

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ КОСМИЧЕСКОЙ  
ИНФОРМАЦИИ О ЗЕМЛЕ

УДК: 551.482.482.213+528.8.04

ИССЛЕДОВАНИЕ “ГИСТЕРЕЗИСНОГО” ХАРАКТЕРА ВОЗВРАЩЕНИЯ  
ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА ИЗ МЕЗОТРОФНОГО СОСТОЯНИЯ

© 2009 г. Д. В. Поздняков\*, А. А. Коросов, Н. А. Петрова, Л. Х. Петтерссон, Х. Грассл

*\* Научный фонд “Международный центр по дистанционному зондированию и  
окружающей среде им. Нансена, Санкт-Петербург  
Институт озероведения РАН, Санкт-Петербург*

*Центр по дистанционному зондированию и окружающей среде им. Нансена, Берген, Норвегия  
Метеорологический институт им. Макса Планка, Гамбург, Германия*

*\*Тел: (812) 3245101; e-mail: dmitry.pozdnyakov@niersc.spb.ru*

Поступила в редакцию 17.03.2008 г.

По данным SeaWiFS за период 1998–2004 гг. исследована сезонная динамика полей концентрации хлорофилла фитопланктона и растворенного органического вещества в Ладожском озере. Показано, что гидрооптические характеристики вод озера претерпели значительные изменения по сравнению с серединой 1980-х годов. Причиной этих изменений стало возвращение озера из антропогенно-обусловленного мезотрофного состояния. Спутниковые и натурные данные свидетельствуют о том, что указанные изменения гидрооптических свойств обусловлены тем, что пребывание озера в мезотрофном состоянии изменило в нем продукционно-деструкционные механизмы и эволюция экосистемы приобрела “гистерезисный” характер.

## ВВЕДЕНИЕ

Обладая огромными запасами пресной воды (порядка 900 км<sup>3</sup> [1]), Ладожское озеро имеет исключительное народно-хозяйственное значение, являясь практически основным источником питьевой воды для такого мегаполиса, как Санкт-Петербург. Его водные ресурсы используются многочисленными промышленными предприятиями. Велико его значение для рыболовства, а также в качестве великолепной рекреационной зоны. Во многих отношениях экосистема Ладожского озера носит уникальный характер как одного из самых северных Великих озер мира: оно расположено между 59°54' и 61°47' с. ш.

Сформированное около двенадцати тысяч лет назад в процессе схода и таяния ледника, Ладожское озеро – изначально олиготрофное, слабо минерализованное, глубокое (средняя глубина Ладожского озера – 51 м, а максимальная – 230 м) и холодноводное. Оно сохраняло свой олиготрофный статус вплоть до 1950-х годов.

Однако в последующее десятилетие Ладожское озеро оказалось подверженным сильнейшему антропогенному эвтрофированию [1]. В результате экологически неориентированного развития сельского хозяйства и промышленного, прежде всего целлюлозно-бумажного и алюминиевого, производства озеро приобрело статус мезотрофного.

Тем не менее, начиная с середины 1980-х годов, антропогенная нагрузка на Ладожское озеро

существенно снизилась. В озере начались сложные процессы его возвращения из мезотрофного состояния [2].

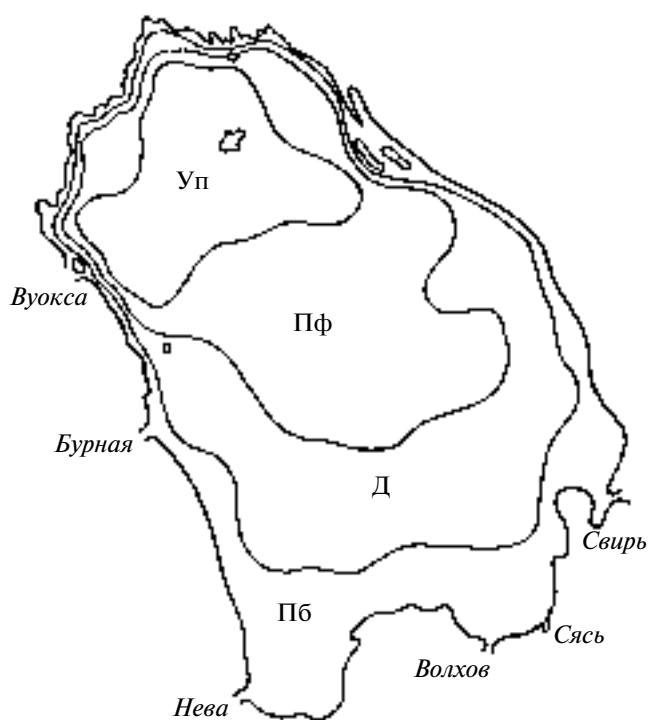
Очевидно, что в виду исключительного и многогранного значения Ладожского озера для Северо-Запада России слежение за динамикой состояния его экосистемы приобретает особую актуальность.

Огромные размеры озера (площадь водной поверхности составляет порядка 18 × 10<sup>3</sup> км<sup>2</sup>) и динамичность происходящих в нем термодинамических и биогеохимических процессов требуют комплексного подхода к его изучению, с привлечением не только судовых, но и более оперативных спутниковых методов.

Именно такой комплексный подход был использован нами в настоящем исследовании.

## ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ЭКОСИСТЕМЫ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА В ПЕРЕХОДНЫЙ ПЕРИОД

Водосборный бассейн Ладожского озера расположен в поясе тайги и субарктического редколесья. Для водоемов этой широтной зоны характерен гумидный тип лимногенеза, при котором органическое вещество аллохтонного происхождения преобладает над автохтонной органикой (первичная продукция) и формирует направленные физико-химического обмена веществ в озерах. При естественной эволюции экосистемы в озерах этой зоны автохтонная первичная продук-



**Рис. 1.** Лимнические зоны Ладожского озера. Зоны: Пб – прибрежная, Д – деклинальная, Пф – профундальная, Уп – ультрапрофундальная.

ция невелика, так как лимитируется световыми и температурными условиями, а также низкими концентрациями фосфора в природных водах. Бактериальная продукция и деструкция органического вещества в еще большей степени ограничены концентрацией фосфора, так как потребность бактерий в этом элементе значительно выше, чем водорослей [3–7].

Основная часть фосфора воды притоков в Ладожское озеро сконцентрирована в гуминовых комплексах и лишь ограниченно доступна для организмов биоты.

До 50-х годов XX в7, по результатам комплексных исследований Института озероведения (тогда Лаборатории озероведения АН СССР) 1956–

1963 гг., Ладожское озеро оставалось олиготрофным водоемом [8]. Антропогенное эвтрофирование Ладоги было связано с резким увеличением поступления фосфора с водами р. Волхова (рис. 1) в результате изменения технологии производства на Волховском алюминиевом заводе в период 1963–1964 гг., а также с возросшими объемами сбросовых вод с деревообрабатывающих и целлюлозно-бумажных предприятий на севере [9].

К началу исследований процесса антропогенного эвтрофирования озера Ладожской экспедицией Института озероведения РАН в 1975 г. поступление общего фосфора в водоем составляло около 7.5 тыс. т, превысив уровень 1950-х годов (2.4 тыс. т/г) примерно втрое. В 1981 г. эта величина в годовом исчислении уже составила 8 тыс. т (табл. 1).

Концентрации фосфора в воде озера выросли также примерно втрое (табл. 2), что вызвало значительные изменения в следующем звене экосистемы – процессе формирования первичной продукции и бактериальной активности в водоеме.

Круг доминировавших прежде в фитопланктоне диатомовых водорослей увеличился за счет развития высокопродуктивных видов синезеленых и желтозеленых, массовых обычно в планктоне богатых биогенами неглубоких эвтрофных озер. Суммарная первичная продукция за вегетационный период уже в 1978 г. составила 88 гС/м<sup>2</sup> (продукционная нагрузка) и 1568 тыс. т углерода с площади озера. Количество автохтонного органического вещества, создаваемого фитопланктоном, стало равно его годовому аллохтонному поступлению с водосборного бассейна. Такое соотношение было первым существенным изменением в экосистемных процессах, типичных для озер этой природной зоны, вызванным увеличением фосфорной нагрузки на водоем.

Уровень развития бактериопланктона в Ладожском озере к 1976–1978 гг. вырос по сравнению с 1950-ми годами в 2–3 раза. Рост численности бактерий наблюдался как в эпилимнионе (т.е. верхнем слое термически стратифицированного озера), так и в гиполимнионе (нижнем, следу-

**Таблица 1.** Динамика поступления общего фосфора (тыс. т/год) в Ладожское озеро и средняя концентрация (мкг/л) общего фосфора в воде по всему озеру. Концентрация неорганического фосфора (мкг/л) приведена на период открытой воды

Годы	1976–1980	1981–1983	1984–1986	1987–1989	1990–1992	1993–1995	1996–1998	1999–2000	2001–2002	2003
Поступление общего фосфора		8.1	5.6	7.5	7.0	5.9	3.7	3.5	2.9	3.0
Концентрация общего фосфора	26	23	22	21	21	17	17	22	17	13
Неорганический фосфор	11	12	9	9	7	6	4	6	4	4

**Таблица 2.** Результаты валидации гидрооптической модели Ладожского озера образца 1980-х годов на момент ее создания

Данные измерений <i>in situ</i> концентраций			Результаты восстановления концентраций			Относительная разница, %		
$C_{ХЛ}$ , мкг/л	$C_{МВ}$ , мг/л	$C_{РОВ}$ , мгС/л	$C_{ХЛ}$ , мкг/л	$C_{МВ}$ , мг/л	$C_{РОВ}$ , мгС/л	$C_{ХЛ}$	$C_{МВ}$	$C_{РОВ}$
0.5	0.5	0.5	0.3	0.3	0.3	25	0.0	6.7
6.6	6.6	6.6	5.5	5.5	5.5	9.1	4.7	5.3
1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0	0.0	5.9
0.6	0.6	0.6	0.8	0.8	0.8	14.3	20.0	12.5
0.5	0.5	0.5	0.8	0.8	0.8	23.1	20.0	6.7
1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.0	60.0	5.9
3.9	3.9	3.9	4.0	4.0	4.0	1.3	0.0	0.0
7.1	7.1	7.1	9.0	9.0	9.0	11.8	11.1	6.7
0.9	0.9	0.9	1.0	1.0	1.0	5.3	0.0	14.3
2.1	2.1	2.1	1.5	1.5	1.5	16.7	0.0	6.7
Среднее значение						10.6	11.6	7.0

щим за эполимнионом, слое). Величина бактериальной деструкции за вегетационный период в объеме озера к 1981 г. превысила сумму годовой первичной продукции фитопланктона и годового поступления аллохтонного органического вещества с водосборного бассейна. Таким образом, подытоживая сказанное выше, следует подчеркнуть, что произошедшее ослабление антропогенной нагрузки на Ладожское озеро не привело, как можно было ожидать, к снижению автохтонной первичной продукции, поскольку, несмотря на интенсивное потребление минерального фосфора бактериопланктоном, существующий темп регенерации биологически доступных форм фосфора достаточен для вновь преобладающих в фитопланктоне видов олиготрофного периода. Легко минерализуемое автохтонное органическое вещество поддерживает, в свою очередь, интенсивные процессы деструкции, чему способствует огромный объем трофолитической области озера (т.е. области разложения первично продуцированного органического вещества) — его гиполимниона [10, 11].

Потребление фосфора сообществами фито- и бактериопланктона Ладожского озера с учетом их сезонного и пространственного развития в 1982 г. составило соответственно 230 и 780 тыс. т за вегетационный период. Роль бактерий особенно важна не только в потреблении этого элемента, но и в возвращении его в озерный круговорот в процессе деструкции [12, 13].

Оборачиваемость биологически доступного фосфора летом в эпилимнионе за счет его потребления одним только фитопланктоном уже к 1982 г. выросла на порядок по сравнению с олиготрофным периодом жизни озера (от 25 до 2.5 сут), не-

смотря на трехкратное увеличение концентрации этого элемента в озерной воде.

В результате растущей активности фито- и бактериопланктона, концентрации фосфора и фосфатов в летнем эпилимнионе озера заметно снизились уже в конце 1970-х—начале 1980-х годов (табл. 1), возник дефицит биологически доступного фосфора.

О недостаточности темпа регенерации фосфора в процессе бактериальной деструкции свидетельствует массовое появление в 1978 г. водных грибов. Интенсивное развитие микрофлоры при антропогенном эвтрофировании больших озер отмечалось неоднократно. Будучи гетеротрофами, водные грибы играют важную роль в озерных экосистемах, участвуя в биодеградации наиболее консервативных компонентов аллохтонного органического вещества, в частности, гуминовых комплексов [14].

С 1981—1982 гг. в экосистеме Ладоги наступил длительный период дестабилизации взаимосвязей между отдельными ее компонентами, характерный для мезотрофной стадии эволюции озерных экосистем [15], с резкими колебаниями ряда основных параметров лимнических процессов. Поступление фосфора в озеро оставалось высоким — 5—6 тыс. т в год (табл. 1), достигая 7 тыс. т в 1981, 1982, 1987 и 1991 гг. Средняя концентрация общего фосфора по акватории была достаточно однородна и постепенно снижалась, оставаясь близкой к 20 мкг/л до 1992 г. (табл.1). Концентрации минерального фосфора в эпилимнионе все чаще снижались до аналитического нуля.

Активность биологических процессов привела к возникновению летом “внутреннего дефицита” доступного фосфора в эпилимнионе озера. После

периода развития разнообразных по флористическому составу комплексов фитопланктона, с 1981–1983 гг., начинается постепенное вытеснение из числа доминантов видов эвтрофных озер традиционными массовыми водорослями олиготрофного периода.

Массовые виды олиготрофных озер, т.е. водоемов, исторически бедных биогенами, характеризуются наименьшей потребностью в фосфоре и низкой продуктивностью. Однако эти водоросли используют фосфор вдвое эффективней, чем фосфоролубивые и высокопродуктивные виды эвтрофных озер. По мере возникновения в экосистеме “внутреннего дефицита” фосфора виды олиготрофных водоемов вновь стали более конкурентоспособными. К тому же, они лучше приспособлены к гидрологическим условиям северного холодноводного озера.

Вторичная смена доминантов фитопланктона привела лишь к незначительному снижению первичной продукции, так как одновременно интенсивность летнего развития водорослей в глубоководных зонах достигла уровня мелководных (к 1985 г. наиболее продуктивной стала именно ультрапрофундальная, т.е. наиболее глубоководная зона озера (рис. 1)).

Экосистема озера перешла в фазу сильной неустойчивости. Для бактериопланктона стало характерным чередование лет высокой и низкой активности. Продолжала расти численность водных грибов, максимальная весной, в период низких температур воды, и особенно в ультрапрофундальной зоне. Но самым значительным проявлением дисбаланса озерных процессов в этот период явились впервые возникшие колебания концентрации растворенного органического вещества (РОВ) в воде – наиболее консервативного звена экосистемы.

В олиготрофный период концентрация РОВ,  $C_{РОВ}$  в воде Ладожского озера была достаточно постоянной и составляла в 1959–1962 гг. 8.7 мгС/л, а до 1980 г. оставалась в пределах 8.2–8.5 мгС/л, с диапазоном межсезонных и межгодовых колебаний не более 10–12%. Но весной 1981 г. впервые было отмечено снижение  $C_{РОВ}$  в профундальной и ультрапрофундальной зонах до 4–6 мг С/л, сохранившееся и летом. В 1983–1984 гг. резко изменился вид кинетических кривых потребления кислорода в деструкционных процессах, что свидетельствовало об изменении состава организмов-деструкторов [16].

Одновременно увеличилась степень трансформированности растворенного органического вещества. Эти перемены совпали с годами минимальной активности бактериопланктона и максимальной численности водных грибов, особенно в ультрапрофундальной зоне. Колебания  $C_{РОВ}$ , как межсезонные, так и по акватории озера, в

дальнейшем стали постоянными, причем проявлялись во всех озерных зонах.

Качественный состав автохтонного РОВ в этот период существенно изменился. Вторично возникшее преобладание диатомовых водорослей, обладающих кремневыми створками, затрудняло бактериальную деструкцию. С другой стороны, общее интенсивное развитие фитопланктона сопровождалось увеличением количества прижизненных метаболитов водорослей, составлявших значительный пул РОВ не только легко минерализуемого, но и обладающего набором ферментов, способных воздействовать на биохимические и биокаталитические процессы в озере [17].

В Ладожском озере заметную роль стали играть криптофитовые водоросли [18]. Большинство криптофитовых – фототрофы, способные к активному фотосинтезу в условиях очень низкой освещенности. Есть сведения о том, что часть из них миксотрофы, т.е. совмещающие фотосинтез с гетеротрофным типом питания. По мере интенсификации процессов деструкции в период антропогенного эвтрофирования криптофитовые водоросли, как и водные грибы, заняли одну из новых экологических ниш.

Одним из наиболее важных симптомов дестабилизации экосистемы явилось снижение концентрации растворенного в воде кислорода, вызванное изменением режима накопления и деструкции органического вещества в разных лимнических зонах.

Поступление фосфора в Ладожское озеро резко снизилось с 1996 г. и к 2001–2003 гг. составляло около 3 тыс. т, приблизившись к значениям 1950-х годов (табл. 1). Но заметное снижение концентраций фосфора в воде началось к 2001 г., преимущественно в глубоководных зонах. Уровни концентрации минерального фосфора с 1997 г. повсюду, кроме прибрежной зоны, свидетельствовали о предельно интенсивном его круговороте в биологических процессах.

Автохтонная продукция оставалась равной аллохтонному поступлению органического вещества с водосборного бассейна [19, 20]. Активность бактериальных сообществ сохранялась примерно той же, как и в 1980-е годы, но значительно сместилась в глубоководные зоны. Продолжался и усиливался дисбаланс в сезонном и межгодовом режиме пула РОВ, также, преимущественно, в глубоководных зонах. Обнаружились существенные изменения в характере накопления РОВ [21].

Наиболее значимую роль в озерной экосистеме играет высокомолекулярная фракция водного гуминового вещества, осуществляющая аккумулятивные, транспортные и регуляторные функции обменных процессов. Водное гуминовое вещество Ладожского озера представляет собой единый высокомолекулярный комплекс, в котором сконцен-

трировано основное количество биогенных элементов, присутствующих в озерной воде (так, в период 1990-х годов с гуминовой фракцией было связано 50–95% содержания фосфора).

В последнее десятилетие степень окисленности гуминового вещества в акватории озера варьирует от 3–10% в притоках и приустьевых участках (данные по р. Волхову) до 70–75% в глубоководных зонах. В процессе окисления гуминового вещества происходит разрыв химических связей с образованием гуминового вещества с меньшей молекулярной массой. В низкомолекулярную фракцию переходит часть биогенных элементов.

Образовавшиеся низкомолекулярные соединения в ходе дальнейшей трансформации в толще озерной воды подвергаются биокаталитическому окислению, и содержащиеся в них биогенные элементы вовлекаются в озерный круговорот.

О степени трансформированности РОВ можно судить по соотношению долей высокомолекулярной (консервативной) и низкомолекулярной (лабильной) фракций растворенного органического вещества во времени и по пространству озера. Процентное содержание высокомолекулярной фракции – буферного звена экосистемы – достаточно стабильное прежде (85–95%), в 2003 г. изменялось в период открытой воды по акватории от 36 (прибрежная зона, летом в период максимальной активности биологических процессов как фототрофных сообществ, так и гетеротрофных) до 97% (по всему объему озера осенью в результате усиления деструкционных процессов в гипolimнионе) [9].

Таким образом, вовлеченная в озерные круговороты, преимущественно из аллохтонного источника, низкомолекулярная фракция составляла в прибрежной зоне в разные сезоны до 64%, в профундальной до 51%, в ультрапрофундальной до 27% растворенного органического вещества озера, способного пополнять бюджет биологически доступного фосфора в экосистеме. Периодически отмечавшиеся в разные годы последнего 10–15-летнего периода величины концентрации РОВ порядка 4 мгС/л и даже 3 мгС/л должны соответствовать почти полному разрушению высокомолекулярной фракции РОВ.

Что же касается вертикального распределения гуминовой фракции – информации, как понятно, чрезвычайно важной для дистанционного зондирования (ДЗ) РОВ, то имеющиеся данные *in situ* свидетельствуют о том, что нередко концентрация и доля гуминовой фракции в РОВ имеет максимум не на поверхности, а на глубинах.

Таким образом, подытоживая сказанное выше, следует подчеркнуть, что произошедшее ослабление антропогенной нагрузки на Ладожское озеро не привело, как можно было ожидать, к сниже-

нию автохтонной первичной продукции, поскольку, несмотря на интенсивное потребление минерального фосфора бактериопланктоном, существующий темп регенерации биологически доступных форм фосфора достаточен для вновь преобладающих в фитопланктоне видов олиготрофного периода. Легко минерализуемое автохтонное органическое вещество поддерживает, в свою очередь, интенсивные процессы деструкции, чему способствует огромный объем трофолитической области озера – его гипolimниона. Деструкционные возможности микофлоры не только ускоряют минерализацию органического вещества, но и способствуют более глубокой его трансформации. Все более значительное вовлечение гуминовой фракции в биологические процессы оказывается постоянным источником сохранения необходимого уровня обеспеченности биоты фосфором. Подобный процесс отмечается в озерах гумидной зоны разного уровня трофии, в том числе и в Великих Северо-Американских озерах [6, 10, 11, 22, 23].

Возможно, что наблюдающееся в настоящее время в Ладоге пополнение квоты биологически доступного фосфора за счет мобилизации его из гуминовых комплексов является этапом перехода экосистемы к не зависящему от внешней (антропогенной) фосфорной нагрузки развитию.

Произошедшие за последние два десятилетия существенные изменения как в композиционном составе сообщества фитопланктона, так и в составе РОВ с необходимостью должны были повлечь изменение оптических свойств вод озера и, следовательно, могут быть обнаружены по космическим изображениям в видимом диапазоне спектра.

В этих целях нами были использованы архивные данные сканера SeaWiFS – **Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor** за 1998–2004 гг. В общей сложности было обработано и проанализировано 2223 изображений Ладожского озера, полученных в весенне-летне-осенний период.

## МЕТОДОЛОГИЯ

Обработка космических изображений производилась с помощью созданных нами био-оптического алгоритма и процедуры временной интерполяции, подробно описанных ранее [24, 25].

### *Биооптический алгоритм*

Он позволяет обрабатывать космические снимки в оперативном режиме, используя процедуры многомерной оптимизации и нейронных сетей. Алгоритм построен на анализе спектраль-

ного коэффициента отражения под поверхностью воды,  $R_{rsw}$ :

$$R_{rsw}(-0, \lambda) = \frac{L_u(-0, \lambda)}{E_d(+0, \lambda)}, \quad (1)$$

где  $L_u(-0, \lambda)$  и  $E_d(+0, \lambda)$  соответственно спектральная яркость восходящего света под поверхностью воды в надирном направлении и освещенность водной поверхности;  $\lambda$  — длина волны.

$R_{rsw}$  может быть параметризован через первичные гидрооптические характеристики среды распространения электромагнитного излучения — спектральные коэффициенты поглощения,  $a(\lambda)$  и рассеяния назад,  $b_b(\lambda)$ , суммирующие соответствующие вклады от молекул воды *per se* и присутствующих в воде примесей, вариации которых совокупно определяют вариации цвета воды.

Как показано в [26], помимо молекул воды основными агентами, формирующими цвет природных вод, являются фитопланктон (хл), минеральная взвесь (мв) и РОВ. Последние являются и важнейшими индикаторами экологического состояния природных водоемов, и часто условно называются параметрами качества воды (ПКВ).

Таким образом,

$$a(\lambda) = a_{\text{воды}}(\lambda) + C_{\text{хл}} a_{\text{хл}}^*(\lambda) + C_{\text{мв}} a_{\text{мв}}^*(\lambda) + C_{\text{РОВ}} a_{\text{РОВ}}^*(\lambda); \quad (2)$$

$$b_b(\lambda) = b_{b\text{воды}}(\lambda) + C_{\text{хл}} b_{b\text{мв}}^*(\lambda) + C_{\text{мв}} b_{b\text{мв}}^*(\lambda), \quad (3)$$

где  $a_i^*(\lambda)$  и  $b_{bi}^*(\lambda)$  — коэффициенты поглощения и рассеяния назад, нормированные на концентрацию  $C_i$  цветообразующего агента  $i$ .

В работе была применена параметризация  $R_{rsw}(\lambda)$  от  $a(\lambda)$  и  $b_b(\lambda)$  и, следовательно, от вектора концентраций  $\mathbf{C} = [C_{\text{хл}}, C_{\text{мв}}, C_{\text{РОВ}}]$ , предложенная в [27] для оптически сложных вод (вод типа 2 по классификации А. Мореля [28]), к категории которых относятся и воды Ладожского озера:

$$R_{rsw}(\lambda) = -0,00036 + 0,110(b_b(\lambda)/a(\lambda)) - 0,0447(b_b(\lambda)/a(\lambda))^2. \quad (4)$$

В рамках метода многомерной оптимизации минимизируется функция невязки  $g$  путем итеративного варьирования значений трехмерного вектора концентраций  $\mathbf{C}$  при заданных спектральных значениях  $a_i^*(\lambda)$  и  $b_{bi}^*(\lambda)$

$$g(\mathbf{C}) = \sum_j \frac{S_j(\lambda) - R_{rsw_j}(\lambda, \mathbf{C})}{R_{rsw_j}(\lambda, \mathbf{C})}, \quad (5)$$

где  $S_j(\lambda)$  и  $R_{rsw_j}(\lambda)$  — соответственно измеренный и рассчитанный на длине волны  $j$  спектральный коэффициент отражения (СКО) для ДЗ под поверхностью воды.

Для достижения минимума функции  $g(\mathbf{C})$  путем итеративного варьирования компонент вектора концентраций  $\mathbf{C}$  применяется метод Левенберга — Марквардта (описание и ссылки см. в [29]).

Нейронные сети используются в алгоритме для задания концентраций ПКВ, с которых начинается итеративный поиск минимума функции  $g(\mathbf{C})$ . Более подробное описание обоих методов и сравнения эффективности их применения для ДЗ природных водоемов даны, например, в [30].

Объединение двух процедур необходимо с одной стороны для ускорения процесса восстановления концентраций ПКВ (за счет нейронных сетей), а с другой — для обеспечения большей точности восстановления и устойчивости алгоритма к шуму во входных данных (за счет процедуры оптимизации).

Разработанный алгоритм может быть применен к природным водоемам с различными первичными гидрооптическими характеристиками, при наличии характерной для водоема гидрооптической модели, т. е. для наборов спектральных значений коэффициентов  $a_i^*(\lambda)$  и  $b_{bi}^*(\lambda)$  для искомым ПКВ.

Алгоритм снабжен двумя дополнительными функциями. Первая из них предназначена для обнаружения пикселей с признаками оптического влияния тонкой облачности или редких приводных туманов, которые не были автоматически идентифицированы и выделены соответствующими процедурами, заложенными в пакет стандартной обработки SeaWiFS.

Из анализа данных численных экспериментов спектральной изменчивости коэффициента отражения  $R_{rsw}$  в зависимости от значений вектора концентраций следует, что относительно высокие значения СКО в голубой области спектра сопровождаются резким спадом в более длинноволновой части видимого спектра для случая прозрачных и низко продуктивных вод.

В умеренно мутных и продуктивных водах (каковыми являются воды Ладожского озера [26]) отражение света водным столбом низко как в голубой, так и в красной областях спектра, с максимумом на промежуточных длинах волн (чаще всего в зеленой области спектра).

Ни одна из известных гидрооптических моделей не в состоянии описать спектрального хода  $R_{rsw}$  когда отражение оказывается относительно высоким как в голубой, так и в зеленой областях спектра с провалом в области 450–510 нм. Это дает основание считать, что речь идет об оптическом влиянии атмосферных образований, когда на истинный спектр  $R_{rsw}$  (т.е. спектр  $R_{rsw}$  восстановленный после применения стандартной атмосферной коррекции) накладывается “неучтенный” атмосферный сигнал. Последний, как отмечено вы-

ше, возможно обусловлен тонкой облачностью или редким туманом. Такие образования могут быть достаточно оптически прозрачными [31], чтобы не быть выявленными стандартной процедурой маскирования облаков, но в тоже время способными вносить спектральные искажения в полезный сигнал. Таким образом, применение этого критерия позволяет определить зашумленные пиксели с неадекватной атмосферной коррекцией и маскировать их, чтобы избежать неадекватных результатов восстановления.

Другая функция разработанного алгоритма состоит в выявлении пикселей, соответствующих участкам водного объекта, для которых используемая гидрооптическая модель является явно неприменимой. Критерием здесь служит соответствие реконструированного (по восстановленному вектору концентраций  $\mathbf{C}$  с применением гидро-оптической модели и параметрической связи между  $R_{rsw}$   $a$  и  $b_b$ ) спектра  $R_{rsw}$  со спектром  $S$ , полученным из спутниковых данных. При определенном превышении в пикселе средне-спектрального уровня  $S$  он также маскируется.

Алгоритм реализован в виде программы, которая читает файл с космическими снимками SeaWiFS в формате HDF, восстанавливает концентрации ПКВ в каждом пикселе, проводит геометрическую коррекцию космического снимка и сохраняет выходные файлы в двоичном или текстовом файле. Эта программа была использована для обработки всего архива снимков Ладожского озера со спутникового датчика SeaWiFS.

#### Интерполяционная процедура

Как отмечалось выше, частое присутствие облачности и дымки над акваторией Ладожского озера на момент получения спутниковых изображений приводит к резкому сокращению пространственных данных дистанционного зондирования. Это обусловлено также и неточностями атмосферной коррекции как результат значительной пространственной неоднородности оптических свойств атмосферного аэрозоля.

Для преодоления этой сложности нами была разработана и применена специальная интерполяционная процедура. Семилетний архив (1998 – 2004 гг.) данных SeaWiFS по Ладожскому озеру был обработан следующим образом.

Вся акватория озера была разделена равномерной сеткой на ячейки размером  $0.01^\circ$  на  $0.01^\circ$ . Поведение исследуемой переменной  $Y_i$  в каждой ячейке было описано функцией вида:

$$Y_i = a_0 + \sum_{j=1}^n a_j t^j, \quad (6)$$

где  $t$  – время, а  $a_0$ ,  $a_j$  и  $n$  – соответственно коэффициенты и степень некоторого полинома. Коэффициенты полинома в каждой ячейке были рассчитаны по вектору переменных  $\mathbf{X}$  и вектору дней  $\mathbf{D}$ . Для формирования вектора  $\mathbf{X}$  в каждом космическом снимке отыскивались пиксели, находящиеся в области, ограниченной двухкилометровым радиусом, отложенным из центра исследуемой ячейки. Из этой группы выбирались пиксели, неэкранированные облаками, и для которых атмосферная коррекция была достаточно точна, что оценивалось по спектральному распределению  $R_{rsw}$  (см. выше). Значения переменных из отобранных пикселей включались в вектор  $\mathbf{X}$ . Вектор  $\mathbf{D}$  составлялся из дат (по григорианскому календарю) получения соответствующего космического снимка.

Затем методом наименьших квадратов (см. [32]) по векторам  $\mathbf{X}$  и  $\mathbf{D}$  рассчитывался вектор коэффициентов полинома  $P$ :

$$P = (M^* M)^{-1} M^* D, \quad (7)$$

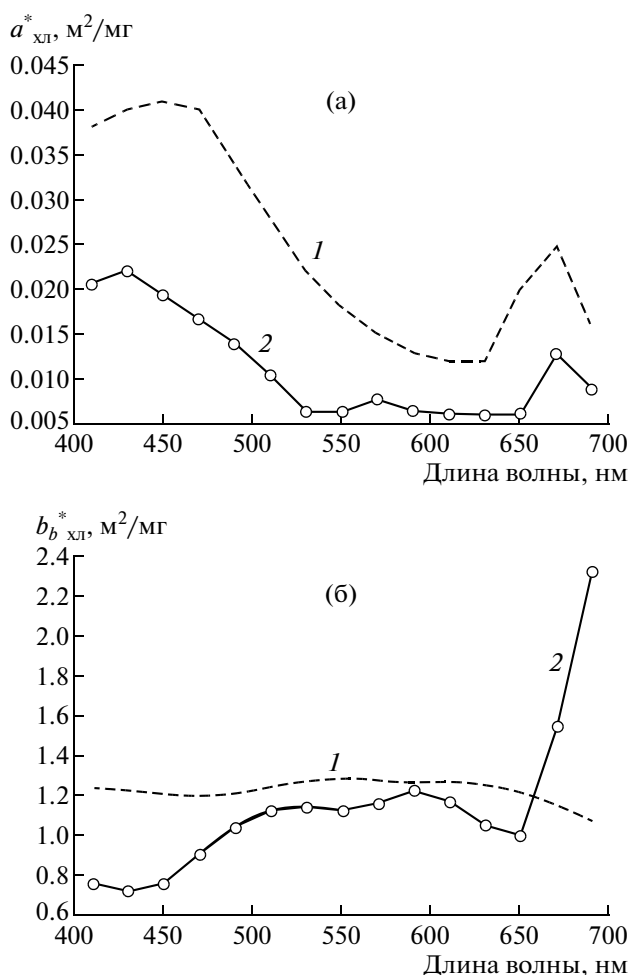
где  $M$  – матрица, составленная из вектора  $\mathbf{X}$ :

$$M = \begin{bmatrix} 1, X_1, X_1^2 \dots X_1^n \\ 1, X_2, X_2^2 \dots X_2^n \\ \dots \\ 1, X_m, X_m^2 \dots X_m^n \end{bmatrix}, \quad (8)$$

в которой  $n$  – длина вектора  $\mathbf{P}$  (степень полинома), а  $m$  – длина векторов  $\mathbf{X}$  и  $\mathbf{D}$  (т.е. количество пикселей, которые были отобраны с разных космических снимков для расчета коэффициентов полинома в этой ячейке).

Выявленная нами сезонная динамика изменений хл, мв, РОВ показала, что для адекватного описания зависимости переменной  $Y_i$  от времени необходимо использовать полиномы разной степени.

Для определения степени полинома  $n$ , для каждой ячейки, рассчитывалась статистическая значимость коэффициентов полиномов. Для этого в каждой ячейке векторы  $\mathbf{X}$  и  $\mathbf{D}$  были разделены на несколько равных по размеру подвекторов. Элементы в эти подвекторы были отобраны случайным образом, так что в них вошли данные из разных лет и из разных сезонов. Затем по подвекторам рассчитывалось несколько полиномов высокой степени ( $n = 6$ ). По найденным коэффициентам полиномов определялись их средние значения. В результате были получены шесть осредненных коэффициентов полиномов.



**Рис. 2.** Спектральные значения удельного коэффициента поглощения РОВ,  $a_{\text{РОВ}}^*(\lambda)$  в современной гидрооптической модели оз. Эри (1) и Ладожского озера 1980-х годов (2).

По критерию Фишера (см. [32]) оценивалась статистическая достоверность отличия от нуля среднего значения каждого коэффициента ( $p = 0.05$ ). Статистически неотличимые от нуля коэффициенты были отброшены, и по количеству оставшихся коэффициентов была определена адекватная степень полинома  $n$ . Затем по исходным векторам  $\mathbf{X}$  и  $\mathbf{D}$  в этой ячейке рассчитывался полином найденной степени.

Установленная таким образом функция дает возможность рассчитать в каждой ячейке значение переменной  $Y_i$  в любой момент времени — в нашем случае начиная с 1 мая по 31 сентября. Совокупность всех функций позволила строить поля распределения  $Y_i$  по всей акватории Ладожского озера с шагом по времени в пять суток. Процедура интерполяции была полностью автоматизирована и реализована в виде программы на языке C++.

## ОПТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ ВОД ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА НА ВТОРУЮ ПОЛОВИНУ 1980-х ГОДОВ

Во второй половине 1980-х годов в течение трех лет в летний период нами по всей акватории Ладожского озера были произведены судовые измерения *in situ* спектральных значений восходящих и нисходящих потоков и концентраций ПКВ непосредственно под поверхностью воды. В результате была разработана гидрооптическая модель Ладожского озера (рис. 2).

Валидация модели на период ее создания с использованием описанной выше процедуры многомерной оптимизации Левенберга-Марквардта для решения обратной задачи и судовых синхронизированных измерений потоков и концентраций ПКВ под поверхностью воды подробно описана в [29], а ее результаты приведены в табл. 2.

Таким образом, гидрооптическая модель Ладожского озера в составе примененного алгоритма восстановления ПКВ позволила восстанавливать искомые концентрации со средней погрешностью в диапазоне 7–12%, т.е. модель достаточно адекватно описывала оптические свойства вод Ладожского озера для второй половины 1980-х гг.

Важно отметить, что в модели  $a_{\text{РОВ}}^*$  вычисляется как отношение коэффициента поглощения РОВ к общей концентрации РОВ, а не только поглощающей свет фракции. Это было сделано для того, чтобы спутниковые данные восстановления РОВ могли быть применены для валидации экологических моделей, которые не разделяют РОВ на поглощающую и непоглощающую компоненты. Такой подход также открывает возможность ассимиляции экологическими моделями спутниковых данных о ПКВ.

Однако поскольку, как отмечалось выше, доля высокомолекулярной (и, следовательно, наиболее поглощающей) фракции РОВ в эти годы достигала 95%, полученное значение  $a_{\text{РОВ}}^*$  отражало оптическое влияние практически всего РОВ на  $R_{\text{гsw}}(\lambda)$  и, следовательно, на спектральное распределение видимого излучения, выходящего из воды.

Если бы оптические свойства вод Ладожского озера не претерпели изменения, обсуждавшиеся выше, то восстановление ПКВ с гидрооптической моделью 1980-х годов должно было приводить к адекватным результатам.

В табл. 3 приведены результаты восстановления хл и РОВ по данным SeaWiFS за 1998–2004 годы (модель А).

Как свидетельствуют приведенные в табл. 3 результаты восстановления среднемесячных и усредненных по всему водоему концентраций



**Таблица 3.** Результаты восстановления с применением гидрооптической модели 1980-х годов (модель – С) и гидрооптической модели 1998–2004 гг. (модель – Н) среднемесячных концентраций хл (мкг/л) и (мгС/л) в Ладожском озере по данным SeaWiFS, усредненным за 1998–2004 гг. и по всему водоему, а также по его южной (мелководной, в районе Волховской губы) и пелагиальной (ультрапрофундальной, профундальной и деклинальной) зонам; значения концентраций приведены с соответствующими стандартными отклонениями (в единицах соответствующей концентрации)

Концентрации и средне-квадратичные отклонения		Модель	Месяц				
			май	июнь	июль	август	сентябрь
Весь водоем	$C_{\text{хл}}$	А	$1.3 \pm 1.3$	$2.2 \pm 2.1$	$3.9 \pm 2.3$	$4.2 \pm 2.4$	$3.8 \pm 2.4$
		В	$2.5 \pm 2.8$	$2.2 \pm 2.8$	$3.1 \pm 2.8$	$4.6 \pm 2.9$	$4.5 \pm 2.9$
	$C_{\text{РОВ}}$	А	$1.5 \pm 1.4$	$1.2 \pm 1.4$	$1.6 \pm 1.3$	$2.2 \pm 1.1$	$2.3 \pm 1.1$
		В	$3.7 \pm 2.4$	$3.2 \pm 2.4$	$4.5 \pm 2.4$	$6.1 \pm 1.9$	$6.1 \pm 1.9$
Южное мелководье	$C_{\text{хл}}$	А	$2.3 \pm 2.2$	$4.7 \pm 2.9$	$6.2 \pm 2.8$	$7.2 \pm 2.9$	$6.5 \pm 2.8$
		В	$6.6 \pm 3.3$	$6.3 \pm 3.4$	$7.1 \pm 3$	$8.1 \pm 2.9$	$8.3 \pm 2.9$
	$C_{\text{РОВ}}$	А	$3.5 \pm 1.5$	$3.3 \pm 1.6$	$3.4 \pm 1.4$	$3.6 \pm 1.3$	$3.8 \pm 1.2$
		В	$7.1 \pm 2$	$6.8 \pm 2$	$7.7 \pm 1.7$	$8 \pm 1.3$	$8.1 \pm 1.3$
Пелагиальная часть	$C_{\text{хл}}$	А	$1 \pm 0.7$	$1.6 \pm 1.1$	$3.3 \pm 1.7$	$4.4 \pm 1.9$	$3.1 \pm 1.6$
		В	$1.6 \pm 1.4$	$1.2 \pm 1.3$	$2.2 \pm 1.6$	$3.7 \pm 2.1$	$3.5 \pm 1.9$
	$C_{\text{РОВ}}$	А	$1 \pm 0.7$	$0.7 \pm 0.7$	$1.1 \pm 0.8$	$1.8 \pm 0.8$	$1.9 \pm 0.8$
		В	$2.9 \pm 1.6$	$2.3 \pm 1.6$	$3.7 \pm 1.9$	$5.6 \pm 1.7$	$5.6 \pm 1.6$

РОВ, последние оказываются нереально низкими (ср. с данными, обсуждавшимися выше).

Причина выявленного несоответствия лежит прежде всего в произошедших за два десятилетия изменениях состава РОВ, которые мы обсуждали выше: доля поглощающей фракции РОВ, с которой связывается прежде всего его консервативная/гуминовая составляющая, существенно сократилась и, следовательно, удельное сечение поглощения РОВ,  $a_{\text{РОВ}}^*$  ( $\lambda$ ) также снизилось. Наша гидрооптическая модель 1980-х годов этого, естественно, не учитывает.

Таким образом, попытка восстановления ПКВ по старой модели немедленно указала на изменения, произошедшие в гидрооптических свойствах Ладожского озера и, следовательно, в его экосистеме.

#### ГИДРООПТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА НА ПЕРИОД 1998–2004 гг.

Не имея возможности вновь провести широкомасштабные и весьма дорогостоящие совмещенные судовые радиационные измерения и измерения ПКВ *in situ*, которые были осуществлены в 1980-х годах, нами была предпринята попытка синтезировать новую гидрооптическую модель.

В качестве модели удельного поглощения РОВ были приняты значения  $a_{\text{РОВ}}^*$  ( $\lambda$ ), полученные нами в 2006 г. для оз. Эри в ходе комплексной экспе-

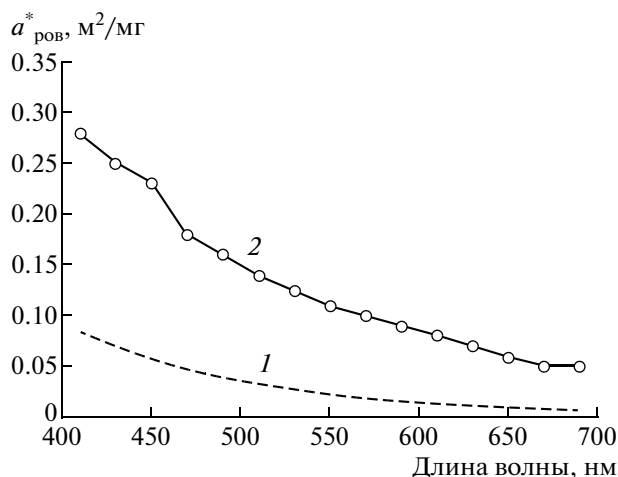
диции совместно с Мичиганским институтом изучения окружающей среды (ERIM).

Обоснованием такого выбора послужили следующие соображения. Подобно Ладожскому озеру, но по времени значительно раньше, оз. Эри прошло во многом аналогичный путь: сильнейшее антропогенное эвтрофирование  $\rightarrow$  снижение внешней биогенной/фосфорной нагрузки  $\rightarrow$  начало оздоровления и постепенного возвращения из эвтрофного состояния [22, 23].

Следует при этом оговориться, что хотя в истории динамики экосистем обоих озер имеются и существенные отличия, связанные прежде всего с массовым расселением в оз. Эри двухстворчатых моллюсков *zebra mussels*, *Dreissena polymorpha*, это не имеет прямого отношения к циклу биохимических реакций вовлечения гуминового вещества в деструкционные процессы.

Полученная нами модель для оз. Эри показала, что  $a_{\text{РОВ}}^*$  ( $\lambda$ ) по всему спектру имеет весьма низкие значения в сравнении, скажем, с Ладожским озером образца 1980-х годов (рис. 3) или оз. Онтарио того же периода [34]. Последнее может свидетельствовать о том, что обнаруженный в динамике экосистемы Ладожского озера гистерезисный эффект уже имел место и в случае оз. Эри.

С целью отразить в новой гидрооптической модели Ладожского озера произошедшие изменения в композиционном составе сообщества фитопланктона, в частности, возросшую роль (наряду с диатомовыми) криптофитовых водорослей, нами были использованы данные [35, 36] о спектральных



**Рис. 3.** Спектральные значения удельных коэффициентов:  $a$  – поглощения,  $a_{chl}^*(\lambda)$  и  $b$  – обратного рассеяния,  $b_{chl}^*(\lambda)$  в гидрооптической модели Ладожского озера 1980-х годов (1) и современной модели (2).

сечения поглощения и рассеяния криптофитовой водоросли *Chroomonas* fr. из класса Cryptophyceae (рис. 3). Важно, что эти параметры у криптофитовых весьма близки к удельным поглощательным и рассеивающим свойствам клеток диатомовых водорослей [35].

В отличие от синезеленых и зеленых водорослей, клетки которых богаты хлорофиллом, диатомовые и криптофитовые характеризуются относительно низким содержанием внутриклеточного хл, и, как следствие, пониженным удельным коэффициентом поглощения,  $a_{chl}^*(\lambda)$ , что отчетливо иллюстрируется рис. 3.

Что же касается минеральной взвеси, ее оптические характеристики по понятным причинам, были просто перенесены из гидрооптической модели образца 1980-х годов.

В табл. 3 (модель В) и на рис. 4 приведены результаты восстановления ПКВ в Ладожском озере на современном этапе с применением новой гидрооптической модели. Очевидно, что восстановленные значения хл и РОВ с применением новой гидрооптической модели дают значительно более высокие значения концентрации РОВ, а также и более высокие концентрации хл. Оба эффекта ожидаемы по причинам, обсуждавшимся выше в предыдущем разделе.

Согласно данным табл. 3, средняя по озеру концентрация хл в августе за период 1998–2004 г. составила ~4.6 мкг/л. В то же время по оценкам среднего значения содержания хлорофилла для слоя 0–1 м, осуществленным контактными данными, оно составляло в среднем за два года (1999–2000 гг.) 5.5 мкг/л [16], а в период с 2000 по 2005 гг. этот показатель составлял 5.3 мкг/л. [37].

Следует признать, что это – хорошее согласие между дистанционными и контактными данными, учитывая, что пространственное разрешение по данным сети судовых станций (т.е. число измерений и их покрытие площади поверхности озера) несоизмеримо хуже пространственного разрешения спутниковых изображений. Кроме того, следует иметь в виду и погрешности восстановления по дистанционным данным. Последние возникают в результате неточностей атмосферной коррекции и, разумеется, неполной адекватности использованной гидрооптической модели (напомним, что это – всего лишь синтетическая модель). По проведенным нами оценкам [24], реальная погрешность восстановления ПКВ по данным космических съемок с применением нашего алгоритма находится в пределах 30–50% в зависимости от конкретной гидрооптической ситуации.

### СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ПРОСТРАНСТВЕННЫХ РАСПРЕДЕЛЕНИЙ ХЛОРОФИЛЛА ФИТОПЛАНКТОНА И РОВ

#### *Хлорофилл фитопланктона*

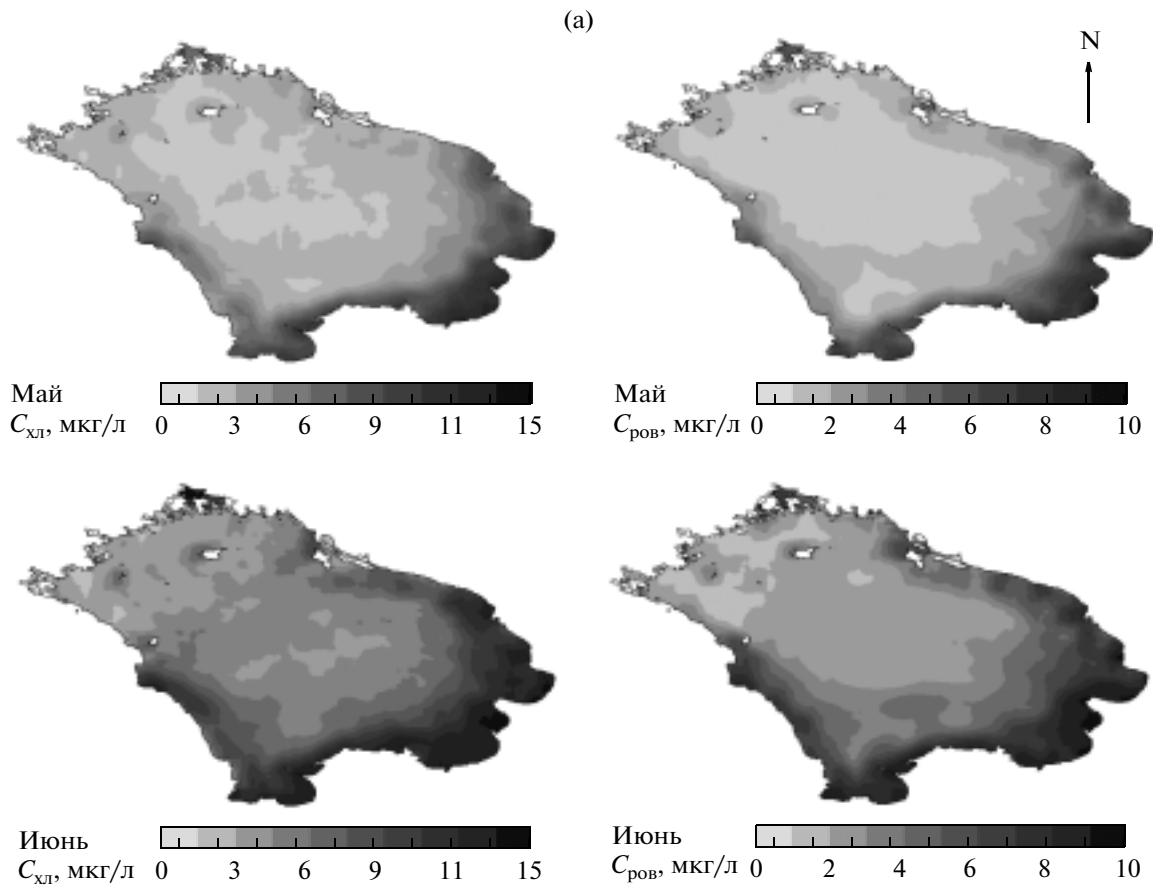
Как свидетельствуют наши результаты обработки данных SeaWiFS за 1998–2004 гг., первое массовое цветение фитопланктона происходит в мае в южных, преимущественно мелководных зонах, приуроченных к устьям основных рек (рис. 4, начало мая).

По мере прогревания озера продвижение области интенсивного развития фитопланктона на север происходит прежде всего вдоль восточного побережья (рис. 4, конец мая июнь, июль), что обусловлено рельефом дна (восточное побережье довольно мелководно [1]), транспортом биогенов из рек, впадающих в Ладогу на юге ( Волхов, Свирь, рис. 1), а также поступлением биогенов с восточного побережья с поверхностным стоком [8, 25].

Как видно из рис. 4 (июнь), смещение на север зоны интенсивного развития фитопланктона сопровождается спадом интенсивности его развития на юге (повышенные концентрации хл сохраняются лишь в относительно узкой береговой зоне) – как результат истощения к этому времени запасов биогенных веществ, интенсивного выедания фитопланктона зоопланктоном и смены состава фитопланктона на его летние, а затем и осенние формы [18].

В это же время центральная и северо-западная области Ладожского озера оказываются практически вне района развития фитопланктона, поскольку лежат внутри акватории, очерченной 4°C изотермой (рис. 5[25], рис. 4 май, июнь).

Позднее ареал распространения активности фитопланктона расширяется по акватории озера по мере его прогревания и передвижения термо-



**Рис. 4.** Сезонные вариации концентрации хл и РОВ в поверхностных водах акватории Ладожского озера по данным SeaWiFS, усредненным за период 1998–2004 гг. Восстановление произведено с уточненной гидрооптической моделью.

бара в пелагиальную зону. В июле–августе (рис. 4) в развитие фитопланктона оказываются вовлеченными поверхностные слои всего озера.

В августе развитие фитопланктона достигает северных районов Ладоги (правая верхняя часть рис. 4), когда температура воды и там становится достаточно высокой. Примечательно, что к этому времени усиливается пространственная неоднородность поля фитопланктона. Это происходит не только благодаря биорегуляционным процессам в самом фитопланктонном сообществе, но и усиливающемуся ветровому действию [1], которое начинает определять мезомасштабное движение водных масс в Ладожском озере.

По мере развития осеннего охлаждения озера и возвращения термобара из глубоководной части Ладожского озера к его периферии, площадь, охваченная биологической активностью, начинает стремительно сокращаться. В конце сентября концентрация хл падает не только в северо-западной, но и в центральной частях озера, сохраняясь еще, однако, в южных районах вблизи дельт р. Волхов и Сясь (рис. 1, 4). Так заканчивается годо-

вой жизненный цикл фитопланктона по наблюдениям из космоса.

Выявленная дистанционными средствами закономерность пространственно-временная динамика полей концентрации хл подтверждается и многолетними измерениями *in situ* [1, 2].

#### *Растворенное органическое вещество*

По данным SeaWiFS, в пространственно-временной динамике  $C_{POB}$  в пелагиальной зоне, отчетливо выявляется три основных периода. В летний период (июль–август) происходит накопление РОВ в озере, обусловленное вегетацией фитопланктона и, как следствие, интенсификацией деструкционных процессов. В сентябре эта тенденция даже усиливается (за счет повышенного поступления РОВ со стоком рек, вызванного осенним пиком атмосферных осадков). В течение зимне-весеннего периода происходит снижение содержания РОВ в озере, как обсуждалось во втором разделе, в результате вовлечения консеквативной части РОВ в деструкционные и биокаталитические процессы. По данным SeaWiFS наи-

(б)

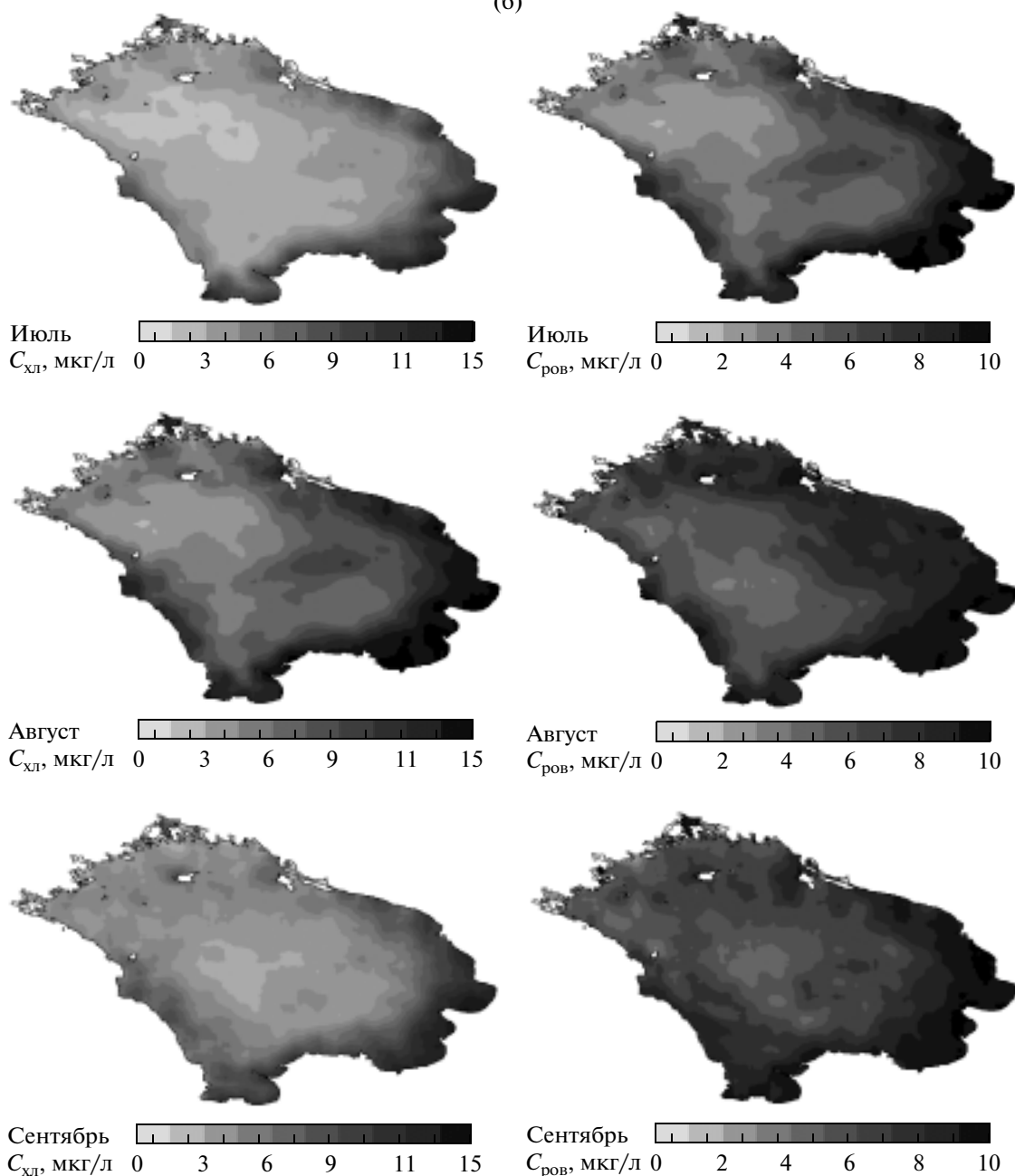
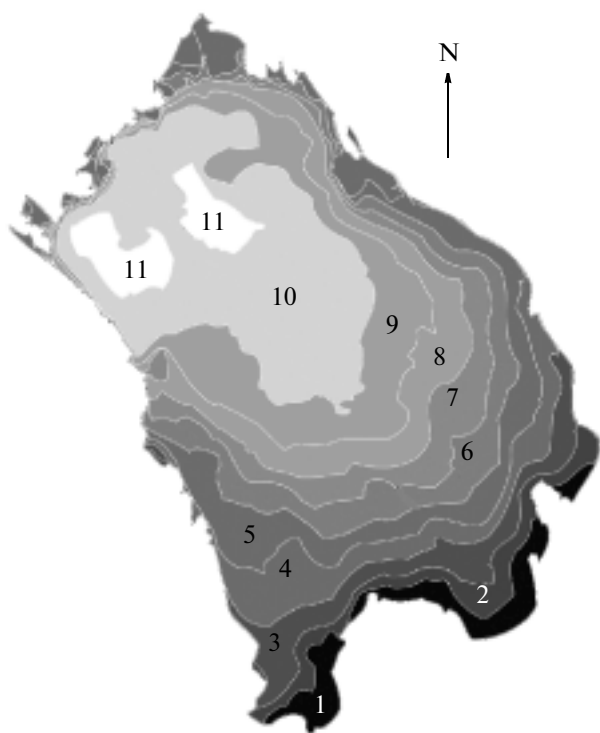


Рис. 4. Окончание.

меньшая концентрация РОВ в пелагиальной зоне наступает в июне.

В южных мелководных зонах, где вегетация фитопланктона происходит с мая по октябрь [2] и имеет место постоянное поступление речных вод, концентрация РОВ удерживается неизменно высокой. Как видно, выявленные по спутниковым данным закономерности пространственно-временной динамики РОВ согласуются с многолетними наблюдениями *in situ*, подробно обсуждавшихся выше. Действительно, с 1999 г. намечилось, а в 2000 г. прояви-

лось снижение концентрации РОВ повсеместно в глубоководных зонах до 4–7 мгС/л. Одновременно в южной прибрежной и прилегающей к ней периферии глубоководной зоны концентрации РОВ увеличились, местами превышая 15 мгС/л в августе. В 2001–2002 гг. содержание РОВ в мае в мелководных колебалась от 8.5 до 18 мгС/л. Концентрации больше 20 мгС/л отмечались только на станциях, испытывающих влияние волховских вод. К августу, и особенно к сентябрю–октябрю, концентрации



**Рис. 5.** Временная динамика положения фронта термобара по акватории Ладожского озера, полученная по спутниковым (AVHRR) данным. Цифрам соответствуют следующие временные интервалы: 1 – 1 мая; 2 – 2 мая; 3 – 10 мая; 4 – 15 мая; 5 – 20 мая; 6 – 25 мая; 7 – 1 июня; 8 – 5 июня; 10 – 15 июня; 11 – 20 июня.

РОВ на большинстве станций на юге выросли до 10 и более мгС/л [38].

Выявляющиеся по спутниковым данным высокие концентрации РОВ в истоке р. Нева (Петровская губа) объясняются, по нашему мнению, двумя причинами. Во-первых, в этом заливе бурно развивается высшая водная растительность, и, следовательно, высок уровень прижизненных выделений РОВ в воду. Во-вторых, значительные количества РОВ могут приноситься прибрежными течениями с районов дельт р. Волхов и Вуокса [39].

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, можно констатировать, что усилившееся в пост-мезотрофный период вовлечение консервативного гуминового компонента РОВ (в результате возросшей роли микофлоры в деструкционных процессах в Ладожском озере) обусловил сохранение существовавшего темпа регенерации фосфора, несмотря на общую тенденцию снижения фосфорной нагрузки с водосбора за последние два десятилетия.

Процесс пополнения пула биологически доступного фосфора за счет высвобождения этого элемента при разложении РОВ обуславливает

поддержание первичной продуктивности озера на повышенном уровне, чему способствует выдвигание на позиции доминантов менее “фосфоролюбивых” групп фитопланктона – криптофитовых и диатомовых, более характерных для водоемов олиготрофного статуса.

Отсюда можно сделать вывод, что возвращение экосистемы Ладожского озера в состояние, в котором оно находилось до начала интенсивного антропогенного эвтрофирования, имеет “гистерезисный” характер. Действительно, со снятием высокой внешней фосфорной нагрузки озерная экосистема не проходит в обратной последовательности состояния перехода в мезотрофное состояние из олиготрофного. Пребывание в мезотрофном состоянии привело к тому, что экосистема Ладожского озера претерпела столь существенные изменения, что уместно говорить о новом этапе ее развития, когда в условиях современного/сниженного уровня внешней фосфорной нагрузки функционирование экосистемы в основном регулируется внутриводоемными процессами.

Представляется важным, что проведенное нами исследование динамики экосистемы Ладожского озера с применением данных SesWiFS за 1998–2004 гг. продемонстрировало, что спутниковый мониторинг в состоянии отслеживать такие тонкие процессы динамики водной экосистемы, как изменения в составе РОВ (т.е. соотношения консервативной и лабильной фракций) и сдвиги в структуре доминантов сообщества озерного фитопланктона.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Ладожское озеро. Атлас / Под ред. В. А. Румянцев. СПб.: Изд-во Института озероведения РАН, 2002. 129 с.
2. Петрова Н. А. Сукцессии фитопланктона при антропогенном эвтрофировании больших озер. Л.: Наука, 1990. 198 с.
3. Birge E.A., Juday C. The organic content of the water of small lakes // Proc. of the Amer. Phib. Soc. 1927. V. 66. P. 357–372.
4. Rodhe W. Crystallization of eutrophication concept in Northern Europe // Eutrophication: Causes, consequences, correctives. Natl. Acad. Sci. 1969. P. 50–64.
5. Абросов В. Н. Зональные типы лимногенеза. Л.: Наука, 1982. 280 с.
6. Wetzel R.G. Death, detritus and energy flow in aquatic ecosystems // Freshwater Biol. 1995. V. 33. P. 83–89.
7. Williamson C. E., Morris D. P., Pace M. L., Olson O. G. Dissolved organic carbon and nutrients as regulator of lake ecosystems. Resurrection of a more integrated paradigm // Limnol. Oceanogr. 1999. V. 44. P. 795–803.
8. Петрова Н.А., Антонов С.Е., Протопопова Е.В. Структурные и функциональные характеристики фитопланктона // Ладожское озеро: критерии состояния экосистемы / Под ред. Н.А. Петровой, А.Ю. Тержевика. СПб.: Наука, 2002. С. 119–145.

9. Петрова Н.А., Иофина И.В., Капустина Л.Л. и др. Антропогенное эвтрофирование Ладожского озера (Этапы трансформации экосистемы, 1975–2004) // Экологическая химия. 2005. Т. 14. С. 209–234.
10. Jonson A., Meili M., Bergstrom A. K., Jansson M. Whole-lake mineralization of allochthonous and autochthonous organic carbon in a large humic lake (Ortrasket, N. Sweden) // Limnol. Oceanogr. 2001. V. 46. № 7. P. 1691–1700.
11. McManus J., Heinen E.A., Baehr M.M. Hypolimnetic oxidation rates in Lake Superior. Role of dissolved organic material on the lake's carbon budget // Limnol. Oceanogr. 2003. V. 48. № 4. P. 1624–1632.
12. Curie D. J., Kalff J. A comparison of the abilities of freshwater algae and bacteria to acquire and retain phosphorus // Limnol. Oceanogr. 1984. V. 29. P. 298–310.
13. Curie D. J., Kalff J. The relative importance of bacterioplankton and phytoplankton in phosphorus uptake in freshwater // Limnol. Oceanogr. 1984. V. 29. P. 311–321.
14. Иофина И. В. Структура и функциональные характеристики водной микофлоры // Ладожское озеро: критерии состояния экосистемы / Под ред. Н.А. Петровой, А. Ю. Тержевика. 1992. СПб.: Наука, С. 167–171.
15. Dussart B. Limnologie: l'étude des eaux continentales. Paris: Gauthier-Villars, 1966. 677 p.
16. Трегубова Т. М., Кулиш Т. П., Капустина Л. Л. Накопление и трансформация органического вещества в озере // Современное состояние экосистемы Ладожского озера / Под ред. Н.А. Петровой, Г.Ф. Расплетинной. Л.: Наука, 1987. С. 149–165.
17. Krylova Y. V., Korkishko N. N. Transformation of dissolved phytoplankton metabolites in Lake Ladoga as studied by gas-liquid chromatography // Proc. 3th Intern. Lake Ladoga Symp. 1999, Joensuu. 2000. P. 79–83.
18. Летанская Г.И. Современное состояние фитопланктона и тенденция его изменения в период летней стратификации // Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее / Под ред. В.А. Румянцева, В.Г. Дробковой. СПб.: Наука, 2002. С. 165–175.
19. Holopainen A. M., Letanskaya G. I. Lake summer phytoplankton communities in the northern part of Lake Ladoga // Proc. 3th Intern. Lake Ladoga Symp. 1999, Joensuu. 2000. P. 307–314.
20. Timakova T., Tekanova E. Primary production of the skerries area of Lake Ladoga in spring and summer // Proc. Workshop on Sustain. Use, Management and Development of the Lake Ladoga Basin. 2003. V. 3. P. 69–75.
21. Коркишко Н.Н., Кулиш Т.П., Петрова Т.Н., Черных О.А. Водное органическое вещество Ладожского озера и процессы его трансформации // Экологическая химия. 2000. Т. 9. С. 221–229.
22. Lean D.K.S. Overview on the nutrient status of Lake Ontario // Canad. J. Fish. Res. Aquat. Sci. 1987. V. 12. P. 2042–2046.
23. Stevens R. J. J., Neilson M. A. Response of Lake Ontario to the reductions in phosphorus load, 1967–82 // Canad. J. Fish. Res. Aquat. Sci. 1987. V. 44, № 12. P. 2059–2068.
24. Поздняков Д.В., Коросов А.В., Петтерссон Л.Х., Ионов В.В. Новый операционный алгоритм восстановления качества природных вод по данным спутникового зондирования // Исслед. Земли из космоса. 2005. № 3. С. 1–13.
25. Korosov A. A., Pozdnyakov D. V., Pettersson L.H., Grassl H. Satelliter data-based study of seasonal and spatial variations of water temperature and water quality parameters in Lake Ladoga // J. Appli. Rem. Sens. 2007. V. 1. P. 011508.
26. Kondratyev K. Ya., Filatov N.N., Johannessen O.M. et al. Limnology and Remote Sensing: a contemporary approach / Eds Kirill Ya. Kondratyev, N.N. Filatov. Chichester: Springer-Praxis, 1999. 408 p.
27. Jerome J.H., Bukata R.P., Miller J.R. Remote sensing reflectance and its relationship to optical properties of natural water // Int. J. Rem. Sens. 1996. V. 17. № 1. P. 43–52.
28. Morel A., Prieur L. Analysis of variations in ocean color // Limnol. Oceanogr. 1977. V. 22. P. 709–722.
29. Кондратьев К.Я., Поздняков Д.В., Исаков В.Ю. Радиационно-гидрооптические эксперименты на озерах. Л.: Наука, 1990. 115 с.
30. Pozdnyakov D., Korosov A., Grassl H., Pettersson L. An advanced algorithm for operational retrieval of water quality from satellite data in the visible // Int. J. Rem. Sens. 2005. V. 26. № 12. P. 2669–2687.
31. Бартеньева О.Д., Никитинская Н.И., Сакунов Г.Г., Веселова Л.К. Прозрачность толщи атмосферы. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 224 с.
32. Ивантер Э.В., Коросов А.В. Введение в количественную биологию. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2003. 304 с.
33. Bristow M., Nielsen D. Remote monitoring of organic carbon in surface waters // Rep. EPA-600/4-81-001. 1995. 84 p.
34. Bukata R.P., Jerome J.H., Kondratyev K. Ya., Pozdnyakov D.V. Optical Properties and Remote Sensing of Inland and Coastal Waters. Boca Raton e.a.: CRC Press, 1995. 362 p.
35. Ahn Y.-H., Bricaud A., Morel A. Light backscattering efficiency and related properties of some phytoplankters // Deep-Sea Res. 1992. V. 39. № 11/12. P. 1835–1855.
36. Remote Sensing of Ocean Colour in Coastal, and other Optically-Complex, Waters / Ed. S. Sathyendranath. IOCCG Rep. 2000. № 3. 88 p.
37. Румянцев В.А., Дробкова В.Г. Экологическая диагностика состояния Ладожского озера // Водные ресурсы европейского севера России. Петрозаводск: Изд-во Карельского научного центра, 2006. С. 110–126.
38. Кулиш Е.П. Гидрохимические исследования системы органического углерода озерной воды // Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее / Под ред. В.А. Румянцева, В.Г. Дробковой. СПб.: Наука, 2002. С. 107–111.
39. Крючков А.М. Влияние динамики вод Ладожского озера на формирование водной массы р. Невы // Современное состояние экосистемы Ладожского озера / Под ред. Н.А. Петровой, Г. Ф. Расплетинной. Л.: Наука, 1987. С. 180–186.

## **INvestigation of a “Hysteretic” Nature of Lake Ladoga’s Coming Back from a Mesotrophic State**

**D. V. Pozdnyakov, A. A. Korosov, N. A. Petrova, L. H. Pettersson, H. Grassl**

*Nansen International Environmental and Remote Sensing Centre, Saint-Petersburg*

*Institute of Limnology, Saint-Petersburg*

*Nansen Environmental and Remote Sensing Centre, Bergen*

*Max Planck Institute for Meteorology, Hamburg*

Concertedly with in situ observations, remote sensing data indicate that the ecosystem of Lake Ladoga is seriously destabilized since the outset of its coming back from the mesotrophic state. The ongoing processes encompass, firstly, the involvement of the previously conservative humic fraction of dissolved organic matter into the inherent decomposition processes, and secondly, alterations of the phytoplankton community composition. These changes might be irreversible.