по библиографии: материалы и заметки, 26 февр. – 10 марта 1924 г. // ОР РНБ. Ф. 41. Ед. хр. 45. Л. 1–10.

В транслитерированном списке литературы:

Grebenshchikov Ya. P. K nebol'shому kursu po bibliografii: materialy i zametki, 26 fevr. – 10 marta 1924 g. [Brief course on bibliography: the materials and notes, Febr. 26 – March 10, 1924]. OR RNB. F. 41. St. un. 45. L. 1–10.

Ссылки на интернет-ресурсы

Паринов С. И., Ляпунов В. М., Пузырев Р. Л. Система Соционет как платформа для разработки научных информационных ресурсов и онлайн-сервисов // Электрон. б-ки. 2003. Т. 6, вып. 1. URL: <http://www.elbib.ru/index.phtml?page=elbib/rus/journal/2003/part1/PLP/> (дата обращения: 25.12.2015).

Демография. Официальная статистика / Федеральная служба государственной статистики [Электронный ресурс]. URL: <http://www.gks.ru/> (дата обращения: 25.12.2015).

В транслитерированном списке литературы:

Parinov S. I., Lyapunov V. M., Puzyrev R. L. Sistema Sotsionet kak platforma dlya razrabotki nauchnykh informatsionnykh resursov i onlainovykh servisov [Socionet as a platform for development of scientific information resources and online services]. *Elektron. b-ki [Digital library]*. 2003. Vol. 6, iss. 1. URL: <http://www.elbib.ru/index.phtml?page=elbib/rus/journal/2003/part1/PLP/> (accessed: 25.11.2006).

Demografija. Oficial'naja statistika [Demography. Official statistics]. *Federal'naja sluzhba gosudarstvennoj statistiki [Federal state statistics service]*. URL: <http://www.gks.ru/> (accessed: 25.12.2015).

Ссылки на электронные ресурсы на CD-ROM

Государственная Дума, 1999–2003 [Электронный ресурс]: электронная энциклопедия / Аппарат Гос. Думы Федер. Собрания Рос. Федерации. М., 2004. 1 CD-ROM.

В транслитерированном списке литературы:

Gosudarstvennaya Duma, 1999–2003 [State Duma, 1999–2003]. Electronic encyclopedia. The office of the State Duma of the Federal Assembly of the Russian Federation. Moscow, 2004. 1 CD-ROM.

TABLE OF CONTENTS

HYDROCHEMISTRY AND BOTTOM SEDIMENTS

P. A. Lozovik, G. T. Frumin. PRESENT-DAY STATE AND PERMISSIBLE NUTRIENT LOADINGS ON LAKE PEIPUS	3
A. V. Leonov, P. A. Lozovik, O. I. Ikko. USING EXPERIMENTAL DATA ON BIOCHEMICAL OXYGEN DEMAND FOR CORRECT ASSESSMENT OF THE STATUS OF WATER BODIES AND THE QUALITY OF NATURAL WATERS	11
V. A. Dauvalter, N. A. Kashulin. ACCUMULATION AND MIGRATION OF CHEMICAL ELEMENTS IN THE ARCTIC TERRESTRIAL AND AQUATIC ECOSYSTEMS IN THE IMPACT ZONE OF EMISSIONS FROM PECHENGANICKEL COMPANY	31

HYDROBIOLOGY

N. V. Zuyeva, A. V. Kozlova, A. Yu. Kulichenko. USE OF TOXICOLOGICAL CHARACTERISTICS IN THE INTEGRATED ASSESSMENT OF THE WATER BODIES ECOLOGICAL STATUS	43
---	----

RESEARCH METHODS

A. A. Korosov, A. V. Moiseev, R. Shuchman, D. V. Pozdnyakov. MODIS-AQUA AND SENTINEL-2 DATA FUSION: APPLICATION TO OPTICALLY SHALLOW WATERS OF LAKE MICHIGAN.	57
A. A. Korosov, D. V. Pozdnyakov, R. Shuchman, M. Sayers, R. Sawtell, A. V. Moiseev. BIO-OPTICAL RETRIEVAL ALGORITHM FOR THE OPTICALLY SHALLOW WATERS OF LAKE MICHIGAN. II. EFFICIENCY ASSESSMENT	72
E. I. Ignatov, I. V. Zemlyanov, A. Yu. Sanin, E. V. Borshchenko, P. N. Tersky. APPLICATION OF MATHEMATICAL MODELING METHODS FOR STUDYING THE DYNAMICS OF LAKE ONEGO SHORES	84
P. Yu. Litinsky. SPATIAL-TEMPORAL MODEL OF TERRESTRIAL ECOSYSTEMS IN LAKE ONEGO CATCHMENT	94

CHRONICLE

A. V. Zimin. Russian National Conference with international participants "Hydrometeorology and Ecology: Scientific and Educational Achievements and Perspectives" (St. Petersburg, December 19–20, 2017)	107
N. N. Filatov, A. N. Gel'fan, Sh. R. Pozdnyakov, T. I. Regerand. Development of Indo-Russian cooperation in the sphere of water research.	110

INSTRUCTIONS FOR AUTHORS	114
--------------------------------	-----

Научное издание

**Труды Карельского научного центра
Российской академии наук**
№ 3, 2018

Серия ЛИМНОЛОГИЯ

*Печатается по решению Ученого совета
Федерального исследовательского центра
«Карельский научный центр Российской академии наук»*

Выходит 12 раз в год

Свидетельство о регистрации СМИ ПИ № ФС77-72429 от 28.02.2018 г.
выдано Федеральной службой по надзору в сфере связи,
информационных технологий и массовых коммуникаций

Редактор А. И. Мокеева
Компьютерная верстка Г. О. Предтеченский

Подписано в печать 20.03.2018. Дата выхода 31.03.2018. Формат 60x84¹/₈.
Печать офсетная. Уч.-изд. л. 13,9. Усл. печ. л. 14,4.
Тираж 130 экз. Заказ 478. Цена свободная

Учредитель и издатель: Федеральное государственное бюджетное учреждение науки
Федеральный исследовательский центр «Карельский научный центр Российской академии наук»
185910, г. Петрозаводск, ул. Пушкинская, 11

Оригинал-макет: Редакция научного издания «Труды КарНЦ РАН»

Типография: Редакционно-издательский отдел КарНЦ РАН
185003, г. Петрозаводск, пр. А. Невского, 50