



Российская Академия Наук



Карельский научный центр
Российской академии наук
Институт водных проблем Севера

**ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ
ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРА РОССИИ:
ИТОГИ И ПЕРСПЕКТИВЫ ИССЛЕДОВАНИЙ**

Петрозаводск 2006

Karelian Research Centre
Russian Academy of Science
Northern Water Problems Institute

**WATER RESOURCES
OF THE EUROPEAN NORTH OF RUSSIA:
RESULTS AND PERSPECTIVES**

Petrozavodsk 2006

УДК 556(470.2) + 644.61/64

Водные ресурсы Европейского Севера России: итоги и перспективы исследований. Материалы юбилейной конференции, посвященной 15-летию ИВПС, 2006 г.

Редакционная коллегия:

Н.Н. Филатов, В.И. Кухарев, Т.И. Регеранд, В.Х. Лифшиц

Работы, представленные в настоящем сборнике, подготовлены специалистами ведущих научных организаций, посвящены проблемам решения фундаментальных и практических задач оценки состояния, тенденций изменения, рационального использования, охраны и управления ресурсами водных объектов Севера России. В сборнике представлены перспективные методы и подходы в океанологии и лимнологии. Приводятся сведения о современном состоянии и даны прогностические оценки изменений крупнейших озер Севера России при климатических и антропогенных воздействиях. Представлены исследования процессов антропогенного эвтрофирования, закисления поверхностных и подземных вод, Белого моря, водосборов. Рассматриваются проблемы управления водными ресурсами и устойчивость водных систем к внешним воздействиям.

Water resources of the European North of Russia: results and perspectives. Proceedings of the Conference devoted to the 15th anniversary of the Northern Water Problems Institute, 2006.

Editorial Board:

N.N. Filatov, V.I. Kukharev, T.I. Regerand, V.H. Lifshic

The papers included in this volume have been prepared by specialists from the leading scientific organizations and deal with challenges in the fulfillment of basic and applied tasks in assessing the status, changes, sustainable use, conservation and management of water resources in the North of European Russia. The most promising methods and approaches used in oceanology and limnology are described. Data on the present-day status and forecasts of changes of the largest lakes of Northern Russia under climatic and anthropogenic impacts are provided. Information is presented about research into the processes of anthropogenic eutrophication and acidification of surface and ground waters, the White Sea, catchment areas. Problems of water resource management and resistance of aquatic systems to external impacts are considered.

ISBN 5-9274-0239-9

© Карельский научный центр РАН, 2006
© Институт водных проблем Севера, 2006
© Карельское отделение Русского
Географического общества, 2006

О Г Л А В Л Е Н И Е

ЭТАПЫ РАЗВИТИЯ ИНСТИТУТА ВОДНЫХ ПРОБЛЕМ СЕВЕРА КарНЦ РАН. <i>Н.Н. Филатов, В.И. Кухарев</i>	11
ПЕРСПЕКТИВНЫЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ ОКЕАНОЛОГИЧЕСКИХ И ЛИМНОЛОГИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ	
ОКЕАНОЛОГИЯ И ЛИМНОЛОГИЯ – ВОЗМОЖНОСТИ НАУЧНО ОБОСНОВАННОГО ПРОГНОЗА КЛИМАТА БУДУЩЕГО. <i>А.П. Лисицын</i> . 31	
МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ НА ПРИБРЕЖНЫЕ ЗОНЫ ПО ДАННЫМ МНОГОСПЕКТРАЛЬНЫХ И ГИПЕРСПЕКТРАЛЬНЫХ КОСМИЧЕСКИХ СКАНЕРОВ. <i>В.Г. Бондур, Н.И. Рыбакова, С.А. Старченков</i>	61
РАЗРАБОТКА АЛГОРИТМОВ ДЛЯ ИЗУЧЕНИЕ СЕЗОННОЙ И ПРОСТРАНСТВЕННОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ ПАРАМЕТРОВ КАЧЕСТВА ВОД ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА ПО ДАННЫМ ДИСТАНЦИОННЫХ ИЗМЕРЕНИЙ. <i>А.А. Коросов, Д.В. Поздняков, Н.Н. Филатов, А.А. Мазуров, Е.А. Лупян</i>	78
РАЗВИТИЕ МЕТОДОВ ХИМИЧЕСКОГО АНАЛИЗА ПРИРОДНЫХ И ЗАГРЯЗНЕННЫХ ВОД. <i>П.А. Лозовик, Н.А. Ефременко, С.В. Басова, А.Л. Ипатов, Н.А. Кукконен, Н.Н. Мартынова, А.В. Платонов, С.А. Поленова, И.Ю. Потапова, И.С. Родькина, Е.А. Селиванова</i>	92
СОСТОЯНИЕ И ИЗМЕНЕНИЯ ЭКОСИСТЕМ КРУПНЕЙШИХ ОЗЕР СЕВЕРА	
ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ДИАГНОСТИКА СОСТОЯНИЯ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА. <i>В.А. Румянцев, В.Г. Дрabbкова</i>	110
ОНЕЖСКОЕ ОЗЕРО СЕГОДНЯ И ЗАВТРА: ОПЫТ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ. <i>Л.А. Руховец, Н.Н. Филатов, А.Ю. Тержесвик, Г.П. Астраханцев, Т.Р. Минина, А.Н. Мальгин, Н.А. Петрова, В.Н. Полосков Н.А. Белкина, Т.В. Ефремова, Л.Е. Назарова, Ю.А. Сало, А.В. Сабылина, Т.М. Тимакова</i>	127
СУКЦЕССИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ОЗЕРА ИМАНДРА ПОД ВОЗДЕЙСВИЕМ АНТРОПОГЕННЫХ НАГРУЗОК И ТЕНДЕНЦИИ К ВОССТАНОВЛЕНИЮ. <i>Т.И. Моисеенко, Н.А. Гашикина, А.Н. Шаров, О.И. Вандыш, Л.П. Кудрявцева</i>	154
ОЦЕНКИ ВОЗМОЖНЫХ ИЗМЕНЕНИЙ КЛИМАТА И ИХ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА НЕКОТОРЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА ЛАДОЖСКОГО И ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА. <i>Н.Н. Филатов, Л.Е. Назаров, Ю.А. Сало, А.Ю. Тержесвик</i>	178

ИССЛЕДОВАНИЯ ОЗЕРНО-РЕЧНЫХ СИСТЕМ И ПОДЗЕМНЫХ ВОД

СОВРЕМЕННЫЕ ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ ПРОЦЕССОВ ТРАНСФОРМАЦИИ ПРЭСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ СЕВЕРА. <i>Н.А. Каишулин, В.А. Дауэвальтер, Б.П. Ильишук, Н.Е. Раткин, О.И. Вандыш</i>	197
ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ КАРЕЛИИ: ПУТИ РЕШЕНИЯ ПРОБЛЕМ ИНВЕНТАРИЗАЦИИ, МОНИТОРИНГА И РАЦИОНАЛЬНОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ. <i>А.В. Литвиненко, Н.Н. Филатов</i> ,	218
ОЦЕНКА СТОКОВЫХ ХАРАКТЕРИСТИК СЕВЕРНЫХ РЕК ЕВРОПЕЙСКОЙ РОССИИ. <i>Л.Ф. Сотникова</i>	228
ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА И ЕГО БАССЕЙНА И ПРОБЛЕМЫ ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ. <i>А.В. Литвиненко, Н.Н. Филатов, Т.М. Тимакова, П.А. Лозовик, И.А. Литвинова, В.А. Карпечко</i>	236
ИССЛЕДОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ ФОРМИРОВАНИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД КАРЕЛИИ. <i>П.А. Лозовик, А.В. Рыжаков, А.В. Сабылина, Н.Н. Мартынова, Н.А. Белкина, М.В. Калмыков, А.В. Платонов, И.Ю. Потапова, М.Б. Зобков</i>	249
ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ИВПС НА ВОДОЕМАХ КАРЕЛИИ. <i>Н.М. Калинин, Т.М. Тимакова, Т.П. Куликова, Т.А. Чекрыжева, А.В. Рябинкин, М.Т. Сярки, Е.В. Теканова, Т.Н. Полякова</i>	273
ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПОДЗЕМНЫХ ВОД КАРЕЛИИ. <i>Г.С. Бородулина, М.А. Богачев, Г.Л. Чесалина, Е.А. Перская, И.С. Сельшева</i>	294
ИССЛЕДОВАНИЕ ТРАНСФОРМАЦИИ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ КЕНОЗЕРСКОГО НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА (АРХАНГЕЛЬСКАЯ ОБЛАСТЬ) ПОД ВЛИЯНИЕМ СЕЛЬСКОГО И ЛЕСНОГО ХОЗЯЙСТВА. <i>Н.М. Калинин, Т.М. Тимакова, П.А. Лозовик, А.В. Рыжаков, Т.П. Куликова, А.В. Рябинкин, Т.А. Чекрыжева</i>	312
ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ВОДОСБОРЫ ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРА РОССИИ. <i>Ю.В. Карпечко, И.М. Нестеренко, Н.Л. Бондарик</i>	323
INVESTIGATIONS OF WINTERTIME PHYSICAL PROCESSES IN BOREAL LAKES. <i>Matti Leppäranta, Caixin Wang, Keguan Wang, Kunio Shirasawa and Jari Usikivi</i>	342
ГИДРОФИЗИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ РАЗВИТИЯ ЭКОСИСТЕМНЫХ ПРОЦЕССОВ ЗАМЕРЗАЮЩИХ ОЗЕР. <i>Н.И. Пальшин, Р.Э. Здорovenнов, Г.Э. Здорovenнова, А.В. Митрохов, М.П. Петров, А.Ю. Тержевик</i>	359

РОЛЬ ЗОНАЛЬНЫХ ФАКТОРОВ И МОРФОМЕТРИИ ОЗЕР В ФОРМИРОВАНИИ ИХ ТЕРМИЧЕСКОЙ СТРАТИФИКАЦИИ. <i>Т.В. Ефремова, Н.И. Пальшин, М.С. Потахин</i>	377
--	-----

**ПРОБЛЕМЫ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ, УСТОЙЧИВОСТИ
И УПРАВЛЕНИЯ**

ПРОБЛЕМЫ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ, УСТОЙЧИВОСТИ И УПРАВЛЕНИЯ МЕТОДЫ РЕШЕНИЯ ПРОБЛЕМ УЛУЧШЕНИЯ КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД. <i>В.Г. Пряжинская</i>	392
--	-----

ОЦЕНКА УСТОЙЧИВОСТИ ВОДОЕМОВ ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРА К ИЗМЕНЕНИЮ ПАРАМЕТРОВ ЕСТЕСТВЕННОГО И АНТРОПОГЕННОГО РЕЖИМОВ. <i>Е.А. Примак, В.В. Дмитриев</i>	408
---	-----

ПРОБЛЕМЫ НОРМАТИВНО-ПРАВОВОГО ОБЕСПЕЧЕНИЯ И УПРАВЛЕНИЯ РЕСУРСАМИ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ. <i>О.Я. Глибко, А.А. Лукин</i>	417
--	-----

**БЕЛОЕ МОРЕ И ЕГО ВОДОСБОР: СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ,
ВОЗМОЖНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ПОД ВЛИЯНИЕМ
АНТРОПОГЕННЫХ И КЛИМАТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ**

ИССЛЕДОВАНИЯ БЕЛОГО МОРЯ И ЕГО ВОДОСБОРА КАК СОЦИО-ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОЙ СИСТЕМЫ. <i>Н.Н. Филатов, А.Ю. Тержсевич, А.В. Литвиненко, П.В. Дружинин, И.А. Неелов, О.П. Савчук</i>	436
---	-----

О КОМПЛЕКСНЫХ ИССЛЕДОВАНИЯХ ЭСТУАРИЕВ КАРЕЛЬСКОГО ПОБЕРЕЖЬЯ БЕЛОГО МОРЯ. <i>Ю.С. Долотов, Н.Н. Филатов, Р.Э. Здорвеннов, А.В. Платонов, В.П. Шевченко, Н.А. Римский-Корсаков, И.П.Кутчева, Н.В.Денисенко, Н.Н. Немова</i>	463
--	-----

ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ БЕЛОГО МОРЯ ГУБ И ШХЕРНЫХ РАЙОНОВ. <i>М.П. Максимова, В.А. Чугайнова</i>	474
---	-----

МОДЕЛИРОВАНИЕ УСЛОВИЙ ТРАНСФОРМАЦИИ БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ И ФОРМИРОВАНИЯ БИОПРОДУКТИВНОСТИ МОРСКОЙ СРЕДЫ В ГУБЕ ЧУПА БЕЛОГО МОРЯ. <i>А.В.Леонов, Н.Н.Филатов, Р.Э. Здорвеннов, Г.Э. Здорвеннова</i>	501
---	-----

ИССЛЕДОВАНИЕ ВЗВЕСИ, МИКРОВОДОРОСЛЕЙ И ПОТОКОВ ОСАДОЧНОГО ВЕЩЕСТВА В ГУБЕ ЧУПА, БЕЛОЕ МОРЕ В КОНЦЕ ЗИМНЕГО ПЕРИОДА. <i>В.П. Шевченко, Т.Н. Ратькова, П.М. Бояринов, А.В.Митрохов, И.В. Садовникова, О.М. Сергеева</i>	520
---	-----

CONTENTS

STAGES IN THE DEVELOPMENT OF THE NORTHERN WATER PROBLEMS INSTITUTE (NWPI) OF THE KARELIAN RESEARCH CENTRE OF THE RUSSIAN ACADEMY OF SCIENCE (NWPI KRC OF RAS). <i>N.N. Filatov, V.I. Kukharev</i>	11
PROMISING METHODS IN OCEANOGRAPHY AND LIMNOLOGY	
OCEANOLOGY AND LIMNOLOGY – POSSIBILITIES OF WELL-GROUNDED CLIMATE FORECASTING. <i>A.P. Lisitsyn</i>	31
MONITORING ANTHROPOGENIC IMPACTS ON COASTAL ZONES USING MULTISPECTRAL AND HYPERSPECTRAL SATELLITE SCANNING DATA. <i>V.G. Bondur, N.I. Rybakova, S.A. Starchenkov</i>	61
DEVELOPING ALGORITHMS FOR THE STUDY OF SEASONAL AND SPATIAL VARIABILITY OF WATER QUALITY PARAMETERS IN LAKE LADOGA USING REMOTE SENSING DATA. <i>A.A. Korosov, D.V. Pozdnyakov, N.N. Filatov, A.A. Mazurov, E.A. Lupyán</i>	78
DEVELOPING METHODS FOR CHEMICAL ANALYSIS OF UNDISTURBED AND POLLUTED WATERS. <i>N.A. Yefremenko, P.A. Lozovik, S.V. Basova, A.L. Ipatov, N.A. Kukkonen, N.N. Martinova, A.V. Platonov, S.A. Poleniova, I.Ju. Potapova, I.S. Rodkina, E.A. Saelivanova (NWPI of KRC, Petrozavodsk)</i>	92
STATUS AND CHANGES IN ECOSYSTEMS OF THE LARGEST LAKES OF NORHTERN RUSSIA	
ECOLOGICAL DIAGNOSIS OF THE STATUS OF LAKE LADOGA. <i>V.A. Rumyantsev, V.G. Drabkova</i>	110
LAKE ONEGO TODAY AND TOMORROW: EXPERIENCE OF MATHEMATICAL MODELING. <i>L.A. Rukhovets, N.N. Filatov, A.Yu. Terzhevnik et al.</i>	127
LAKE IMANDRA ECOSYSTEM SUCCESSION UNDER ANTHROPOGENIC IMPACT, AND REGENERATION TENDENCIES. <i>T.I. Moiseenko, N.A. Gashkina, A.N. Sharov, O.I. Vandysh, L.P. Kudryavtseva</i>	154
ESTIMATES OF POTENTIAL CLIMATE CHANGE AND ITS EFFECT ON SOME HYDROLOGICAL PARAMETERS OF LAKES LADOGA AND ONEGO. <i>N.N. Filatov, L.E. Nazarova, Yu.A. Salo, A.Yu. Terzhevnik</i>	178

STUDIES OF LAKE-RIVER SYSTEMS AND GROUNDWATERS

CONTEMPORARY APPROACHES TO ASSESSING TRANSFORMATION PROCESSES IN NORTHERN FRESHWATER ECOSYSTEMS.

N.A. Kashulin, V.A. Dauwalter, B.P.Ilyashuk, N.E. Ratkin, O.I. Vandysch 197

WATER RESOURCES OF KARELIA: SOLUTIONS FOR THEIR INVENTORY, MONITORING AND SUSTAINABLE USE.

A.V. Litvinenko, N.N. Filatov 218

ASSESSMENT OF DISCHARGE CHARACTERISTICS OF RIVERS IN THE NORTH OF EUROPEAN RUSSIA. *L.F. Sotnikova*

..... 228

WATER RESOURCES OF LAKE ONEGO AND ITS WATERSHED; PROBLEMS IN THEIR UTILIZATION. *A.V. Litvinenko, N.N. Filatov,*

T.M. Timakova, P.A. Lozovik, I.A. Litvinova, V.A. Karpechko 236

INVESTIGATIONS INTO THE FORMATION PROCESSES OF THE CHEMICAL COMPOSITION OF SURFACE WATERS

IN KARELIA. *P.A. Lozovik, A.V. Ryzhakov, A.V. Sabylina et al.* 249

HYDROECOLOGICAL STUDIES ON WATER-BODIES OF KARELIA.

N.M. Kalinkina, T.M. Timakova, T.P. Kulikova, T.A. Chekryzheva, A.V. Ryabinkin, M.T. Syarki, E.V. Tekanova, T.N. Polyakova 273

ECO-GEOCHEMICAL CHARACTERISTICS OF SUBSURFACE

WATERS OF KARELIA. *G.S. Borodulina, M.A. Bogachev, G.L. Chesalina, E.A. Perskaja, I.S. Selisheva* 294

INVESTIGATIONS OF TRANSFORMATION OF WATER ECOSYSTEMS KENOZERO NATIONAL PARK (ARCHANGELSK DISTRICT)

UNDER AGRICULTURE AND FOREST INDUSTRY. *N.M. Kalinkina, T.M. Timakova, P.A. Lozovik, A.V. Ryzhakov, T.P. Kulikova, A.V. Ryabinkin, T.A. Chekryzheva* 312

HYDROLOGICAL STUDIES OF HUMAN IMPACT ON CATCHMENTS IN THE NORTH OF EUROPEAN RUSSIA. *Yu.V. Karpechko,*

I.M. Nesterenko, N.L. Bondarik 323

INVESTIGATIONS OF WINTER-TIME PHYSICAL PROCESSES IN BOREAL LAKES. *Matti Lappentranta*

..... 342

HYDROPHYSICAL ASPECTS OF THE DEVELOPMENT OF ECOSYSTEM PROCESSES IN FREEZING LAKES. *N.I. Palshin, R.E. Zdorovenov,*

G.E. Zdorovenova, A.V. Mitrokhov, M.P. Petrov, A.Yu. Terzhevik 359

ROLE OF ZONAL FACTORS AND LAKE MORPHOMETRY IN FORMING THERMAL STRATIFICATION.

T.V. Yefremova, N.I. Palshin, M.S. Potakhin 377

CHALLENGES IN STATUS, SUSTAINABILITY AND MANAGEMENT ASSESSMENTS

ECONOMIC MECHANISMS FOR WATER QUALITY MANAGEMENT IN ECOLOGICALLY DEGRADED WATER-BODIES. <i>V.G. Pryazhinskaya</i>	392
ASSESSING THE RESISTANCE OF WATER-BODIES IN THE EUROPEAN NORTH TO CHANGES IN THE NATURAL AND ANTHROPOGENIC REGIME. <i>E.A. Primak, V.V. Dmitriev</i>	408
PROBLEMS IN LEGISLATIVE AND NORMATIVE REGULATION AND MANAGEMENT OF WATER RESOURCES. <i>J.Ja/ Glibko, A.A. Lukin et al.</i>	417

THE WHITE SEA AND ITS WATERSHED: MODERN STATUS, POTENTIAL CHANGES DUE TO ANTHROPOGENIC AND CLIMATIC FACTORS

THE WHITE SEA AND ITS WATERSHED: APPROACHED AS AN INTEGRAL ECOLOGICAL-SOCIAL-ECONOMIC SYSTEM. <i>N.N. Filatov, A.Yu. Terzhevik, A.V. Litvinenko, P.V. Druzhinin, I.A. Neelov, O.P. Savchuk</i>	436
MULTIDISCIPLINARY STUDY OF THE ESTUARIES AND THE COASTAL ZONE OF THE WHITE SEA KARELIAN COAST. <i>Yu. S. Dolotov, N. N. Filatov, R.E.Zdorovenov, A. V. Platonov, V. P. Shevchenko, N.A.Rimski-Korsakov, I. P. Kutcheva, N.V.Denisenko, N.N.Nemova</i>	463
HYDROCHEMICAL CLASSIFICATION OF THE WHITE SEA ESTUARIES. <i>M.P. Maksimova , V/A/ Chugainova</i>	474
MODELING THE CONDITIONS FOR THE TRANSFORMATION OF NUTRIENTS AND FORMATION OF THE BIOPRODUCTIVITY OF THE MARINE ENVIRONMENT IN THE CHUPA BAY, WHITE SEA. <i>A.V. Leonov, N.N. Filatov, R.E. Zdorovenov, G.E. Zdorovenova</i>	501
STUDIES OF THE SUSPENDED MATERIAL, MICROALGAE AND SEDIMENTARY MATERIAL FLUXES IN THE CHUPA BAY, WHITE SEA, AT THE END OF THE WINTER SEASON. <i>V.P. Shevchenko, T.N. Rat'kova, P.M. Boyarinov, A.V. Mitrokhov, I.V. Sadovnikova, O.M. Sergeeva</i>	520

ЭТАПЫ РАЗВИТИЯ ИНСТИТУТА ВОДНЫХ ПРОБЛЕМ СЕВЕРА КарНЦ РАН

Н.Н. Филатов, В.И. Кухарев

Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, Петрозаводск

nfilatov@nwpi.krc.karelia.ru

Водный фонд Российской Федерации и его ресурсы являются национальным достоянием страны. Водные ресурсы играют важнейшую роль в обеспечении устойчивого социально-экономического развития Севера России. Состояние здоровья населения, развитие экономики в значительной степени зависят от запасов и качества водных ресурсов, их комплексного рационального использования и охраны. Ресурсы поверхностных и подземных вод Европейского Севера важны в настоящем и представляют стратегический интерес для будущего не только нашей страны, но и зарубежья. Располагая значительными запасами пресных вод (крупнейшие озера Европы, озерно-речные системы, подземные воды четвертичных отложений), население Севера РФ испытывает проблемы с обеспечением питьевой водой высокого качества, отмечается загрязнение водных объектов, их нерациональное использование, застройка водоохраных зон и пр.

В настоящий сборник вошли работы, которые предполагается заслушать на юбилейной конференции, посвященной 15-летию создания Института водных проблем Севера, образованного на базе созданного 60 лет назад Отдела водных проблем, который входил в состав Карельского филиала АН СССР. Будут обсуждены наиболее важные фундаментальные проблемы водного сектора в условиях существенного изменения социально-экономической ситуации в стране за последние 15 лет и при наблюдающемся потеплении климата, а также намечены пути решения практических проблем обеспечения водными ресурсами экономики Севера России.

Напомним основные этапы истории исследований Института (Отдела) водных проблем Севера. Распоряжением Президиума АН СССР в январе 1946 г. создается Карело-Финская научно-исследовательская база АН СССР. В число ее научных подразделений вошел сектор гидрологии и водного хозяйства. Организатором и руководителем его был один из крупнейших знатоков вод Севера инженер-гидротехник С.В. Григорьев. Созданный на базе сектора Отдел, а впоследствии Институт, всегда был комплексным научным учреждением, в состав которого входили лаборатории, выполняющие гидрологические, гидрохимические, гидрогеологические и гидробиологические исследования озерно-речных систем, Бело-го моря, подземных вод, водосборов.

В 1946–1959 гг. после окончания Великой Отечественной войны в связи с актуальными запросами восстановления экономики страны, выполнялось планомерное изучение внутренних водоемов Карелии и водного хозяйства, проводилась инвентаризация водных ресурсов, оценка возможного использования вод в соответствии с нуждами различных отраслей народного хозяйства. Результатом явились обобщающие сводки монографического характера, например, «Каталог озер Карелии» (Григорьев, Грицевская, 1959), удостоенный премии Президиума АН СССР.

С 1948 г. Отделом проводятся комплексные сезонные исследования озерно-речных систем республики с участием гидрологов (Н.М. Лазаревская, Л.К. Попенко, Г.Л. Грицевская, К.Д. Литинская, В.А. Фрейндлинг), гидрохимиков (П.Г. Лобза, Н.С. Харкевич, Н.П. Маслова, М.П. Максимова), биологов (П.В. Зыков, О.И. Потапова, В.А. Соколова, М.В. Балагурова, З.И. Филимонова). В результате работ, проведенных на более чем 150 водоемах Средней и Южной Карелии, предложены мероприятия по повышению их рыбной продуктивности, подобран озерный фонд для создания рыбных хозяйств, составлены рыбопромысловые атласы. В дальнейшем на базе полученных данных была составлена генеральная схема развития рыбного хозяйства на внутренних водоемах Карелии.

В 1950–60 гг. ведущим направлением исследований в Отделе было энергетическое. По полученным материалам дан анализ и обобщен опыт проектирования, строительства и эксплуатации ГЭС. Результатом этих исследований явилась монография С.А. Берсонова «Водно-энергетический кадастр Карельской АССР» (1960), которой также присуждена премия Академии Наук. В эти же годы Отдел выполняет исследования по совершенствованию питьевого водоснабжения городов и крупных населенных пунктов Карелии (Петрозаводск, Кондопога, Сортавала и др.). В результате предложены новые места расположения водозаборных сооружений и мероприятия по совершенствованию системы водоочистки. Материалы исследований легли в основу проектных решений (К.Д. Литинская, Н.П. Маслова, Г.П. Пирожкова, Н.С. Харкевич).

В 1960–1970 гг. было проведено энергетическое районирование территории Карелии. Рассмотрены особенности каждого из районов и главных каскадов ГЭС, местных энергосистем и водохранилищ, оценено влияние гидротехнического строительства на развитие водного хозяйства и комплексного использования внутренних вод. Многолетний опыт эксплуатации различных по величине и значимости водохранилищ проанализирован и обобщен С.В. Григорьевым в работах: «О гидрологических типах водоемов» (1958), «Энергетические водохранилища озерного типа и их особенности» (1959), «О некоторых определениях и показателях в озераведении» (1968).

В 1963 г. заведующим отдела был назначен к.т.н. (ныне доктор) И.М. Нестеренко.

В связи с интенсификацией в 60–70-х годах хозяйственной деятельности (развитие сельского хозяйства, лесной и сельскохозяйственной мелиорации, лесозаготовок) Отдел ведет комплексные исследования вод основных озерно-речных систем (бассейны рек Шуи, Суны, Выга и др.) с разработкой рекомендаций по их всестороннему использованию. Материалы опубликованы в ряде изданий Карельского филиала АН СССР и в справочнике «Озера Карелии». В период 1960–80 гг., в связи с развитием целлюлозно-бумажной и деревообрабатывающей промышленности, под руководством Н.С. Харкевич, М.В. Балагуровой, В.А. Соколовой, З.И. Филимоновой, В.А. Фрейндлинга проводятся комплексные исследования водоемов-приемников промышленных сточных вод. Наблюдения, выполненные на Онежском и Ладожском озерах, Выгозерском водохранилище, оз. Суоярви, реках Сев. Двина, Выг и Вычегда дали картину их состояния, позволили предложить рекомендации для проектных организаций при разработке современных систем очистки стоков и охране водных объектов от загрязнений.

При расформировании Карельского филиала АН СССР в 1963 году, входившие в его состав научные подразделения были переданы различным ведомствам. В частности, Отдел водных проблем стал временно учреждением СевНИИГиМа Министерства мелиорации и водного хозяйства. Карельский филиал АН СССР, куда вошел и Отдел, был вновь восстановлен в 1967 г.

В 1968 г. заведующим Отдела назначается к.г.н. В.А. Фрейндлинг.

При проектировании и строительстве горнообогатительного комбината и г. Костомукши Отдел выполняет широкий комплекс исследований на водоемах бассейна р. Кеми. Полученные результаты легли в основу строительства систем водоснабжения города и промузла. Наблюдения продолжались в процессе функционирования комбината и развития инфраструктуры региона, дав материалы для оценки происходящих в водоемах изменений и выработке рекомендаций по снижению негативных последствий хозяйственной деятельности. В связи с перспективами строительства гидроаккумулирующей станции на оз. Паанаярви (бассейн р. Оланги) проведено комплексное изучение его уникальной экосистемы. Дано заключение о недопустимости намечаемого строительства, выполнено научное обоснование для создания национального парка «Паанаярви». В эти же годы на основе анализа данных измерений и моделирования была доказана нецелесообразность строительства водорассеивающего выпуска Сегежского ЦБК.



Фото 1. Коллектив ОВП в 1945–1970 гг.

В 1980–1985 гг. Отдел участвует в общесоюзной программе ГКНТ по оценке возможного влияния перераспределения водных ресурсов СССР (проблема «переброски» части стока северных рек в южные регионы страны). Проведен комплекс исследований на водоемах Карельского региона, Архангельской области, Белом море, однако основным объектом изучения являлось Онежское озеро. В результате дано отрицательное заключение об использовании вод озера для реализации задач проекта. В эти годы начали активно применяться методы моделирования водных экосистем (совместно со специалистами Вычислительного центра АН СССР под руководством академика Н.Н. Моисеева). Отдел проводит фундаментальные работы, начатые в 70-х годах на Вендюрской группе озер (Южная Карелия) по изучению функционирования разнотипных, в разной степени подверженных антропогенному влиянию малых водоемов.

Гидрогеологами Отдела оценены запасы, состав и качество подземных вод Карелии (И.К. Поленов, А.В. Иешина), разработаны рекомендации по их использованию в качестве источников питьевого водоснабжения, выполнен комплекс работ по изучению минеральных вод и водоемов

с лечебными грязями (марциальные воды, запасы лечебных грязей оз. Габозера и др.), даны заключения о возможности их применения в бальнеологических целях (Е.П.Васильева, Ю.К.Поляков).

В 70–80-х годах продолжают многолетние комплексные исследования экосистемы Онежского озера (совместно со специалистами институтов Озероведения и Зоологического). Материалы по формированию в нем внутриводоемных процессов при различных климатических условиях, по изменчивости стока рек, по поступающим промышленным, сельскохозяйственным и коммунально-бытовым сточным водам, их трансформации, а также по современному состоянию озера опубликованы в ряде монографий и сборниках статей. Отдел большое внимание уделяет работам по программам «Разработка долгосрочных социально-экономических, научно-технических и эколого-экономических прогнозов развития народного хозяйства Карельской АССР на период 1990–1992 гг., до 2005 г.» и др.

В 1988 г. заведующим Отделом по конкурсу был избран к.г.н. Н.Н. Филатов.

В 1988–1991 гг. наибольшее внимание Отдел уделяет исследованиям крупнейших озер Европы – Онежского и Ладожского. Основные работы связаны с изучением фундаментальных закономерностей процессов эвтрофирования этих водоемов. В 1990 г. опубликована обобщающая монография «Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения» (ред. З.С. Кауфман). По общероссийской программе «Разрезы» на Онежском озере проведены уникальные эксперименты, позволившие надежно выполнить калибровку и верификацию моделей океана и озер. Впервые совместно с Финляндией выполнены международные исследования Онежского и Ладожского озер, Финского залива и оз. Сайма, с Канадой и США продолжено изучение Великих озер Европы и Северной Америки, а с международным центром озер (Япония) проведена работа по созданию Каталога озер Мира, в который включены сведения о ряде озер Карелии. В эти годы были заложены основы создания института.

В 1991 г. благодаря рекомендациям комиссии АН СССР по комплексной проверке Отдела водных проблем (руководитель чл.-корр. РАН Г.В. Воропаев), поддержке Отделения океанологии, физики атмосферы и географии РАН (руководитель акад. Л.М. Бреховских, ученый секретарь чл.-корр. РАН Ю.С. Долотов) и Президиума Карельского филиала Академии Наук (руководители д.т.н. И.М. Нестеренко и д.б.н. А.Ф. Титов) был создан *Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН (ИВПС)*, первым директором-организатором которого стал д.г.н. Н.Н. Филатов.

В период 1991–1995 гг. Институт проводит фундаментальные исследования термогидродинамических процессов и полей озер. В издательст-

ве «Наука» изданы монографии «Процессы формирования термического режима пресноводных глубоких водоемов» (П.М. Бояринов, М.П. Петров, 1991) и «Гидродинамика озер» (Н.Н. Филатов, 1991). На основе обобщения данных по многочисленным озерам издается ряд работ: «Водные ресурсы Карелии и экология» (ред. Лифшиц, 1992); «Каталог озер Карелии (донные отложения)» (Васильева, Поляков, 1992); «Использование и охрана водных ресурсов бассейна Белого моря» (ред. Лифшиц, 1994); «Acidification of Inland Waters (ed. Mononen P., Lozovic P., 1994).



Фото 2. Сотрудники лабораторий гидрохимии, гидрогеологии ИВПС

В ИВПС активно внедряются новые методы и технологии изучения водных систем, в том числе дистанционные аэрокосмические, ГИС, математическое моделирование. По результатам дистанционных самолетных и спутниковых исследований изданы работы «Оценка качества вод водоемов с помощью дистанционных методов изучения водосборов» (Ю.В. Карпечко, С.А. Кондратьев, Л.Ф. Логинова, Н.Н. Филатов, 1991) и «Введение в спутниковую лимнологию» (Н.Н. Филатов, 1989). В 1991 г. в Институте была создана первая в Карелии лаборатория геоинформационных систем, на основе ГИС-технологий разработан «Каталог озер и рек Карелии» (Н.Н. Филатов, А.В. Литвиненко, В.В. Кекконен и В.А. Фрейдлинг, 1999). Совместно со специалистами лаборатории кибернетики Института прикладных математических методов КарНЦ РАН разработана

автоматизированная система «Озера, реки и гидротехнические сооружения Республики Карелия», переданная во многие институты, министерства и ведомства.

Совместно с Институтом океанологии РАН (академик А.С. Саркисян, д.ф.-м.н. Ю.Л. Демин) были внедрены диагностические, адаптационные и прогностические модели термогидродинамических процессов и явлений озер и Белого моря. По результатам исследований были подготовлены публикации в центральных журналах, монографии. Результаты работ по дистанционным методам и моделированию обобщены в монографии «Limnology and Remote sensing» (ред. К.Я. Кондратьев, Н.Н. Филатов и др., 1999), опубликованной в издательстве Springer-Praxis (London) коллективом исследователей разных институтов. В настоящее время Институт сотрудничает с рядом ведущих организаций страны в области разработки и применения дистанционных методов при изучении окружающей среды: центром «Аэрокосмос» (акад. В.Г. Бондур), Международным наносеновским центром дистанционных методов и окружающей среды (дир. Л.П. Бобылев), ИКИ РАН.

Уникальные инструментальные комплексные исследования гидрофизических и гидрометеорологических процессов и явлений в зимний период на разнотипных озерах южной Карелии начаты с 1995 г. (П.М. Бояринов, А.М. Глинский, А.В. Митрохов, Н.И. Пальшин, М.П. Петров, Г.Э. Здоровеннова, Р.Э. Здоровеннов и др.). Они стали особенно результативными в ходе международного сотрудничества под руководством к.т.н. А.Ю. Тержевика. Анализ данных многолетних наблюдений в зимний период позволил сформулировать основные особенности формирования гидротермодинамического и радиационного режима, а также вертикальной структуры растворенного кислорода малого мелководного озера, покрытого льдом, типичного для Восточной Фенноскандии. В рамках международных проектов велась разработка модели вертикальной термической структуры и условий перемешивания в озере, внедренной после тестирования в численный прогноз погоды Немецкой службой погоды (А.Ю. Тержевик).

Традиции водохозяйственных исследований в Карелии заложены организатором и многолетним руководителем Отдела д.г.н. С.В. Григорьевым. Им подготовлен фундаментальный обобщающий труд «Внутренние воды Карелии и их хозяйственное использование» (1961), где впервые дана характеристика всего водохозяйственного комплекса республики. Эти исследования продолжены и развиты в работах К.Д. Литинской, В.Х. Лифшица, А.В. Литвиненко. Выявлены закономерности формирования и распределения водных ресурсов как одного из важнейших факторов развития производительных сил. Проведена оценка водопотребления

и водоотведения отраслями народного хозяйства. Выделены водохозяйственные районы и определен их водохозяйственный профиль, сформулированы основные научно-технические проблемы, связанные с использованием водных ресурсов Карелии: охрана вод от загрязнения, обеспечение населения качественной питьевой водой, управление водным хозяйством. В 70–80-х годах по заданию ГКНТ СССР подготовлен сводный раздел «Водные ресурсы и водное хозяйство» и выполнен прогноз использования водных ресурсов для технико-экономического доклада «Основные положения программы комплексного освоения природных ресурсов и развития производительных сил Европейского Севера СССР на период 1990–2000 гг.». В нем обобщены материалы по Карельской и Коми АССР, Архангельской и Мурманской областям. Разработан раздел «Водные ресурсы и водное хозяйство» для Комплексной программы научно-технического прогресса Северного экономического района на период до 2010 г.». В 1988–1991 гг. проведены исследования по разделу «Водные ресурсы и водное хозяйство Европейского Севера» (Мурманская, Архангельская, Пермская, Свердловская области, Карельская и Коми АССР) для общесоюзной темы «Комплексный прогноз использования природных ресурсов и развития производительных сил зоны Севера СССР на 1991–2010 гг.» Во всех случаях Институт выступал головным ведущим учреждением. В начале 90-х гг. в связи с изменившимися социально-экономическими условиями в сфере водного хозяйства наметились новые тенденции, нуждающиеся в отслеживании и анализе. В эти годы разрабатывалась тема «Структура, динамика и прогнозирование водопотребления и водоотведения в районах Европейского Севера России». В последние годы выполнялись исследования по созданию методических основ составления водохозяйственного кадастра применительно к административному району. Данный кадастр представляет собой справочно-информационное издание, предназначенное для обеспечения органов государственного управления всех уровней, предприятий, организаций, других юридических лиц и отдельных граждан, облегчает принятие оптимальных эколого-экономических решений. В 1999 г. разработана республиканская программа «Обеспечение Республики Карелия питьевой водой» (1999), вошедшая в федеральную общероссийскую целевую программу «Обеспечение населения России питьевой водой». Проблема питьевого водоснабжения региона становится одним из наиболее важных направлений работы Института.

С 1992 г. под руководством к.х.м. (ныне доктор) П.А. Лозовика проводится мониторинг многочисленных водных объектов Карелии. Результаты многолетних исследований многочисленных озер и озерно-речных систем обобщены в работе «Современное состояние водных объектов Ка-

релии. По данным мониторинга» (ред. Филатов, Куликова, Лозовик, 1998). С 90-х годов большое внимание стало уделяться изучению не только самих водных систем, но и их водосборов - в 1996 г. опубликована монография Ю. В. Карпечко и И. М. Нестеренко «Водный и тепловой режим осушаемых болот и заболоченных земель Карелии». Разработаны методы расчетов радиационного баланса осушаемого болота, влагозапасов низинных осушаемых торфяников, испарения с многолетних трав. Даны рекомендации количественной оценки максимальных расходов весеннего половодья и дождевых паводков на водосборах, осушаемых для сельскохозяйственного производства. К важным научным достижениям последних лет относятся разработка методов определения испарения с леса и оценки его изменения при возможных колебаниях климатических характеристик в таежной зоне Европейского Севера России, а также прогнозы изменения стока в ближайшие 200 лет для различных условий эксплуатации лесного фонда Карелии.



Фото 3. Сотрудники лабораторий гидрофизики, географии и гидрологии

Многие годы в Отделе (Институте) выполняется планомерное изучение химического состава и качества воды озерно-речных систем. С середины 80-х годов проводятся исследования закисления поверхностных вод

Карелии, включающие наблюдения за атмосферными выпадениями. Выяснено, что атмосферные осадки, выпадающие на территории Карелии, постоянно кислые (средняя величина рН – 4,8). Они представляют потенциальную опасность как источник закисления и загрязнения поверхностных вод, поскольку содержат около 90% серы техногенного происхождения. Детально исследованы процессы эвтрофирования, токсического загрязнения многочисленных озер, в частности, Онежского озера, северной части Ладоги и его притоков, Выгозера и р. Нижний Выг, водоемов района г. Костомукши, озер Ср. Куйто, Суоярви, Исо-Пюхярви, Крошнозеро, Пряжинское, Святозеро, Сямозеро, притоков Белого моря, Кончезерской, Нижнесунской и Заонежской группы озер (П.А. Лозовик, А.В. Сабылина, А.К. Морозов, В.Н. Коваленко, Н.Н. Мартынова, М.И. Басов, И.Ю. Потапова, М.В. Калмыков и др.). В 1999–2004 гг. активизируется изучение гидрохимических процессов для выяснения фундаментальных закономерностей функционирования водных экосистем. Выполненные как в природных условиях, так и методами лабораторного моделирования, исследования ориентированы на изучение состава и свойств органических веществ, кислотно-основного равновесия, на разработку геохимической классификации поверхностных вод гумидной зоны (П.А. Лозовик). Большое внимание уделялось процессам трансформации минеральных и органических азотсодержащих соединений (А.В. Рыжаков, Н.А. Кукконен), кинетических закономерностей трансформации лабильных веществ в озерных системах (П.А. Лозовик), а также определению форм и миграционной способности железа, марганца и микроэлементов (А.К. Морозов, А.В. Платонов). На современном этапе значительные усилия направлены на выявление устойчивости водных экосистем Севера к антропогенному воздействию. Изучается реакция водных объектов на различные точечные и рассеянные источники загрязнения, исследуются процессы миграции химических элементов в воде в зависимости от факторов среды, разрабатываются критерии оценки состояния и допустимого уровня антропогенной нагрузки на водные экосистемы. Исследованиями 1998–2003 гг. выяснено, что закономерности окислительно-восстановительного диагенеза донных отложений при антропогенном воздействии проявляются в изменениях химического состава и форм элементов, перераспределении элементов по вертикали и в характере обменных процессов на границе раздела «вода–дно». (Н.А. Белкина).

Результаты гидрогеологических и гидрогеохимических исследований, полученные с учетом впервые установленных региональных фоновых концентраций всего спектра микроэлементов, позволили оценить эколого-геохимические параметры подземных вод, определить степень влияния основных видов хозяйственной деятельности на их состояние. Пока-

зано, что преимущественное распространение на территории региона имеют подземные воды удовлетворительного (неизменного) состояния, а неудовлетворительного – распространены локально. Природные гидрогеохимические аномалии Карелии обусловлены не только избытком отдельных элементов (железо, марганец, радон), но и недостатком биологически важных (кальций, магний, йод, фтор, кобальт, хром и др.), а также их экологически неблагоприятным соотношением (Г.С. Бородулина).



Фото 4. Гидрологи и водохозяйственники

Начало гидробиологическим и ихтиологическим работам в КФ АН СССР положено в 1946 г. В состав Отдела водных проблем группа гидробиологов переведена в 1962 г., а лаборатория гидробиологии организована в 1970 г. На первом этапе основное внимание направлялось на изучение рыбохозяйственной ценности озер, кормовой базы и степени исполь-

звания ее рыбами, выявление спектров питания и пищевых взаимоотношений рыб. Активное участие гидробиологи принимали в работе над книгой «Фауна озер Карелии» (1965). Со временем круг объектов исследования расширяется. В 1950-х гг. начинается изучение высшей водной растительности (Е.А. Клюкина), продолженное затем А.В. Фрейндлингом. В 1970-х гг. впервые в республике проводятся целенаправленные исследования таких групп водных организмов, как коловратки (З.И. Филимонова), бактерии (Н.А. Филимонова, Т.М. Тимакова, М.М. Закурдаева), протозойный планктон (Н. Б. Лазарева), фитопланктон (И. Г. Вислянская).



Фото 5. Сотрудники лаборатории гидробиологии

С 1973 г. проводятся фундаментальные исследования в области эволюционной морфологии гидробионтов (З.С. Кауфман). Изучались особенности половых циклов беломорских беспозвоночных как адаптации к существованию в условиях высоких широт. Завершен цикл работ по эволюции кишечноротовых и первичноротовых беспозвоночных, по эволюции размножения гидробионтов. Рассмотрены эволюционные зако-

номерности, связанные с переходом ряда бентосных форм (зоо- и фито-бентоса) к неподвижному образу жизни. Прделана работа по критическому рассмотрению регрессивной эволюции – важнейшего направления развития органического мира. Вышла монография о происхождении и путях формирования биоты континентальных водоемов.

В 1978 г. положено начало планомерным исследованиям по водной токсикологии (И.В. Помазовская, Е.В. Флинк, Л.В. Дубровина, Н.В. Федорова). Основные направления работ — биотестирование природных и сточных вод с целью выявления их биологического качества, эколого-токсикологический скрининг химических загрязнителей (тяжелые металлы, пестициды, нефтепродукты, СПАВ) при разной биогенной нагрузке и других абиотических факторах. Проводились химико-токсикологические эксперименты по изучению механизма действия высокоминерализованных вод с аномальным соотношением щелочных и щелочноземельных металлов. Исследовано воздействие на гидробионтов минерализации, эвтрофирования, ацидификации и гумификации. В 1980-х гг. началось изучение мейобентоса (А.Р. Хазов) и перифитона (А.И. Калугин), макрозообентоса водоемов и водотоков в различных районах Карелии в связи оценкой их биоразнообразия (А.В. Рябинкин, В.И. Кухарев). С 1981 г. проводятся исследования по оценке роли фитопланктонных сообществ при индикации антропогенных воздействий на водные экосистемы, по диагностике адаптивных свойств пресноводного фитопланктона.

С 1980-х гг. развивается новый – продукционный подход к изучению биологических процессов в водоеме. Т.М. Тимаковой, Т.П. Куликовой, М.Т. Сярки и Т.П. Поляковой начато изучение процессов продукции и деструкции органического вещества на различных трофических уровнях. Продукционный подход при изучении сообществ речного зообентоса дал возможность на качественно новом уровне исследовать их структурно-функциональные изменения, происходящие в условиях воздействия различных типов антропогенных нагрузок, и повысить точность биоиндикации качества вод (В.И. Кухарев). В 1990-х гг. появляются новые направления работ – экологическая биохимия и экологическая токсикология. Исследование биохимических реакций гидробионтов в условиях интоксикации и изменения биотических и абиотических факторов среды позволило выйти на новый уровень в интерпретации полученных данных и определить имеющиеся отклонения в организме гидробионтов на клеточном уровне (Т.И. Регеранд). В рамках эколого-токсикологических исследований сочетание организменного, популяционного и экосистемного подходов позволило раскрыть механизмы формирования устойчивости популяций пресноводного зоопланктона к минеральному загрязнению (Н.М. Калинкина). С конца 1990-х гг. на Онежском и Ладожском озерах

(совместно с Институтом проблем экологии и эволюции им А.Н. Северцова) проводится цикл ихтиологических исследований современного статуса сиговых рыб, положено начало ихтиопатологическому направлению и изучению проблем адаптации рыб Северо-Запада России и фитопланктонных сообществ в условиях различных по типу антропогенных нагрузок (А.А. Лукин, Ю.Н. Шарова, А.Н. Шаров).



Фото 6. Комплексная экспедиция на НИС «Посейдон»

Разработана классификация видов пресноводного зоопланктона по устойчивости к нарушению ионного состава воды, выявлены индикаторные виды организмов для определения минерального загрязнения. Предложена методика оценки толерантности гидробионтов, применимая в полевых условиях, апробирована возможность использования полного факторного эксперимента как экспрессного способа выявления причин отравления водных беспозвоночных в зоне сброса сточных вод. Проведены исследования по таксономическому разнообразию, количественным характеристикам и структурным параметрам сообществ гидробионтов, использованные для экологического обоснования организации охраняемых территорий и вошедшие в коллективную монографию «Разнообразие биоты

Карелии: условия формирования, сообщества, виды» (2003). С конца 90-х и по настоящее время в Институте выполняются работы по оценке качества вод на основе гистологического анализа организма рыб в водных объектах Архангельской области (бассейны рек Сев. Двина и Печора). По заданию Агентства атомной энергетики в течение года велся мониторинг за водозабором большой мощности Кольской атомной электростанции. Результатом стали рекомендации по совершенствованию режима работы водозабора, нацеленные на снижение ущерба рыбным запасам оз. Имандра. Метод биологических маркеров использован в работах по оценке влияния Норильского горно-обогатительного комбината на организм рыб Норило-Пясинской водной системы.

С 1996 г. по настоящее время проводятся работы, связанные с изучением изменений и изменчивости климата Севера России. Создана уникальная база данных длительных многолетних наблюдений на озерах и водосборах Балтийского и Белого морей. Совместно с Карельским государственным педагогическим университетом организованы экспедиционные исследования по дендрохронологии территории Карелии, на Кольском полуострове. Полученные результаты опубликованы в журналах «Доклады РАН», «Наука в России», «Journal of Arch. Hydrobiology», а также в монографиях «Климат Восточной Фенноскандии и изменчивость уровня крупных озер» (Н.Н.Филатов, 1997; «Arctic Environment Variability in the Context of Global Change» (N. Filatov, S. Grippa, L. Nazarova, Ju. Salo, 2003) и «Климат Карелии» (Н.Н. Филатов, Л.Е. Назарова, Ю.А. Сало и др., 2004).

С начала 2000-х годов в Институте проводятся работы по изучению влияния климата на водные экосистемы. Внедряются модели экосистемы Белого моря, разработанные к.ф.-м.н. И.А. Нееловым в АНИИ и в Отделе системной экологии (Университет Стокгольма, к.г.н. О.П. Савчук). Для Ладожского и Онежского озер совместно с Санкт-Петербургским институтом экономики и математики РАН (проф. Л.А.Руховец) выполнено исследование реакции этих озер на антропогенные и климатические изменения. Ряд работ по этой тематике проводятся в рамках программ фундаментальных исследований РФФИ, а также международных проектов ИНТАС, ТАСИС, ИНКО-Коперникус. Первые совместные результаты опубликованы в работе «Влияние потепления климата на экосистемы больших озер Северо-Запада России (Ладога и Онего)» (Л.А. Руховец, Н.Н. Филатова и др., 2003–2005). За цикл исследований климата Арктики, которые были обобщены в четырех монографиях, изданных в издательстве Springer-Praxis, коллективу исследователей Международного научного Нансеновского фонда (О. Иоханнесен, Л. Бенгтссон, Л. Бобылев) в 2005 г. была присуждена международная премия Декарта. В написании

двух из четырех представленных к премии монографий активное участие принимали сотрудники ИВПС.

В последние годы проводится работа по созданию атласов водных объектов, совместно с профессором, д.б.н. В.В. Мешуткиным (СПБ ЭМИ РАН) начаты исследования по разработке экспертной системы, включающей классификацию и типизацию озер Севера России. В настоящее время в ИВПС при участии Института геологии КарНЦ РАН и ИНОЗ РАН заканчивается работа по созданию Атласа Онежского озера – как результат многолетних исследований сотрудников Института, продолжается создание «Атласа озер Карелии».

С начала 90-х годов ведется цикл комплексных экспериментальных работ на Белом море с использованием судовых, спутниковых наблюдений и моделирования, в первую очередь по программе ФЦП «Мировой океан» (раздел «Моря Северо-запада России») (руководитель акад. Г.Г. Матишов). Исследования заливов и эстуариев Белого моря выполнены по нескольким проектам РФФИ под руководством чл.-корр. РАН Ю.С. Долотова. Совестные с сотрудниками ИО РАН исследования, выполняемые под руководством акад. А.П. Лисицына, направлены на изучение взвесей и маргинальных фильтров Белого моря.



Фото 7. Участники совместных исследований от ИО РАН, СПбГУ, ААНИИ и ИВПС с командой НИС «Эколог»

В настоящее время сотрудники ИВПС принимают активное участие в выполнении программ фундаментальных исследований Отделения Наук о Земле РАН совместно с Институтом географии по теме «Природные и социально-экономические факторы изменения окружающей среды России» (руководитель акад. В.М. Котляков) и с Институтом водных проблем РАН по теме «Формирование водных ресурсов, прогноз режима и качества вод с учетом изменения климата и развития экономики» (руководители акад. М.Г. Хублярян и чл.-корр. РАН В.И. Данилов-Данильян).

Институт активно ведет исследования, которые внедряются в практику. Прежде всего, отметим цикл работ по поиску подземных вод для их использования в целях питьевого водоснабжения региона и отраженных в книге «Водные ресурсы Республики Карелия и пути их использования для питьевого водоснабжения. Опыт сотрудничества Карелии и Финляндии» (Н. Филатов, Г. Бородулина, А. Литвиненко, Р. Порттикиви, А. Саркиоя, Т. Регеранд, 2005).

Научные результаты, полученные ИВПС, постоянно используются в развитии экономики и промышленности Карелии, Мурманской и Архангельской областей. Ежегодно Институт ведет 10 и более договорных тем, постоянно осуществляется мониторинг водных объектов республики. За последние годы органам власти и предприятиям передано более 100 документов, в том числе выполненные в виде ГИС-реестры озер, рек и гидротехнических сооружений, материалы по темам «Поиск и оценка запасов подземных вод», «Экономика и управление муниципальными службами водоснабжения», «Научно-исследовательское сопровождение программы по развитию и повышению эффективности использования водно-рекреационных объектов РК», сведения о динамике миграции горбуши по Карельскому берегу Белого моря, о влиянии нефтепродуктов на рыб рек Архангельской области. Многие разработки направлены на развитие региона: питьевое водоснабжение, мониторинг, инвентаризация водно-ресурсного потенциала, использование которого всегда лежало в основе развития экономики Карелии. Это обоснование, проектирование и строительство многочисленных ГЭС, строительство, эксплуатация предприятий лесной и целлюлозно-бумажной промышленности, организация питьевого водоснабжения, строительство и эксплуатация водозаборных и водосбросных сооружений, обоснование пусков и эксплуатации хвостохранилища Костомукшского ГОКа и др. В 2006 г. совместно с Институтом проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН (рук. проф. В.А. Маслобоев) ИВПС принял участие в научном обосновании прокладки трассы магистрального газопровода со Штокмановского месторождения, совместно с чл.-корр. РАН Т.И. Моисеенко – в оценке влияния стока с водосбора, атмосферных выпадений, тепловых выбросов Кольской

атомной станции на оз. Имандра, активно работает по программам совершенствования питьевого водоснабжения в России, готовит рекомендации для слушаний в комитетах Государственной думы и Федерального собрания РФ, Межпарламентской ассамблеи стран СНГ, Законодательного собрания РК.

В последние годы Институт приступил к разработке инновационных проектов, в том числе в рамках программ Минэкономразвития РК по программе «Разработка и внедрение научно-исследовательских композитных судов проекта «Полярный Одиссей» для сети дрейфующих полярных станций нового поколения, постоянного мониторинга Арктического и Субарктического регионов с целью комплексного изучения ресурсов Арктики, оценки состояния и прогнозирования изменений экосистем при глобальных климатических и антропогенных воздействиях». Совместно с Петрозаводским государственным университетом выполнен инновационный проект «Решение проблем стандартизации и сертификации услуг использования вод Онежского озера как источника водоснабжения, а также донных отложений Кондопожской губы для коммерческого использования».

В настоящее время отмечается разработка нового направления фундаментальных исследований – подход к водным объектам как социо-эколого-экономическим системам. Первые результаты такого изучения Белого моря были получены и опубликованы в монографии «White sea: Its Marine Environment and Ecosystem Dynamics Influenced by Global Change» (N. Filatov, D. Pozdnjakov, O. Johannessen, L. Pettersson, L. Bobilev et al, 2005).



Фото 8. Участники международного симпозиума в ИВПС

В настоящее время в Институте насчитывается около 80 сотрудников, имеются современно оборудованные лаборатории, НИС «Эколог» класса «река-море». Все это позволяет проводить исследования на самом современном уровне. Учитывая относительно небольшой штат нашего комплексного научного учреждения, Институт кооперируется с сильнейшими специалистами и группами других институтов. ИВПС сотрудничает со всеми научными подразделениями Карельского научного центра и многими институтами РАН: Океанологии, Водных проблем, ММБИ, ИППЭС КНЦ РАН, Вычислительной математики, НИИЦЭБ, Озероведения, а также ААНИИ, МГУ и СПбГУ, с рядом зарубежных научных организаций, такими как Институт метеорологии Макса Планка (Германия), Центром дистанционных методов и окружающей среды, Берген (Норвегия), университетами Хельсинки, Иоенсуу (Финляндия), Лунд, Упсала и Стокгольма (Швеция). Институт является соучредителем научного фонда им. Ф. Нансена, входит в ряд международных и российских организаций: SIL, NRB, Русское географическое общество, Гидробиологическое общество.

В последние годы возникают существенные проблемы, связанные с техногенными авариями и катастрофами, террористической деятельностью, поэтому в Институте поставлена задача разработки методов, теорий, способных если не предотвратить последствия таких катастроф, то дать рекомендации по их ликвидации. Применительно к гидрологии, лимнологии и океанологии – это разработка теории динамики водных экосистем, дающей возможность практического прогнозирования не только в обычных, но и в экстремальных ситуациях.

Наиболее перспективные задачи, выполняемые Институтом в настоящее время, становятся междисциплинарными, для решения которых создаются группы специалистов различных дисциплин, объединенных не только общим руководством и местом проведения исследований, но и единой идеей и задачей. Особое значение приобретают работы, связанные с управлением ресурсами водных систем, когда необходимо переходить от теории к решению практических проблем оптимального управления природными объектами. Многие важные сведения, необходимые для понимания функционирования водной экосистемы и прогнозирования ее поведения, в первую очередь получают с использованием различных математических моделей. Эффективность рационального использования, охраны и восстановления экосистемы зависит от степени адекватности отображения ее состояния и динамических характеристик в созданной модели. В свою очередь точность описания свойств реальной экосистемы ее моделью зависит как от постановки задачи, принципов, положенных в основу модели, так и от точности оперативной информации о состоянии реального водного объекта. При постановке исследований важно опреде-

лить соотношение наблюдений и фундаментальных исследований, модельных экспериментов по разработанным в настоящее время критериям (Меншуткин, Показеев, Филатов, 2004).

Дальнейшее развитие «наук о воде» должно учитывать новые современные разработки в области искусственного интеллекта, моделирования, постановки натуральных экспериментов, используя все имеющиеся достижения, отвечать решению актуальных задач, вызовам времени и, в конечном итоге, способствовать гармонии человека и его среды обитания.

* * *

Работы, представленные в настоящем сборнике специалистами ведущих научных организаций, посвящены фундаментальным и практическим задачам оценки состояния, тенденций изменения, рационального использования, охраны и управления ресурсами водных объектов Севера России. Сборник разбит на пять частей. В первой представлены работы, рассматривающие перспективные методы, средства океанологии и лимнологии (такое выделение достаточно условно, поскольку и в других разделах идет речь о перспективных методах и подходах). Вторая часть посвящена прогнозированию, оценке современного состояния и использованию крупнейших озер Севера России. Третья – исследованию ресурсов поверхностных и подземных вод Севера, четвертая – проблемам управления водными ресурсами и, наконец, пятая – исследованию Белого моря и его водосбора.

Представленные работы даны, в основном, в авторской редакции. Настоящий сборник подготовлен при финансовой поддержке гранта РФФИ 06-05-74083-г. Оргкомитет благодарит организацию «АКВАПЛАН-НИВА» (Норвегия) за содействие в проведении конференции.

ПЕРСПЕКТИВНЫЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ ОКЕАНОЛОГИЧЕСКИХ И ЛИМНОЛОГИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ

ОКЕАНОЛОГИЯ И ЛИМНОЛОГИЯ – ВОЗМОЖНОСТИ НАУЧНО ОБОСНОВАННОГО ПРОГНОЗА КЛИМАТА БУДУЩЕГО

А. П. Лисицын

Институт океанологии им. П. П. Ширшова РАН,
117997, г. Москва, Нахимовский пр., 36

e-mail: lisitzin@ocean.ru

Введение

Два важных события в науке о Земле определили новые приоритеты в исследовании океанов, озер, торфяников.

1. На основе достижений последних лет возникла принципиальная возможность прогноза климата (а не погоды) на годы, десятки и сотни лет вперед. Установлена цикличность этих изменений при изучении кернов глубоководного бурения, кернов бурения крупнейших ледников, длинных колонок донных осадков, благодаря успехам в изотопном датировании и анализе микро- и нанопримесей – индикаторов событий. Важность этих исследований очевидна в свете многочисленных природных катастроф и вероятного, по мнению многих, значительного потепления климата в будущем вследствие выбросов в атмосферу термоактивных газов, связанных с деятельностью человека.

Установлено также, что в прошлом изменения климата были даже более значительными, чем сейчас и, что особенно важно подчеркнуть, цикличными, а многие катастрофические события связаны с наложением климатических циклов разной продолжительности.

2. Главным источником фактического материала, необходимого для восстановления этих изменений климата прошлого и определения продолжительности различных по длительности циклов стали результаты изучения не только кернов бурения и ледников (для длительных циклов), но и – донных отложений озер, а также болот и торфяников, годовых колец деревьев, кораллов и др. для более коротких циклов

Важное значение приобретают также исследования космоса не только в связи с использованием данных для непрерывного наблюдения за погодой и климатом планеты, но и для оценки влияния на климат Солнца, а также планет солнечной системы (Сатурн, Юпитер).

Традиционно климатология рассматривалась как часть метеорологии, однако исследования в области океана показали, что влияние океана на климат оказывается очень значительным, в ряде случаев решающим. При этом влияют не только поверхностные, но и глубинные, и придонные воды (Лаппо и др., 2003; Kerr, 2005; Lisiecki, Raymo, 2005).

По новому определению климат – «это статистический ансамбль состояний, проходимых климатической системой за достаточно длительные промежутки времени» (Монин, Берестов, 2005). Особенно важно здесь подчеркнуть определение климатической системы, которая включает взаимодействие всех трех главных оболочек Земли: литосферы, Мирового океана и атмосферы. В дальнейшем, несомненно, будет учитываться также прямое и косвенное влияние процессов, протекающих в криосфере (области оледенения – наземное и подземное), биосфере и, наконец, открытое совсем недавно поступление больших количеств эндогенного вещества в работах подводного вулканизма (гидротермы – термоактивные газы и др.) – в эндосфере. В соответствии с новой точкой зрения в связи с малой плотностью, а следовательно, малой тепловой и механической инерцией атмосфера не главная составляющая в климатической системе, она как бы приспособливается к состоянию двух других блоков: океаносферы и литосферы (Монин, 1972, 1982; Монин, Шишков, 1979; Монин, Сонечкин, 2005).

Климаты изменяются в соответствии с широтой, а также во времени. Сейчас накоплено достаточно данных для того, чтобы с уверенностью говорить о климатической зональности не только континентов, но и океанов и морей, хотя этот неоспоримый факт не признавался многими геологами и литологами (Безруков, 1964; Лисицын, 1978, 1981, 1984, 2001а).

Открытия в изучении океана, в результате которых появилась теория литосферных плит, приводят к очень важному заключению, что в ходе геологического времени и континенты, и дно океанов движутся по определенным траекториям со скоростью от 1–2 до 16 см/год (Геологическая история океана, 1980; Зоненшайн, Кузьмин, 1993). Следовательно, при использовании очень длинных (геологических) рядов наблюдений необходимо учитывать изменения широтного положения: нередко забой скважины бурения отвечает положению точки бурения на экваторе, а верхняя часть керна – условиям умеренной зоны. С фиксистой точки зрения это объяснялось бы катастрофическими изменениями климата. Таким образом, все палеогеографические и палеоклиматические представления эпохи фиксизма приходится отбросить – и это случилось всего 20–30 лет назад. В качестве опорных использовали данные за последние два десятилетия. Первые определения циклов климата, связанные с изменениями на

Солнце (солнечные циклы), сделаны М. Миланковичем (Milankovitch, 1920).

Важным традиционным показателем климата является температура, а также ее закономерные изменения на некоторых отрезках времени, которые объединяются в циклы разной продолжительности (табл.).

Разделение климатических циклов и событий по времени

№ п/п	Циклы, события	Частота	Методы и объекты изучения
1	Ультракороткие*	<10 лет	Искусственные спутники Земли, прямые наблюдения за погодой и климатом.
			Седиментационные ловушки, изучение отложений озер, болот, торфяников. Области лавинной седиментации в морях (маргинальные фильтры, заливы и др.). Дендрохронология и радиохронология, изотопные методы. Кораллы
2	Короткие*	10–100	Отложения озер, болот, торфяников, областей лавинной седиментации, дендро- и радиохронология, изотопные методы определения палеотемпературы, соотношения Са, Mg, Sr в биогенных карбонатах, кораллы. Осколочные элементы
3	Средние*	100–1000	Отложения ледниковых куполов (микро- и наночастицы), морей, озер, болот и торфяников, дендро- и радиохронология, изотопные определения палеотемператур, соотношение Са, Mg, Sr в биогенных карбонатах, высокоразрешающие методы микропалеонтологии, ускорительные методы для возраста по ¹⁴ С.
4	Длинные	1000–100 тыс.	Отложения ледников (керны бурения), морей и океанов, изотопные определения палеотемператур, магнитостратиграфия, микропалеонтология, соотношение Са, Mg, Sr в биогенных карбонатах, ускорительные методы ¹⁴ С
5	Сверхдлинные	>100 тыс.	Отложения в толще ледниковых льдов (керны бурения), длинные колонки, керны глубоководного бурения в морях и океанах, магнитостратиграфия, радиохронология, изотопные методы, палеонтология и микропалеонтология

* Океанологи выделяют временные события: 1 – микромасштабные (периоды от долей секунды до минут); 2 – мезомасштабные (часы – сутки); 3 – синоптические (от нескольких суток до месяцев); 4 – сезонные; 5 – межгодовые (от года к году); 6 – внутривековые (десятилетия); 7 – межвековые (сотни лет).

Прямые определения температуры, накопленные метеорологами, имеются только для последних 200–300 лет. Статистическая обработка даже этих материалов показала, что на основании гармонического и вейвлет-

ного анализа устанавливается несколько циклов изменений климата: двухгодичный цикл, квазипятилетний и др. Самый длинный из серии коротких циклов связан с относительным положением Солнца и планет Юпитера и Сатурна. Его длительность 60 лет. Таким образом, на основе уточнения и дополнения открыт целый ряд циклов (от двух-, десятилетнего до шестидесятилетнего¹). На этой базе создана основа – пока принципиальная, нуждающаяся в доработке – прогноза климатов в XXI в. (Монин, Берестов, 2005).

Казалось бы, решение проблемы достаточно просто – нужно только собрать как можно больше определений температуры по материалам анализа донных осадков океанов, морей, озер, по кернам бурения ледников и др. Это кажется тем более вероятным, что за последние десятилетия сделаны значительные успехи в определении палеотемператур несколькими независимыми методами (по изотопам кислорода, соотношению щелочных элементов в биогенном карбонатном материале, микропалеонтологическим методам и др.)

На практике все оказывается значительно сложнее. Прежде всего исследованиями последних лет было установлено, что донные осадки, которые обычно используют для анализа климата, образуются совсем не так, как трактовалось классической литологией. Как и климатическая система осадкообразование определяется взаимодействием трех главных внешних оболочек Земли (атмосфера, океаносфера и литосфера) – с биосферой (биота моря и суши) (Виноградов, Лисицын, 1981; Лисицын, Виноградов, 1982), криосферой (ледники и области подземного оледенения суши, все виды оледенения океанов) (Лисицын, 1978, 1994), наконец, с поступлением эндогенного осадочного вещества на дно морей и океанов (Лисицын, 1981, 1994, 2001а, б; Лисицын и др., 1990).

Исследование процессов седиментации, выполненное сейчас практически для всего Мирового океана, показало, что влияние каждой из этих оболочек в ряде случаев может быть определяющим. Так, льды являются главным фактором осадкообразования в ледовых зонах, перенос эолового материала в атмосфере – в аридных, реки и биота – в гумидных (Лисицын, 1978, 2001а, б, 2004а, б).

Чаще всего встречаются отложения многокомпонентные с разными вкладками этих источников осадочного вещества.

Уже давно известно, что количественное распределение и состав осадочного вещества в донных отложениях (и кернах ледников) в значительной, а обычно в основной степени зависит от климата, т.е. при изучении

¹ Ранее при исследовании оледенения Альп был впервые установлен 35-летний цикл (Penck, Brücker, 1901–1909; Berger et al., 2002).

донных осадков современными методами мы получаем данные не только по температурам, но и по целому спектру показателей среды, которые с каждым годом совершенствуются. Таким образом мы получаем информацию о среде и климате, причем и для поверхностных вод, и для придонного слоя.

Процессы подготовки, транспортировки и отложения осадочного вещества разного генезиса, его количественные характеристики, состав и свойства в различных климатических зонах сочетаются по-разному, что находит отражение в их вкладе в донные осадки.

На континентальных частях литосферных плит осадкообразование в морях и озерах идет во многом иначе, чем на океанских. Самописцы изменений среды и климата на континентах также другие: в областях развития ледников это керны бурения льдов, а за их пределами – отложения болот, озер и др. Их возрастной диапазон обычно меньше, чем на океанской коре, но разрешающая способность много выше. Отложения более древние в геологических разрезах и кернах бурения суши давно изучаются геологами и геофизиками. Эти отложения обычно претерпели значительные изменения, дислоцированы, метаморфизованы. Информация о климатических изменениях поэтому пока очень скудна, часто она ограничивается словесными определениями. В этом отношении методы изучения кернов глубоководного бурения с применением наиболее надежных количественных определений и новых методов определения возраста, палеотемпературы, детальной микропалеонтологии и др. для интервала истории от 1 до 160 млн лет предпочтительнее.

Таким образом, для надежных представлений об изменениях среды и климата в прошлом, а следовательно, и для возможности надежного прогноза на будущее, необходимо сочетание данных, полученных не в одной, а во всех взаимодействующих геосферах – в атмосфере (на основе кернов ледников), океаносфере (по колонкам и кернам глубоководного бурения) и континентальной части литосферы – на основании изучения кернов озер, болот, а также геологических разрезов древних морей, озер и болот.

Нужно ли такое многокомпонентное изучение и может ли оно выполняться сейчас или это дело далекого будущего?

Такие исследования проводятся уже пять лет недалеко от Петрозаводска по программе «Система Белого моря» сотрудниками Института океанологии им. П.П. Ширшова РАН и ряда других институтов (Лисицын, 2003; Лисицын и др., 2003; Долотов и др., 2005; White Sea ... 2005).

Охват всех частей системы Белого моря и их изучение по исходным параметрам – составу и свойствам в четырехмерной системе, предполагают особое значение фактора времени, который ранее не учитывался. Ха-

рактика процессов во всех сферах количественная на основе определения потоков в 4-Д системе и в $\text{мг/м}^2/\text{год}$ – от атмосферы и криосферы (снег, лед), а также биосферы и водной толщи до донных осадков. Сопоставление вклада каждого из источников (количественного и качественного) в формирование состава и потоков в современных донных осадках. Выявление наиболее надежных новых показателей (индикаторов), характерных для современных условий. На этой конкретной основе с помощью системного анализа (с учетом вкладов всех геосфер) для длинных колонок донных осадков реконструкция среды и климата, истории вкладов всех компонентов, в том числе загрязнений на протяжении 11 тыс. лет.

Важное значение в этих исследованиях имеет изучение – инситуное и дистанционное – взвешенного вещества – микрочастиц и наночастиц разной природы: находящихся в атмосфере, морских льдах и снеге, частиц биогенной природы, взвеси в поверхностных слоях вод моря, а также на вертикальных разрезах водной толщи, в водах рек, выносящих осадочный материал из водосборов, в сопоставлении всех их с микрочастицами донных осадков.

Это первая особенность нового подхода к изучению связей осадочно-го вещества – охват всех источников вещества, всех видов его транспортировки и особенностей аккумуляции в донных осадках.

Вторая – количественный подход к изучению этих процессов также с использованием инситуных и дистанционных методов – от спутников и гидрооптики и гидрофизики до методов радиохимии.

Третья – наиболее полное использование фактора времени, причем в самом широком диапазоне прохождения процессов – от дней и часов – сезонов и лет до сотен и тысяч лет. Среди новых методов необходимо особо подчеркнуть прямые инситуные определения потоков с помощью седиментационных ловушек, установленных круглый год на разных глубинах моря, а на суше также осадкосборников (потоки вещества сухих и влажных выпадений). На суше и островах моря используются и радиоизотопные, и биологические методы определения потоков (в $\text{мг/м}^2/\text{день}$, или $\text{г/м}^2/\text{год}$).

В качестве нового источника информации нами использованы микро- и наночастицы, присутствующие в наноконцентрациях во всех взаимодействующих геосферах, а также природный самописец, фиксирующий взаимодействие этих климатообразующих компонентов во времени – разрезов донных осадков моря.

Таким образом, это новое направление системных исследований осадочного процесса на основе информации на микро- и наночастицах с применением четырехмерного подхода (три координаты в пространстве и координата времени), т.е. методов четырехмерной океанологии (Лисицын, 2004а, б).

В данном контексте Белое море – это полигон для опробования всей системы новых подходов. Работы здесь ведутся уже пятый год по всем указанным направлениям с тем, чтобы в дальнейшем перенести их на весь Мировой океан.

Изучаются не только природные микро- и наночастицы, но и разнообразные антропогенные загрязнения также во всех геосферах и на количественном уровне в керне – потоки загрязнений. В качестве маркеров времени кроме природных могут служить (для последних столетий и десятилетий) и антропогенные источники осадочного вещества – загрязнения, в особенности радионуклиды. В осадках Северного полушария прослеживается начало атомной эпохи – от Хиросимы (1945 г.) до испытания водородной бомбы на Новой Земле (1961 г.) и Чернобыльской катастрофы (1986 г.).

Ранее такие этапы развития цивилизации и неизбежно связанных с ней загрязнений изучены в донных осадках Балтийского моря. Здесь выделен век огневого земледелия, век пара и каменного угля, век бумаги, нефти и автомобилей, синтетики и атомный век (рейс 26А НИС «Академик Курчатов»).

В осадках Белого моря маркер для верхних слоев отложений – начало развития целлюлозно-бумажной и лесоперерабатывающей промышленности.

При современном развитии методов слабо охваченным наблюдениями оказывается промежуток времени длительностью от 10 до 100 лет. Необходимы дополнительные материалы, полученные независимыми методами, для более длительных отрезков времени – до 1000 лет и более.

Такой подход потребовал перестройки организации исследований в рейсах, сочетания кратковременных рейсов с круглогодичными наблюдениями за потоками осадочного вещества на стационарных обсерваториях во всех геосферах с концентрацией микровещества до навесок, необходимых для всестороннего изучения.

Исследования в Белом море были круглогодичными инситу: для водной толщи это обеспечивалось работой круглогодичных подводных обсерваторий с седиментационными ловушками для отбора проб дифференциальных (с интервалами месяц) и интегральных (одна проба за год), ловушки размещались по вертикали от поверхности до дна. Впервые это дает возможность прямого определения «ин ситу» вертикальных потоков осадочного вещества для всех сезонов года, т.е. проследить в пространстве и времени трансформацию осадочного вещества по вертикали и по площади моря по мере движения от источников к местам аккумуляции в донных осадках.

Такие обсерватории обычно располагались в 7–10 точках моря и включали 4–6 седиментационных ловушек и 1–2 гидрологические вер-

тушки на каждой станции. Таким образом, Белое море стало первым полигоном для круглогодичных исследований осадочного вещества и загрязнений во всем объеме вод, т.е. в трех измерениях в пространстве и во времени (4-Д система исследований).

Для определения вертикальных потоков вещества из атмосферы и толщи вод применялись одновременно и независимые методы: с изотопом тория ^{234}Th (для воды), а также с рядом космогенных изотопов (^7Be , ^{210}Pb и др.) (для атмосферы, воды, донных осадков) (Сапожников и др., 2004).

Круглогодичные исследования вертикальных потоков вещества из атмосферы проводились и с отбором через месяц с применением осадкоборников, расположенных на суше и на островах (Соловецкие о-ва и др.) Независимо потоки эолового материала определяли по космогенным изотопам ^7Be и ^{210}Pb и др., по лишайникам и мхам, а в зимнее время – на основании изучения осадочного вещества снега и льда. Метеорологически эти работы обеспечивались Гидрометеослужбой, а также данными о переносе воздушных масс за периоды отбора материала (метод обратных прокладок) на основании информации из интернета.

1. Горизонтальные потоки вещества и загрязнений с речными водами (вещество континентальной коры)

Горизонтальные потоки осадочного вещества с речными водами и водами Баренцева моря, поступающими через Горло Белого моря, также детально исследовались с определением потоков вещества прямым и экспериментальным изучением процессов преобразования речного осадочного вещества на границе река – море и в зонах смешения морских вод с разными свойствами. Эти исследования для маргинальных фильтров дополнялись серией экспериментов по смешению речных и морских вод разной солености для различных сезонов года (р. Северная Двина) (Лисицын, 1994б).

Особое внимание уделялось изучению работы маргинальных фильтров Белого моря, которые располагаются в устьях рек Северная Двина, Онега, Кемь. Здесь речные воды со своими физико-химическими свойствами, с особым составом взвешенного вещества, с планктоном и загрязнениями встречаются с морскими – природными электролитами, причем не чистыми, а также со своим осадочным материалом, биотой, загрязнениями. Ранее маргинальные фильтры изучались нами для рек Лены, Енисея и Оби (Лисицын, 1994б; Лисицын и др., 1994; Гордеев, 2004). Важность этого явления, открытого совсем недавно, состоит в том, что здесь осаждается более 90% взвешенных веществ речных вод (и соответственно столько же загрязнений, находящихся во взвеси) и около 40% растворенных в речной воде веществ – это современные области лавинной седиментации первого уровня (Лисицын, 1988).

Маргинальный фильтр трехступенчатый. На первой ступени скорость течения речных вод при впадении в море снижается, что приводит к осаждению главной части песчано-алевритового материала, находящегося в водах. Оставшаяся после этой ступени фильтра взвесь состоит в основном из пелитового материала. Пелитовые частицы – в основном коллоиды – при встрече с солеными водами-электролитом коагулируют, собираются в крупные флоккулы, которые сосаждают часть элементов, растворенных в водах (сорбция и сосаждение).

После этого в остальной части речных вод сохраняются главным образом растворенные формы элементов, в том числе биогенные элементы. Прозрачность вод после осаждения основной части речной взвеси (на первой и второй ступени работы фильтра) заметно возрастает, что в сочетании с высоким содержанием биогенов создает условия для пышного развития фитопланктона. Фитопланктон переводит растворенные формы элементов в панцири и клеточное содержимое, т.е. взвесь биогенной природы. На этой ступени идет биогенная трансформация растворенных форм элементов, оставшихся в воде после прохождения первых двух ступеней, – новообразование взвеси (это касается и растворенных форм загрязнений).

На путях реализации этих задач очень важными является открытие того, что как климат определяется взаимодействием не одной, а трех внешних оболочек Земли (атмосфера, океаносфера и литосфера), и связан с влиянием планет солнечной системы и с поступлением эндогенного вещества, так и состав донных осадков зависит от взаимодействия осадочного вещества, поступающего из внешних (атмосфера, Мировой океан, литосфера, вещества из космоса) и из внутренних (подводного и надводного вулканизма) сфер. Так же, как и при изучении климатических рядов, имеются трудности выделения полезного сигнала на фоне многообразных шумов. При исследовании разрезов донных осадков мы сталкиваемся с влиянием информации из вещества, поступающего из разных геосфер. Чтобы получить необходимую для реконструкции информацию нужно разделить влияние различных источников осадочного вещества, выяснить его маркеры.

Одна из принципиальных ошибок литологии прошлых лет – убеждение в том, что главным источником осадочного вещества в океане является речной сток (на его долю относилось в среднем более 90% осадочного вещества в океане).

Изучение состава и количественного распределения реальных донных отложений на поверхности дна Мирового океана на большом количестве проб дночерпателей позволило составить первые карты типов донных осадков и их компонентов, карт скоростей седиментации, мощности отдельных слоев и др., и показало, что эти представления о примате речного стока, основанные

на балансных подсчетах, ошибочны. Открыто явление маргинальных фильтров на границе река – море, где осаждается более 90% речного осадочного вещества (Лисицын, 1988, 2001а, 2003, 2004а,б; Гордеев, 2004). Необходимо было произвести прямые исследования вкладов в седиментацию различных источников осадочного вещества – аэрозолей, криозолей, биогенного вещества, вещества, поступающего на дно океана из эндогенных источников. При этом были найдены универсальный источник информации и маркеры для выявления этих видов осадочного вещества, которые участвуют в формировании природного архива в донных осадках океанов. Таким универсальным источником информации оказались микро- и наночастицы, которые составляют главную часть осадочного вещества, поступающего из разных геосфер в воду морей и донные осадки. Начало этим исследованиям положено автором этих строк более 50 лет назад, и в настоящее время они получают все большее распространение (Лисицын, 1956а, б).

2. Вертикальные потоки биогенного вещества, переработка терригенного вещества и загрязнений

Организмы фитопланктона – пища для зоопланктона (в условиях Белого моря это в основном копеподы). Копеподы – это организмы-фильтраторы, которые для улавливания пищи прогоняют воду через фильтрующие устройства. Фильтрация идет безвыборочно, в этом убеждает исследование содержимого желудков копепод и других фильтраторов. Скорость фильтрации очень велика – в первом приближении один рачок отфильтровывает за сутки 0,2 л воды, а содержание рачков – тысячи, а иногда и десятки тысяч в м³.

По определениям планктонологов, весь объем речных вод эстуариев великих рек Сибири профильтровывается зоопланктоном за первые сутки, а весь объем вод Белого моря – за несколько месяцев. Таким образом, на заключительной третьей ступени воды зоны смешения проходят несколько этапов биопреобразований: бионасос-1 фитопланктона, который отделяет растворенную часть осадочного вещества и превращает его в биогенную взвесь, а бионасос-2 производит принудительное удаление всей взвеси – новообразованной и оставшейся после прохождения первых двух ступеней фильтра. Наконец, в ходе работы бионасоса-2 образуются пищевые комки – пеллеты, которые служат для питания планктонных организмов глубинных вод и бентоса.

Среди трофических группировок бентоса особое место в Белом море занимают бентические организмы – фильтраторы (моллюски и др.). Это как бы третий этап биологических преобразований исходного осадочного материала, поступающего в море с суши, а также и всех других видов осадочного вещества (атмосферного, ледового и др.).

Прямые наблюдения за составом и структурой вертикальных потоков осадочного вещества в Белом море показали, что главная часть потоков на глубинах – это не отдельные частицы взвеси, как ранее считали, а пеллетные комки и хлопья «морского снега», которые, в отличие от отдельных частиц опускаются с большой скоростью – до 100–500 м в сутки и более (экспресс-транспорт осадочного вещества в микроконтейнерах). По данным седиментационных ловушек, установленных на различных глубинах и в разных частях моря, удалось выяснить, что в пеллетной (контейнерной) форме переносится главная по значению часть осадочного вещества – до 80%.

Пеллеты, опустившиеся на дно, выявляются и при гранулометрическом анализе осадков, их в этом случае называют микроагрегатами. Такие агрегаты стараются разрушить кипячением, воздействием разных реактивов, ультразвуком и др., чтобы получить представление о крупности заключенного в них материала. С нашей точки зрения, необходим отдельный анализ без разрушения пеллет (агрегатный) в дополнение к принятому с обработкой для разрушения пеллет.

Итак, в природных условиях морей главная часть осадочного вещества опускается в водной толще и взаимодействует с течениями и биотой в форме пеллет, т.е. комков, представляющих собой пищевую ценность не только для рачков и других фильтраторов зоопланктона, но и для микроорганизмов (образование «морского снега» на глубинах).

Установление огромной роли организмов в судьбах осадочного вещества (и загрязнений) потребовало специальных более детальных исследований с применением спутников, дистанционных методов и инситу отбора проб с разных глубин водной толщи и донных осадков (Лисицын, 2003, 2004а, б; Pozdnyakov et al., 2003; White Sea ... 2005). Спутниковые данные поступают непрерывно. Для понимания биогенного процесса особо важный показатель – содержание хлорофилла. Эти данные получают одновременно для всего моря и круглый год (кроме зимы), они верифицируются на станциях прямыми определениями хлорофилла. Другой важный показатель со спутников – температура на поверхности, которая также круглогодично регистрируется. Это хороший индикатор поступления теплых речных вод (водосборы расположены южнее моря) и апвеллингов. Это область поступления на поверхность, т.е. в арктическую зону, вод, богатых биогенами. Третий показатель – распределение взвеси – пищи для зоопланктона в поверхностном слое. Таким образом, удается получить картину не только распределения взвеси, но и работы бионасосов-1 и 2, причем для всей поверхности моря («спутниковый слой»), верифицировать ее прямыми наблюдениями с отбором проб в рейсах и ловушками. Это значительно сокращает работы на станциях и делает исследования более рациональными (Лисицын и др., 2003).

Распределение планктона и взвеси по вертикали изучается отбором проб воды, батометров, ловом планктона сетями, а также и дистанционными методами: флюориметрическим зондированием, которое позволяет получать непрерывные разрезы распределения фитопланктона (хлорофилла) и взвеси по вертикали вплоть до поверхности дна, осмысленно определять точки станций.

Наконец, изучение верхнего деятельного слоя, в котором разворачивается главная по значению часть биопреобразований осадочного вещества, как отмечалось, кроме кратковременных экспедиций дополняется нами круглогодичным отбором проб из нижней части деятельного слоя – верхней седиментационной ловушкой, которая специально устанавливается на выходе из деятельного слоя и продолжается вглубь до дна серий ловушек и вертушек. Таким образом удается обеспечить непрерывные круглогодичные исследования работы биофильтров – генераторов биогенной взвеси в верхнем деятельном слое, причем в пределах всего моря, как по поверхности (по ходу судна), так и на станциях, и также ловушками по вертикали, т.е. в трех координатах пространства и непрерывно во времени (на протяжении года с отбором проб на горизонтах ежемесячно).

3. Вертикальные потоки вещества из атмосферы

Сходным образом – сочетанием рейсовых наблюдений с непрерывными наблюдениями осадкосборниками, расположенными на островах и на побережьях – велось изучение атмосферного потока осадочного вещества.

Осадочный материал в атмосфере (аэрозоль, а также растворенные формы осадочного вещества) – важная составляющая в формировании климата, как современного, так и прошлого. Главными его источниками являются пустыни и степи континентов, вулканические пеплы и, наконец, антропогенный материал (Серова, 1988). Влияние на климат проявляется в изменении прозрачности атмосферы, термального режима значительных областей океана и суши, химического состава атмосферы (закисление, влияние термоактивных газов, поступление биогенных элементов и через CO_2 – влияние на климат). Биогенные элементы приносятся с континентов и поверхности океана, а также возникают в верхних слоях атмосферы (P, N, Fe и др.).

В ходе истории важнейшими источниками эолового вещества являются не только аридные области суши, но и области оледенения: при отступлении ледников (в межледниковья) возникают огромные площади рыхлых отложений, не закрепленных растительностью. Под действием кататических ветров (почти постоянные ветры, скатывающиеся с леднико-

вых куполов, изучены в Антарктиде и Гренландии) они развеиваются и откладываются далее в виде лессовых толщ, которые хорошо изучены. Пелитовая часть донных осадков при этом уносится еще дальше и в значительных количествах. Не меньшее значение имеет вынос рыхлого вещества с шельфов (их площадь 27 млн км²), которые обнажаются при снижении уровней моря на 100–120 м. Этот процесс особое значение имеет для севера России с огромными площадями шельфов.

Вулканический аэрозоль – пеплы надводных извержений – четко фиксируется в донных осадках и кернах бурения ледников.

Природными планшетами, на которых выявляют разностороннее влияние осадочного вещества атмосферы, являются донные осадки Мирового океана, а также области современного оледенения суши (наземные ледники) и океана (лед и снег полярных областей).

Только сейчас начинают осознавать реальные масштабы этого явления, разнообразие его проявлений и влияния на климат (Arimoto, 2001). Существует, однако, очень много «белых пятен» и в этой области, в особенности для Арктики и территории нашей страны. Делаются первые попытки использования спутниковых данных и непрерывных гидрооптических наблюдений за атмосферой на разных высотах (Институт оптики атмосферы СО РАН).

Глобальный перенос аэрозолей, как показали прямые наблюдения, идет на высоте 5–15 км и выше, т.е. выше слоя облаков, а дальность переноса достигает тысяч и десятков тысяч километров. Потоки осадочного вещества в аридных зонах океана пересекают не только Атлантический, но и Тихий океаны, а пеплы вулканов (Пинатубо и др.) в верхних слоях атмосферы несколько раз огибают земной шар (Лисицын, 1978, 2001б).

В геологическом прошлом, как показывают прямые наблюдения за составом донных осадков и бурение льдов в Антарктике и Гренландии, роль эолового фактора возрастала в 2–20 раз по сравнению с современной – это для ледовых зон, в которых влияние этого фактора считается ничтожным.

Таким образом, изучение осадочного вещества в атмосфере – это не второстепенное направление, как считают многие, микро- и наночастицы осадочного вещества атмосферы по современным представлениям – один из важнейших факторов изменений климата и условий среды, донных осадков и включений, причем глобального значения. Влияние этого фактора необходимо далее изучать в Арктике и в других зонах на основе кросс-исследований донных отложений морей, озер, ледников, а также снега, растительности (Тарханов и др., 2006), особенно мхов и лишайников, годовых колец деревьев. Появляются первые модели влияния аэрозолей для будущего с учетом влияния осадочного вещества атмосферы.

Потоки лессового материала по определениям на континентах (во время последнего оледенения) достигали лавинных значений – 1000–4000 г/м²/год в лессах США (штат Небраска), т.е. возрастали во время оледенения в 50 и более раз по сравнению с современными потоками (20–200 г/м²/год). В некоторых случаях потоки возрастали до тысячи раз и больше. Значительная часть лессов откладывалась в океанах, поскольку их площади в три раза больше, чем континентов.

В океанах потоки аэрозолей в разных климатических зонах меняются в широких пределах. Так, в аридной зоне Северной Атлантики они от 10 до 100 г/м²/год и снижаются с удалением от Африки (2–10 г/м²/год и меньше). Во время последнего оледенения значения аэрозольных потоков возрастали, по крайней мере, в пять раз.

Таким образом, на основе современных данных мы можем заключить, что во время оледенений и связанных с ними снижений уровня Мирового океана роль эолового материала резко возросла за счет морского источника лессов (тип 1 – осушение шельфов), что подтверждается данными по донным осадкам и кернам бурения. Области преобладающего влияния эолового осадочного вещества, связанного с отступающими ледниками (начало межледниковых теплых эпох), – это континентальный осадочный аэрозольный материал (континентальный источник лессов – тип 2). Одна из важнейших задач на будущее – выявить эти два вида эолового материала в донных осадках морей, озер, ледников, определить их влияние на климат.

Сейчас идет развеивание и накопление в водоемах микро- и нановещества аридных и субаридных областей суши (тип 3). Моренные отложения Скандинавского ледника в водосборе Белого и Балтийского морей закреплены растительностью, а в зимнее время скрыты под слоем снега. Поэтому в Арктике зимой в условиях блокировки местных источников частиц преобладает эоловый материал дальнего переноса – из Европы, Азии и Северной Америки с высоким содержанием загрязнений (Шевченко и др., 2000, 2004).

В заключение необходимо подчеркнуть, что лессы – это только часть (приблизительно 1/3) развеиваемых ветром шельфовых отложений. Более крупные песчаные фракции (около 1/5 этих отложений) располагаются ближе к источникам – они изучены еще очень слабо, а самые тонкие – пелитовые фракции (около 2/3) попадали в потоки аэрозолей наибольшей дальности (несколько тысяч километров). Это доказывает гранулометрия частиц в ледниках Антарктиды (<6 мкм), Гренландии (0,4–2 мкм) и прямые определения гранулометрии аэрозолей над открытыми частями океанов (около 2 мкм) (Лисицын, 1978; Kohfeld, Harrison, 2001; Шевченко и др., 2004). При этом они теряли прямые связи с источниками и обычно объяснялись в донных осадках ошибочно, их существование связывали с другими факторами.

Самая общая гранулометрическая дифференциация отмечается в Тихом океане – от значений потоков до $10 \text{ г/м}^2/\text{год}$ и более для областей наземных лессов Азии (преобладание алевроитов) до $1 \text{ г/м}^2/\text{год}$ и меньше в широком поясе эоловых отложений Тихого океана с осью по 30° с.ш. (преобладание пелитов). В том же направлении идет и уменьшение медианного диаметра частиц эолового осадочного вещества, а следовательно, сохраняется его влияние на радиационные свойства атмосферы.

Модельные сценарии эпохи последнего оледенения обычно не учитывают того, что в это время сохраняется широтная зональность климата, хотя ширина ледовых и гумидных зон в это время расширяется за счет тропических и экваториальных.

Оледенения связаны с содержанием (потоком) аэрозольного вещества в атмосфере, причем эта связь прослеживается для всей поверхности Земли – от полюсов до экватора (рис. 1). Однако по нашим представлениям это не причина, а следствие изменения климата, скорее всего, один из факторов, влияющих на эти изменения (атмосферный и океаносферный факторы одновременно). Таким образом, аэрозоли – это активный компонент климатических систем как настоящих, так и прошлых. Они играют важную роль в физических и биохимических процессах обмена между атмосферой – земной поверхностью (литосферой) – океаном. Вместе с тем это важнейший индикатор таких параметров климатической системы и природной среды, как сухость воздуха, направление ветров, причем не только в приземных слоях атмосферы, но и в верхних (дальний перенос аэрозолей), распространение и характер растительного покрова (по споро-пыльцевым комплексам аэрозолей), источники вещества и др.

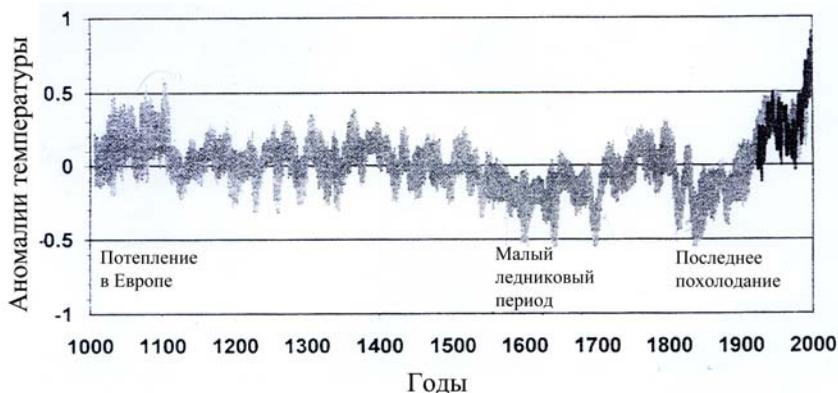


Рис. 1. Циклы изменений температуры (короткие и средние) относительно средней для Северного полушария за последние 1000 лет

4. Потоки осадочного вещества из снега и льдов (криосфера)

Потоки осадочного вещества в криосфере связаны со снегом и с различными формами льда: паковые и однолетние льды в ледовых зонах, наземные ледниковые купола (Антарктида, Гренландия и др.), значительные по площади области подземного оледенения. Распределение снега и льда связано и с вертикальной зональностью: снежные вершины встречаются даже в тропических широтах на больших высотах.

Микро- и наночастицы в снеге изучены недостаточно, хотя их среднее содержание по нашим определениям, в Арктике находится в пределах 1,5–2,19 мг/л, т.е. в 10–20 раз выше, чем в подстилающей морской воде. Значения потоков осадочного вещества со снегом равны 200–700 мг/м²/год (Шевченко и др., 2004).

Велика площадь распространения снегового покрова – это около 60% суши (Котляков, 2000–2003). Снег выпадает также и на значительную по площади часть океанов. Снег – это микрокристаллы льда из атмосферы, эоловый растворенный и взвешенный (аэрозольный) материал, который удаляет из атмосферы Антарктики и холодной части умеренных зон микро- и наночастицы на протяжении большей части года. Дальнейшие судьбы этого криогенного вещества зависят от его выпадения на континенте или в океане (Johannessen et al., 2005 и др.).

На суше снег тает весной, т.е. воды скатываются с мерзлой поверхности почвы, а эоловый материал, в нем заключенный, с тальми водами выносится в реки. Это первая «эоловая» часть паводка. Во второй части все большее значение приобретает смыв оттаивающей почвы и вещества кор выветривания.

Иная судьба у осадочного вещества, выпадающего со снегом на поверхность моря, обычно покрытую льдом. В Арктике и Южном океане в области однолетних льдов снег тает вместе со льдом, микро- и наночастицы снега и льда при этом смешиваются. В работе высокоширотных многолетних (паковых) льдов ежегодное выпадение снега приблизительно равно слою стаивающего снега, а осадочное вещество при этом концентрируется в снежицах – озерах на поверхности льда, т.е. смешивается с ледовым веществом. Часть через полыни поступает в воду.

Снег, выпадающий на поверхность покровных ледников, не тает, а постепенно уплотняется, переходит в фирн, а далее во все более плотные слои льда. Таким образом, ледники имеют атмосферное питание не только водой, но и осадочным веществом. Это уникальные континентальные ловушки эолового осадочного вещества – иных источников (кроме космических) здесь просто нет. Керны бурения ледников Гренландии и Антарктиды дали детальную картину работы этих ледниковых ловушек, запись истории эолового материала на Земле хранится здесь для последних

650–700 тыс. лет. Это одно из крупнейших достижений на пути познания циклических колебаний климата прошлого на основе анализа микро- и наночастиц, а также газовых пузырьков (Petit et al., 1999; Котляков, 2000–2003; Alley et al., 2005; Brook et al., 2006).

Снег тоже замечательный природный самописец эолового материала и за пределами распространения покровных или горных ледников. В ледовых и умеренных зонах снег – это самописец эоловых нано- и микро-частиц на протяжении всей зимы, а во многих местах в Арктике и большей части года.

Нами производится систематический отбор проб снега в умеренных и ледовых зонах Северного полушария с поверхности озерных или морских льдов (Шевченко и др., 2004). Этим удастся избежать загрязнений частицами почвы. По данным Гидрометеослужбы можно узнать время снеговой экспозиции – от момента становления льдов до времени отбора пробы. Пробу снега отбирают с определенной поверхности – обычно несколько м², что дает возможность определить независимым и прямым методом потоки эолового вещества для зимы, а также состав этого вещества, сконцентрированного в природной ловушке. Это, таким образом, один из независимых методов определения потоков эолового вещества в высоких и средних широтах Северного (континентального) полушария.

Для областей замерзания льдов характерно явление каскадинга – отжима солей при холодной дистилляции и в связи с этим увеличение плотности придонных вод. Подобно тяжелым жидкостям они заполняют понижения шельфа и постепенно скатываются с материкового склона на глубины. Это важное явление для природной среды континентальных склонов в высоких широтах, индикатор замерзания льда на поверхности моря.

Наиболее обычным типом захвата осадочного материала является вмержание в лед прибрежных осадков или осадков с подводных поднятий и их разнос со льдами до мест таяния. Такой механизм в настоящее время наиболее распространен в морях Дальнего Востока и северной части Тихого океана (Лисицын, Чернышова, 1970; Лисицын, 1978, 1981, 1994а). Долгое время было принято считать, что главный механизм включения осадочного вещества в морские льды – это захват льдами прибрежного (крупного, чаще всего песчаного и гравийно-галечного) материала, который разносится дрейфующими льдами зимой на расстояния в многие сотни и даже тысячи километров.

Другой механизм открыт недавно и он связан с захватом льдами тонкого осадочного вещества (в основном пелитов) из толщи морской воды. В заприпайных польнях, которые протягиваются по внешней границе припая Сибири и Канады, Гренландии сильные зимние ветры отжимают паковые льды с образованием заприпайной полыньи. Возникает обширная об-

ласть переохлажденной морской воды, с поверхности которой ветром постоянно стоняется шуга. При этом происходит переохлаждение морской воды и возникновение ледовых микрочастиц на ядрах кристаллизации – частицах водной взвеси. Ледяные кристаллы легче морской воды, они поднимаются на поверхность, образуя рыхлые скопления, которые уносятся отжимным ветром к паковым льдам. Такой «ледовый насос» может работать длительное время, откачивая значительные количества взвеси, а в некоторых случаях также и донных осадков (доказательство – бентические организмы, изредка встречающиеся во льдах такого типа).

Таким образом, кроме грубообломочного материала, который издавна считается маркером ледовой седиментации (IRD), большое значение имеет и работа «ледового насоса», забирающего в толщу льда микро- и наночастицы водной толщи шельфа. Работа такого насоса также сопровождается развитием явления каскадинга (Лисицын, 1994а).

По наблюдениям с воздуха выявляются довольно значительные площади «грязных» льдов, причем их количество увеличивается по пути трансполярного дрейфа от 10 в начале до 80% в конце (близ пролива Фрама).

Наземные ледники – это главные по значению скопления пресной воды, а также и разнообразного осадочного вещества на Земле. Для верхней части ледовой толщи покровных ледников (мощность до 3–4 км) характерен, как отмечалось, эоловый осадочный материал, для нижнего, близ ложа – моренный. Разгрузка моренного вещества происходит в местах таяния ледниковых языков (выводные ледники). При этом тонкий моренный материал отделяется течениями от грубого, поэтому подводные морены выделяются большим количеством глыбового и валунного материала.

Айсберги, отделившиеся от ледников, проходят сотни и тысячи километров, отмечая траектории движения сначала моренным, а после разгрузки нижних частей – также эоловым материалом. В соответствии с удаленностью основных источников эолового вещества айсберги Гренландии содержат намного больше микро- и наночастиц, чем антарктические.

Принято считать, что значительная часть осадочного вещества разгрузалась ледниками на континентах – об этом свидетельствуют разнообразные ледниковые отложения, в частности на территории России.

Скорость ледниковой эрозии для Кордильерского ледника составляла 166 м/млн лет, а для Лаврентьевского – всего 24–48 м/млн. лет (Eyles, 1993).

Этот же автор на основании обширных исследований пришел к заключению, что главная часть вещества этих ледников разгрузалась не на суше (всего 6%), а в океане (94% или более 800 тыс. км³). Эти ледниковые отложения (подводный моренный материал) сосредоточены у осно-

вания континентального склона (древние ледники выходили далеко за пределы материкового склона Северной Америки).

Само существование льдов во всех видах – важный климатический фактор, а многие детали ледовой седиментации отражают специфику природной среды и холодных частей гумидных зон.

5. Потоки вещества из эндосферы на дно

Поступление вещества из глубинных слоев Земли в ходе извержений лавы и выбросов пепла при эксплозивных наземных извержениях известно с древности, однако количественные определения сделаны пока фрагментарно.

В 60–70-е гг. XX в. важным было открытие подводного вулканизма в океане и установление его необычных особенностей. Подводный вулканизм происходит без заметных для наблюдателя на борту судна явлений и отличается от наземного по масштабам и пространственной локализации (срединные хребты, т.е. зоны глобального спрединга с наращиванием земной коры, а также области заостроводужного спрединга), составу магмы (только толеитовые базальты), процессам рудообразования и рассеяния вулканогенного вещества. Оказалось, что именно на дне океана располагаются главные источники эндогенного вещества Земли – масштабы подводного вулканизма в 10 раз и более превышают масштабы вулканизма на суше.

На дне с помощью подводных аппаратов открыты и изучены современные гидротермальные области с излиянием флюида с температурами более +400°C, современным рудообразованием и рассеянием специфического осадочного эндогенного вещества на больших площадях дна (зоны металлоносных осадков). Часть осадочного вещества эндогенной природы уходит в воду, в частности газы, растворенные при больших (300–400 атм.) давлениях в морской воде (Лисицын, 1993; Богданов и др., 2005).

Поступление нагретой до 1200°C лавы на дно Мирового океана составляет около 3 км² в год, что приблизительно равно 7–15 млрд т. базальтов в год. На горячем контакте вода – базальт в природном высокотемпературном реакторе выщелачивается из 1 м³ базальтов приблизительно 500 кг. Это вещество далее или концентрируется в виде рудных построек, сходных с постройками рудных сульфидных месторождений Южного Урала или рассеивается в ореолах рассеяния на удаление и до 1 тыс. км, или, наконец, в виде растворов участвует в формировании солевого и газового состава морской воды. Наряду с поступлением вещества из глубинных геосфер в ходе горячих контактов вода – базальт происходит также и обратный процесс – захват из морской воды некоторых элементов и соединений, которые осаждаются в гидротермах. Это в первую очередь магний и сульфат-ион (Лисицын, 1993).

Первые количественные оценки дали представление о работе этого природного реактора – за год через него проходит около 22 млрд т. морской воды (Лисицын, 1993; Богданов и др., 2005). Детально изучен состав флюида гидротерм, которых на дне сейчас открыто более 100 (Лисицын и др., 1990; Богданов и др., 2005), рудных построек, гидротермальных факелов и ореолов рассеяния (Гурвич, 1998).

Здесь важно подчеркнуть, что основные особенности поступления эндогенного вещества определяются тектоникой (Зоненшайн, Кузьмин, 1993): характерна локальная приуроченность к областям спрединга, связь со скоростью спрединга, а также с составом пород (кроме базальтов источником эндогенного вещества могут быть ультраосновные породы). При серпентизации 1 км³ гарцбургита на океанском дне образуется 2,5 млрд т метана и 5 млрд т водорода (Дмитриев и др., 2000). Обогащение придонных вод ³Не достигает 20 тыс. раз по сравнению с фоновыми придонными водами.

Приведенные примеры показывают, что открыт главный источник эндогенного вещества, находящийся на морском дне, и что, в отличие от наземного вулканизма, все процессы здесь происходят при высоких температурах и давлении, чем обусловлен особый состав продуктов подводного вулканизма – жидких, растворенных и газообразных (также находящихся при давлении в растворенных формах).

Обращает на себя внимание не только масштабность этого нового для науки явления, но и то, что значительная часть эндогенного вещества представляет собой термоактивные газы, т.е. именно эта часть эндогенного вещества может вызывать «парниковый эффект». Масштабы подводного вулканизма, как следует из изучения длинных колонок в районах гидротерм и результатов глубоководного бурения гидротермальных полей Тихого и Атлантического океанов, сильно меняются во времени: циклы поступления эндогенного вещества (включая газы) на дно сменяются циклами покоя.

Таким образом, влияние эндогенного вещества на климат проявляется двояко: выбросы пеплов в атмосферу при эксплозиях надводных вулканов приводят к понижению температуры, что неоднократно отмечалось, а поступление эндогенного вещества на дно морей и океанов связано, наоборот, с поступлением в воду и атмосферу термоактивных газов, т.е. влечет за собой повышение температуры.

На основании данных, полученных при исследованиях современных выходов гидротерм, были выявлены маркеры вещества (ближние и дальние), которые используют при изучении кернов глубоководного бурения. Это дает возможность оценок влияния вулканизма на циклические изменения климата прошлого. Пока идет быстрое накопление новых материалов, период открытый здесь не прошел.

6. Потоки вещества на дне Мирового океана

Осадочный материал, поступающий из всех геосфер Земли, как отмечалось, перемешивается в водной толще морей и океанов и осаждается на дно. Таким образом, осадочная толща морского дна – это природный самописец глобальных размеров (70% поверхности Земли), протягивающийся через все климатические зоны, самописец самых разнообразных тектонических обстановок, различных условий среды и климата. Здесь в ощутимых количествах на максимальных удалениях от суши и в аридных зонах, т.е. в областях с минимальными скоростями седиментации, выявляется даже космическая пыль и магнитные шарики, т.е. вещество, поступающее из космоса. Интервал времени работы этого самописца по данным глубоководного бурения – до 160 млн лет.

В настоящее время изучены практически все районы Мирового океана, даже наименее доступные. Это десятки тысяч проб из трубок и дночерпателей, описанные в сотнях монографий.

Однако для восстановления истории природной среды, цикличности изменений климата в прошлом наибольшее значение имеют данные глубоководного бурения. Это более тысячи кернов глубоководного бурения, многие из которых проходят всю осадочную толщу дна вплоть до коренных пород. Это сотни томов научных результатов бурения, которыми охвачена большая часть океанов и морей, включая области гидротермальной активности.

В результате были выяснены основные закономерности седиментации в Мировом океане и связи осадкообразования с изменениями климата (Безруков, 1964; Лисицын, 1978, 1981, 1984, 2001а,б, 2004а; Виноградов, Лисицын, 1981; Лисицын, Виноградов, 1982).

Таких глобальных закономерностей, как было установлено, четыре (Законы осадкообразования Безрукова – Лисицына).

1. Климатическая (широтная) зональность, определяемая тесной связью количества и состава донных отложений с климатом, его закономерной сменой по широтным зонам.

2. Циркумконтинентальная зональность – закономерные изменения скоростей седиментации и мощностей осадочной толщи по мере приближения к континентам (берегам).

3. Вертикальная зональность – закономерные изменения в составе донных осадков (в соответствии с изменениями осадочного материала взвеси) с ростом глубины вплоть до максимальной (11023 м).

4. Тектоническая зональность – определяемая тектоническими условиями – современными и прошлыми, с закономерной сменой формаций по мере удаления от срединных хребтов океанов, закономерным ростом глубин, мощности осадочной толщи и сменой типов дон-

ных осадков (Лисицын и др., 1973; Геологическая история океана, 1980; Лисицын, 2001a).

На основе новых открытий, связанных с изучением толщи донных осадков, глубоководным бурением и геофизикой, произошла революция в геологии, причем не только океанов, но и континентов. Возникла литология литосферных плит (Лисицын, 2001a) и палеоокеанология – история морей и океанов прошлого (Геологическая история океана, 1980).

Стало очевидным, что проводившиеся многие годы исследования по палеосредам и климатам прошлого сейчас потеряли значение, поскольку и океанские, и континентальные части литосферных плит находятся в движении, т.е. меняют во времени свое положение относительно экватора, проходят через разные климатические зоны. Это должно обязательно учитываться при рассмотрении климатических циклов большой длительности.

Объем статьи не позволяет рассмотреть эти новые открытия более подробно, многие детали могут быть получены из десятков монографий и сотен и тысяч статей.

Здесь важно подчеркнуть, что донные осадки тесно связаны с климатом, своими корнями уходят в климат, и поэтому осадки – это уникальный архив климатов прошлого. При прочтении этих записей следует руководствоваться закономерностями седиментации в Мировом океане, связанными с движением плит, т.е. осаднение идет как бы на подвижной основе, положение которой определяется тектоникой литосферных плит и восстанавливается палеогеодинамикой (Монин, Шишков, 1979; Зоненшайн, Кузьмин, 1993; Хаин, 2001).

Первые прямые определения потоков седиментационными ловушками, а также величин потоков (абсолютных масс) осадочного вещества были выполнены лимнологами более 50 лет назад, но только сейчас они могут сопоставляться с значениями потоков в других геосферах, и в первую очередь с потоками (абсолютными массами) для донных осадков. Впервые удастся сопоставить не только состав осадочного вещества и его содержание в единице объема (мг/л или мг/м^3), но и динамику в потоках ($\text{мг/м}^2/\text{год}$). Седиментология всех геосфер может рассматриваться на единой количественной основе, фиксируемой в колонках и кернах донных осадков практически непрерывно до 160 млн лет назад. Иначе говоря, изучение количества и состава вещества, существующего в микро- и нанокolicествах во всех семи геосферах, о чем говорилось выше, – это и есть научная основа для расшифровки этих записей, хранящихся в толщах донных осадков, записей, связанных с изменениями условий среды и климата.

Записи в сокровищнице донных осадков сделаны как бы чернилами семи разных цветов, которые накладываются. Чтобы прочесть это, необходимо разделить их, руководствуясь закономерностями, определяющими количество, состав и свойства осадочного вещества для каждой из геосфер, использовать маркеры, характерные для каждого из вещественно-генетических типов этого вещества (семи геосфер).

Рассмотрение циклов большой длительности (см. рис. 1–3) необходимо и при изучении толщ четвертичных отложений, поскольку эти циклы накладываются во времени и возникает, на первый взгляд, не циклическая, а хаотическая картина. Расшифровка ее делается методами спектрального и вейвлетного анализа (Монин, Сонечкин, 2005).

Какое значение имеет все сказанное для расшифровки истории морей и озер Северо-Запада России? В чем главные особенности и общность среды и климата для этой обширной области, а также для северной Европы и Скандинавии?

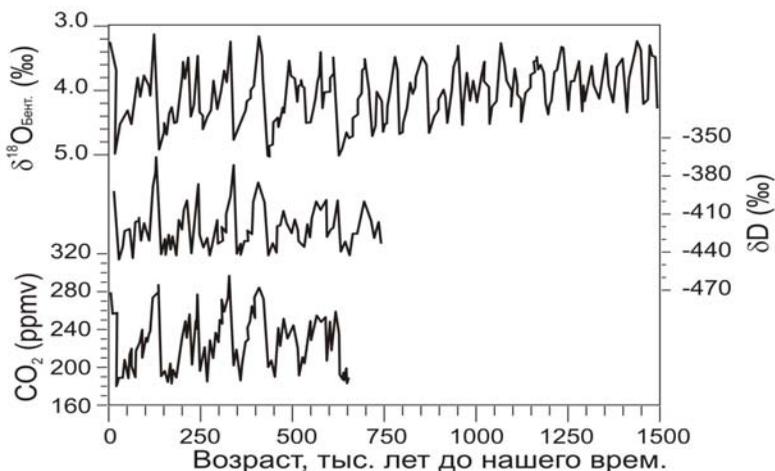


Рис. 2. Сопоставление изменений палеотемпературы для придонных слоев океана (Lisiecki, Raymo, 2005), содержания дейтерия и углекислоты в льдах Антарктиды (данные ледовых кернов бурения со ст. Восток и Конкордия) (Petit et al., 1999) за последние 1,5 млн лет.

Видны циклические изменения климата со значениями циклов 40 тыс. и 100 тыс. лет – изменения макроциклические, от 1 до 10 тыс. лет – мезоциклические и менее 1 тыс. лет – микроциклические. Циклы разной продолжительности накладываются и необходима специальная обработка данных для их выявления (Brook et al., 2006).

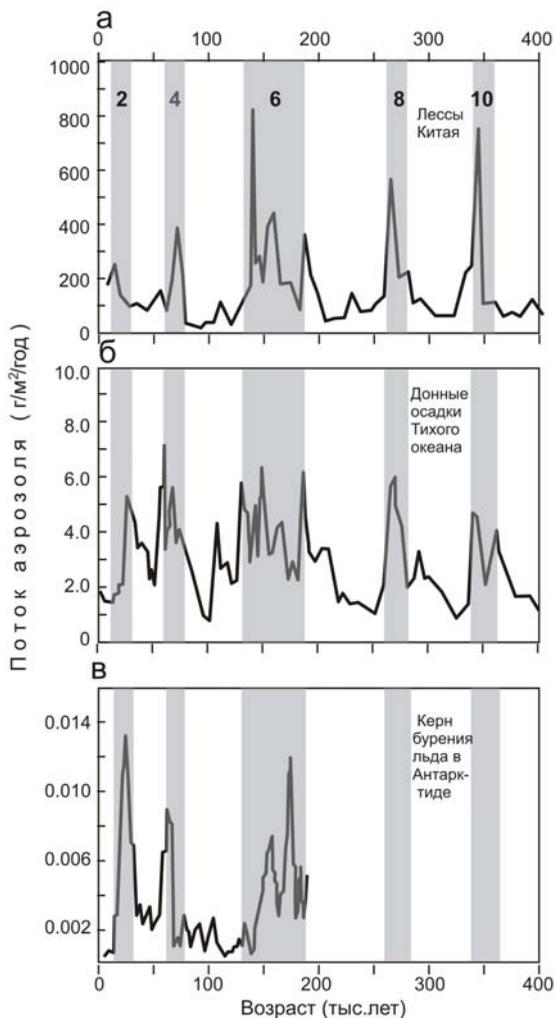


Рис. 3. Сопоставление потоков аэрозолей в глобальных масштабах за последние 400 тыс. лет: а) лессы Китая – потоки алевритовой части аэрозолей на континенте; б) потоки тонких фракций аэрозолей в Тихом океане – океанская часть аэрозолей (масштаб изменен); в) потоки аэрозолей на ледники Антарктиды – континентальная ледниковая часть аэрозолей (масштаб изменен).

Климатические циклы и максимумы потоков аэрозолей в океане и на континентах совпадают, что подтверждает влияние аэрозолей на оледенения в прошлом (Kohfeld, Harrison, 2001) (с изменениями автора).

Все это области, недавно (в послевюрмское время) освободившиеся от покровного Скандинавского ледника. Об этом свидетельствуют разнообразные моренные отложения на суше, а также разрезы донных осадков Белого, Балтийского и Баренцева морей. Это также характерные особенности рельефа поверхности, ранее скрытой под ледником с многочисленными впадинами, в настоящее время заполненными озерами. Самые крупные из них – моря, возраст которых не превышает 11 тыс. лет. Главные черты изменения среды, циклы явлений и событий в этой крупной около- и послеледниковой области Северо-Запада общие.

На протяжении последних 1200 лет, т.е. в интервале, охваченном пробами из озер и Белого моря, установлены два периода особенно резких изменений климата в Северном полушарии: потепления (890–1170 гг.) и похолодания (1580–1850 гг.) (Osborn, Briffa, 2006). Это потепление средних веков и малые ледниковые периоды в Европе.

Для восстановления наиболее крупных климатических событий конца плейстоцена-голоцена необходимо, таким образом, обобщение с единых позиций разрозненных данных палеоокеанологии (Белое, Балтийское и Баренцево моря), лимнологии (Карелия, Скандинавия, Кольский полуостров и др.), разрезов отложений болот и торфяников, данных дендрохронологии и др.

Далее должно быть сделано сопоставление с историей отступления Лаврентьевского ледника, историей горных ледников Альп и Кордильер, а также с кернами бурения льдов Гренландии и Арктики. Таким образом, вероятно, с привлечением и других материалов могут быть сделаны детальные реконструкции среды и климата для послеледникового времени – на локальном региональном и глобальном уровнях.

В этом, как мне представляется, одна из задач настоящего совещания, которое должно положить начало большой работы в будущем.

Представляется, что такого рода сравнительное исследование с использованием новой информации из семи геосфер на микро- и наночастицах, с построением рабочих моделей (Heinze et al., 1999) и станет главным для развития фактической основы предсказания климатических циклов, прогноза климата на будущее.

Суть этого краткого и неполного сообщения состоит в том, чтобы показать новые подходы к изучению климата и среды пошлого с применением новых приборов и методов для определения вкладов атмосферного, литосферного и гидросферного вещества в формировании современного и прошлого климата и окружающей среды. На основе ряда новых закономерностей удастся определить эти вклады количественно, причем с помощью микро- и наночастиц и величин потоков вещества – практически во всех геосферах.

Учет многих факторов, которые раньше игнорировались, переход на новый уровень количественных исследований открывают большие перспективы для наиболее надежного прогноза климата будущего, предсказаний не погоды, а климата на годы и десятилетия–столетия вперед. Для реализации этой задачи необходимы совместные усилия специалистов, работающих на континентах и в океане, кросс-корреляция разрезов для обширных площадей, прежде всего для Арктики в связи с Международным полярным годом 2007–08 г.

Итак, изучение микро- и наночастиц осадочного вещества в современных геосферах дает богатую дополнительную информацию о прошлом и позволяет с большей степенью достоверности восстанавливать не только палеоклиматы, но и палеоусловия среды во всех геосферах. Таким образом, удастся, пока только в самых общих чертах, улавливать все составляющие, входящие в современное понимание климата как результата взаимодействия между океано-, лито- и атмосферой.

Представляется, что именно такое направление восстановления палеоклиматов и палеосреды прошлого на основании новой информации, заключенной в микро- и наночастицах, получит развитие в ближайшем будущем и предсказания климата на годы, десятилетия и даже столетия не будут больше фантастическими.

Выводы

1. По современным представлениям климат формируется при тесном взаимодействии атмосферы, литосферы и океаносферы. До настоящего времени для характеристики климатических изменений прошлого (как основы для прогноза будущего), практически не использовались информационные возможности Мирового океана – главной части планеты.

2. Информационный потенциал для изучения палеоклиматов имеется не только в донных осадках (седиментосфере), но и в других сферах, при взаимодействии которых образуются донные осадки.

3. Донные осадки и тонкий взвешенный материал (микро- и наночастицы) в морской воде – это природные копилки информации о процессах, протекающих во всех геосферах, и эта информация хранится в микро- и наночастицах. Проведена большая работа по методам выделения и изучения этих частиц во всех геосферах, выявлению информации о среде и климате настоящего и прошлого.

4. Открылись как бы семь новых миров со своими закономерностями. Эти миры взаимодействуют и связаны между собой микро- и наночастицами. Это: 1) атмосфера, 2) литосфера – континентальная кора водосборных бассейнов, изучение через речной сток, 3) криосфера – ин-

формационный потенциал морских и континентальных льдов и снега, 4) биосфера – информационный потенциал микроорганизмов и бактерий, 5) гидросфера – информационный потенциал водной толщи Мирового океана, а также озер, болот, 6) седиментосфера – осадочные отложения на дне – природный глобальный планшет-самописец и 7) эндосфера – вулканогенный материал, продукты подводного и надводного (пеплы) вулканизма. Только начинается вклад вещества из космоса, особенно ощутимый при изучении океанских осадков.

5. Установлено, что климатические изменения в истории Земли были циклическими, причем с разной длиной циклов (от 2 лет до более 100 тыс. лет и с разными масштабами изменений климата. Только для последних 300 лет имеются прямые наблюдения за температурой, все другие определения косвенные и требуют сопоставлений несколькими независимыми методами (кросс-корреляция). Такая корреляция может быть проведена с использованием микро- и нанотехнологии.

6. Цикличность изменений климата прошлого исключительно важна для создания научно обоснованной базы прогноза климатов (их циклов) на будущее – ближайшее и отдаленное.

7. Для этого на первом этапе необходимо прямое изучение информационного потенциала и выбор маркеров для современного климата и среды, причем для всех геосфер, основываясь не только на уже имеющихся, но и на новых данных, полученных при изучении микро- и наночастиц. Такая работа проводится нами на протяжении 5 лет для бассейна Белого моря.

8. Следующий этап: на основе обобщения результатов по современному этапу изучения взаимодействия геосфер при формировании климата, переход на этапы, отвечающие климатическим циклам до 1–10–100 тыс. лет и более.

9. Для восстановления последних циклических изменений среды и климата особенно подходят районы, расположенные в области развития и исчезновения скандинавского ледника. Это тесно связанные своей историей с ледником Белое, Балтийское и Баренцево моря, а также системы озер Северо-Запада, разрезы торфяников, дендрохронология и др.

10. Опыт исследований системы Белого моря показал, что в настоящее время существует много пробелов в этих исследованиях, и их восполнение требует совместных усилий не только океанологов, но и лимнологов, геологов-четвертичников, микропалеонтологов и др., и это необходимо сделать во время предстоящего Международного полярного года.

Наши исследования были поддержаны Президиумом РАН (Программа фундаментальных исследований № 17, проект 4.4 «Система Белого моря» и экспедиционные гранты), Отделением наук о Земле РАН (проект

«Наночастицы во внешних и внутренних сферах Земли»), Российским фондом фундаментальных исследований (гранты 06-05-64815 и 06-05-79072), грантом Президента РФ № НШ-2236.2006.5, государственным контрактом 02.445.11.7484.

Литература

Безруков П.Л. Зональность и неравномерность осадкообразования в Мировом океане // *Современные проблемы географии*. М.: Наука, 1964. С.245–249.

Богданов Ю.А., Лисицын А.П., Гурвич Е.Г. Гидротермальный рудогенез океанского дна // М.: Наука, 2005. 527 с.

Виноградов М.Е., Лисицын А.П. Глобальные закономерности распределения жизни в океане и их отражение в составе донных осадков. 1. Закономерности распределения планктона и бентоса в океане // *Изв. АН. Сер. геол.* 1981. № 3. С.5–25.

Геологическая история океана / Ред. А.С. Монин и А.П. Лисицын. М.: Наука, 1980. 462 с.

Гордеев В.В. Реки Российской Арктики: потоки осадочного материала с континента в океан // *Новые идеи в океанологии*. Т. 2. М.: Наука, 2004. С.113–168.

Гурвич Е.Г. Металлоносные осадки Мирового океана // М.: Научный мир, 1998. 337 с.

Дмитриев Л.В., Базылев Б.А., Борисов М.В. и др. Образование водорода и метана при серпентизации мантийных гипербазитов океана и происхождение нефти // *Рос. журнал наук о Земле*. 2000. Т. 1. № 1. С.1–16.

Долотов Ю.С., Филатов Н.Н., Шевченко В.П и др. Мониторинг приливо-отливных обстановок в эстуариях Карельского побережья Белого моря // *Водные ресурсы*. 2005. Т. 32. № 6. С.670–688.

Зоненшайн Л.П., Кузьмин М.И. Палеогеодинамика. М.: Наука, 1993. 192 с.

Котляков В.М. Избранные сочинения. Кн. 1–6. М.: Наука, 2000–2003.

Лаппо С.С., Гулев С.К., Добролюбов Е.Г. и др. Северная Атлантика и ее влияние на климат Европы // *Актуальные проблемы океанологии*. М.: Наука, 2003. С.8–54.

Лисицын А.П. Методы изучения взвеси с геологическими целями // *Тр. Ин-та океанологии АН СССР*. 1956а. Т. 19. С.204–230.

Лисицын А.П. Новые данные о составе и распределении взвешенных веществ в морях и океанах // *Д. АН СССР*. 1956б. Т. 126. № 4. С.863–866.

Лисицын А.П. Процессы океанской седиментации. М.: Наука, 1978. 358 с.

Лисицын А.П. Зональность природной среды и осадкообразование в океане // *Климатическая зональность и осадкообразование*. М.: Наука, 1981. С.5–45.

Лисицын А.П. Осадочное тело океана // *Геология дна океана по данным глубоководного бурения*. М.: Наука, 1984. С.12–62.

Лисицын А.П. Лавинная седиментация и перерывы в осадконакоплении в морях и океанах. М.: Наука, 1988. 309 с.

Лисицын А.П. Гидротермальные системы Мирового океана – поставка эндогенного вещества // *Гидротермальные системы и осадочные формации срединно-океанических хребтов Атлантики*. М.: Наука, 1993. С.147–245.

- Лисицын А.П.* Ледовая седиментация в Мировом океане. М.: Наука, 1994а. 448 с.
- Лисицын А.П.* Маргинальный фильтр океанов // *Океанология*. 1994б. Т. 34. № 5. С.735–743.
- Лисицын А.П.* Литология литосферных плит // *Геология и геофизика*. 2001а. Т. 42. № 4. С.522–559.
- Лисицын А.П.* Потоки вещества и энергии во внешних и внутренних сферах Земли // *Глобальные изменения природной среды*. Новосибирск: Наука, 2001б. С.163–248.
- Лисицын А.П.* Новые возможности четырехмерной океанологии и мониторинга второго поколения: опыт двухлетнего исследования на Белом море // *Актуальные проблемы океанологии*. М.: Наука, 2003. С.503–556.
- Лисицын А.П.* Потоки осадочного вещества, природные фильтры и осадочные системы «живого океана» // *Геология и геофизика*. 2004а. Т. 45. № 1. С.15–48.
- Лисицын А.П.* Потоки осадочного вещества и загрязнений в Мировом океане и методы глобального мониторинга // *Стокгольм, Рио, Йоханесбург – вехи кризиса*. М.: Наука, 2004б. С.133–194.
- Лисицын А.П., Богданов Ю.А., Гурвич Е.Г.* Гидротермальные образования рифтовых зон океана. М.: Наука, 1990. 255 с.
- Лисицын А.П., Виноградов М.Е.* Глобальные закономерности распределения жизни в океане и их отражение в составе донных осадков. 2. Образование и распространение биогенных осадков // *Изв. АН. Сер. геол.* 1982. № 4. С.5–24.
- Лисицын А.П., Фишер А., Хизен Б. и др.* Литология и геохимия кернов бурения дна Тихого океана // *I Международный геохимический конгресс*. Москва, 20–25 июля 1971. М.: Наука, 1973. Т. 4. Кн. 1. С.405–416.
- Лисицын А.П., Чернышова В.И.* Каменный материал в донных осадках северной части Тихого океана // *Тихий океан*. М.: Наука, 1970. Т. VI. Кн. 1. С.237–296.
- Лисицын А.П., Шевченко В.П., Виноградов М.Е. и др.* Потоки осадочного вещества в Карском море и в эстуариях Оби и Енисея // *Океанология*. 1994. Т. 34. № 5. С.748–758.
- Лисицын А.П., Шевченко В.П., Буренков В.И. и др.* Взвесь и гидрооптика Белого моря: новые закономерности количественного распределения и гранулометрии // *Актуальные проблемы океанологии*. М.: Наука, 2003. С.556–607.
- Монин А.С.* Вращение Земли и климат. Л.: Гидрометеиздат, 1972. 112 с.
- Монин А.С.* Введение в теорию климата. Л.: Гидрометеиздат, 1982. 243 с.
- Монин А.С., Берестов А.А.* Новое о климате // *Вест. Российской Академии наук*. 2005. Т. 25. № 2. С.126–138.
- Монин А.С., Сонечкин Д.М.* Колебания климата. М.: Наука, 2005. 191 с.
- Монин А.С., Шишков Ю.А.* История климата. Л.: Гидрометеиздат, 1979. 407 с.
- Сапожников Ю.А., Алиев Р.А., Калмыков С.Н., Лисицын А.П.* Радионуклиды в исследовании Белого моря // *Актуальные проблемы океанологии*. М.: Наука, 2004. С.608–618.
- Серова В.В.* Минералогия эоловой и водной взвеси Индийского океана. М.: Наука, 1988. 173 с.

Тарханов С.Н., Прожерина Н.А., Коновалов В.Н. Лесные экосистемы бассейна Северной Двины в условиях атмосферного загрязнения. Екатеринбург: УрО РАН, 2006. 330 с.

Хаин В.Е. Тектоника континентов и океанов. М.: Научный мир, 2001. 606 с.

Шевченко В.П., Лисицын А.П., Виноградова А.А. и др. Аэрозоли Арктики – результаты десятилетних исследований // Оптика атмосферы и океана. 2000. Т. 13. № 6/7. С.551–576.

Шевченко В.П., Лисицын А.П., Виноградова А.А. и др. Новый взгляд на влияние эолового переноса на современное морское осадконакопление и окружающую среду в Арктике. Результаты исследования аэрозолей и снежного покрова // Новые идеи в океанологии. Т. 2. М.: Наука, 2004. С.168–215.

Alley R.B., Clark P.U., Huybrechts P., Joughin I. Ice-sheet and sea-level changes // Science. 2005. V. 310. P.456–460.

Arimoto R. Eolian dust and climate: relationships to sources, tropospheric chemistry, transport and deposition // Earth-Science Reviews. 2001. V. 54. P.29–42.

Berger W., Pätzold J., Wefer G. (eds.). A case for climate cycles: orbit, Sun and Moon // Climate development and history of the North Atlantic. Springer, Berlin. 2002. P.101–123.

Brook E., Wolff E., Dahl-Jensen D. et al. The future of ice coring: International Partnerships in ice coring sciences // Global Change News Letter. 2006. N 65. P.4–7.

Eyles N. Earth glacial record and its tectonic setting // Earth Science Reviews/ Amsterdam, Elsevier Spec. Publ. 1993. V. 35. P.1–248.

Heinze C., Maier-Reimer E., Winguth A.M., Archer D. A global sediment model for long-term climate studies // Global Biogeochemical Cycles. 1999. V. 13. N 1. P.221–250.

Johannessen O.M., Khvorostovsky K., Miles M.W., Bobylev L.P. Recent ice-sheet growth in the interior of Greenland // Science. 2005. V. 310. P.1013–1015.

Kerr R. The Atlantic conveyor may have slowed, but don't panic yet // Science. 2005. V. 310. P.1403–1405.

Kohfeld K.E., Harrison S.P. DIRTMAR: the geological record of dust // Earth Science Rev. 2001. V. 54. P.81–114.

Lisiecki L.E., Raymo M.E. A Pliocene-Pleistocene stack of 57 globally distributed benthic $\delta^{18}\text{O}$ records // Paleoceanography. 2005. V. 20. PA1003.

Milankovitch M. Theorie matematicque des phenomenes thermiques produits par la radiation solaire. Zagreb, Paris. Acad. Yougoslave Sci. Arts. 1920. 633 p.

Osborn T., Briffa K.R. The spatial extent of 20-th century warmth in the context of the past 1200 years // Science. 2006. V. 311. P.841–844.

Penck A., Brückner E. Die Alpen im Eiszeitalter. Leipzig, Tanshuitz, 1901–1909. V. 1–3. P.1–1199.

Petit J.R., Jouzel J., Raynaud D. et al. Climat and atmospheric history of the past 420.000 years the Vostok ice core // Nature. 1999. V. 399. P.429–434.

Pozdnyakov D., Pettersson L., Johannessen O.M. et al. SeaWiFS maps water quality parameters of the White Sea // Int. J. Remote Sensing. 2003. V. 24. P.4065–4071.

White Sea. Its Marine Environment and Ecosystem Dynamics Influenced by Global Change // N. Filatov, D. Pozdnyakov, O.M. Johannessen et al. (eds.). Berlin: Springer, 2005. 472 p.

МОНИТОРИНГ АНТРОПОГЕННЫХ ВОЗДЕЙСТВИЙ НА ПРИБРЕЖНЫЕ ЗОНЫ ПО ДАННЫМ МНОГОСПЕКТРАЛЬНЫХ И ГИПЕРСПЕКТРАЛЬНЫХ КОСМИЧЕСКИХ СКАНЕРОВ

В.Г. Бондур, Н.И. Рыбакова, С.А. Старченков

Научный центр аэрокосмического мониторинга «Аэрокосмос»
105064, Москва, Гороховский пер., 4

E-mail : office@aerocosmos.info

Введение

Исследование водных ресурсов Земли в настоящее время трудно представить без использования спутниковых методов и технологий (Бондур, 2004; Bondur, 2005). Одними из наиболее перспективных средств дистанционного мониторинга экологического состояния прибрежных акваторий, подвергающихся интенсивным антропогенным воздействиям, являются (Бондур, 2004; Bondur, 2005; Бондур, Зубков, 2005):

- многоспектральная космическая съемка с борта спутников высокого пространственного разрешения;

- многоспектральная и гиперспектральная космическая съемка среднего и низкого разрешения.

Данные, получаемые со спутников, оборудованных указанными типами аппаратуры, позволяют (Бондур, 2004; Bondur, 2005; Бондур, Зубков, 2005; Копелевич, 2004):

- оценивать качество вод в прибрежных зонах и проводить их мониторинг;

- исследовать различные динамические процессы, такие как мезомасштабные вихри, изменчивость фронтальных зон, распространение речных стоков и т.п.;

- определять вариации гидрооптических характеристик, в первую очередь цвета и мутности, за счет флуктуаций коэффициентов рассеяния и поглощения света при изменениях концентрации взвешенных и поглощающих веществ;

- контролировать биологические параметры (состояние фитопланктона и биопродуктивность в океане и др.);

- определять рельеф дна в шельфовых зонах, а также его изменения под воздействием разных процессов;

- определять температуру водной поверхности и др.

С помощью спутников с многоспектральной аппаратурой можно получить изображения с очень высоким пространственным разрешением. Так, аппаратура спутника IKONOS обеспечивает получение изображений в четырех спектральных каналах (0,48; 0,55; 0,67; 0,81 мкм) с простран-

ственным разрешением около 3,2 м (в надир), а камера спутника QuickBird – в четырех каналах (0,49; 0,56; 0,66; 0,83 мкм) изображения с разрешением около 2,4 м (в надир). По данным этих спутников можно решить задачу выделения аномалий водной среды, обусловленных, например, антропогенными воздействиями, с высокой точностью и достоверностью.

Многоспектральные (аппаратура ALI, 10 каналов, разрешение 30 м, спутник EO-1) и гиперспектральные (аппаратура Hyperion, 220 каналов, разрешение 30 м, спутник EO-1) космические съемки среднего пространственного разрешения позволяют определять абсолютные значения ряда характеристик морской среды по измерениям цвета океана (мощности восходящего излучения в узких спектральных интервалах) и проводить анализ пространственно-временной изменчивости этих характеристик (Бондур, 2004; Bondur, 2005; Бондур, Зубков, 2005).

В качестве тестового полигона для проведения мониторинга антропогенных воздействий на прибрежные зоны была выбрана акватория бухты Мамала у острова Оаху (Гавайские острова). Такой выбор был обусловлен тем, что бухта Мамала подвержена интенсивным антропогенным нагрузкам и, кроме того, имеется очень большое количество открытой океанологической информации об исследуемой акватории, в частности об источнике антропогенных воздействий: там действует масштабное очистное сооружение мощностью более 300 тыс. м³/с, имеющее заглубленное сбросовое устройство длиной около 3,8 км, оканчивающееся диффузором длиной ~ 1 км и расположенное на глубине 70 м (Fischer et al., 1979).

В настоящей работе предлагаются следующие методы, позволяющие выделить аномалии водной среды, вызванные антропогенными воздействиями:

– метод выявления слабоконтрастных аномалий водной среды, обусловленных антропогенными воздействиями, основанный на использовании характеристик изменчивости сигналов в спектральных каналах изображений, полученных при помощи аппаратуры спутников QuickBird и IKONOS;

– метод обнаружения областей загрязнений в прибрежных акваториях и оценки осредненных по глубине концентраций базовых примесей по гиперспектральным (Hyperion) и многоспектральным (ALI) изображениям, полученным с борта спутника EO-1, основанный на применении нелинейной многомерной оптимизации;

– методика комплексного сопоставления результатов обработки космической и подспутниковой информации, которая позволяет провести валидацию результатов обработки космических изображений.

Таким образом, рассматриваемые в данной работе методы анализа космической информации позволяют проводить комплексные исследования процессов и явлений антропогенного характера в прибрежной зоне с использованием дистанционных методов и получать информацию об экологическом состоянии изучаемых акваторий.

Выделение гидрооптических неоднородностей морской среды, связанных с антропогенными воздействиями, по многоспектральным космическим изображениям высокого разрешения

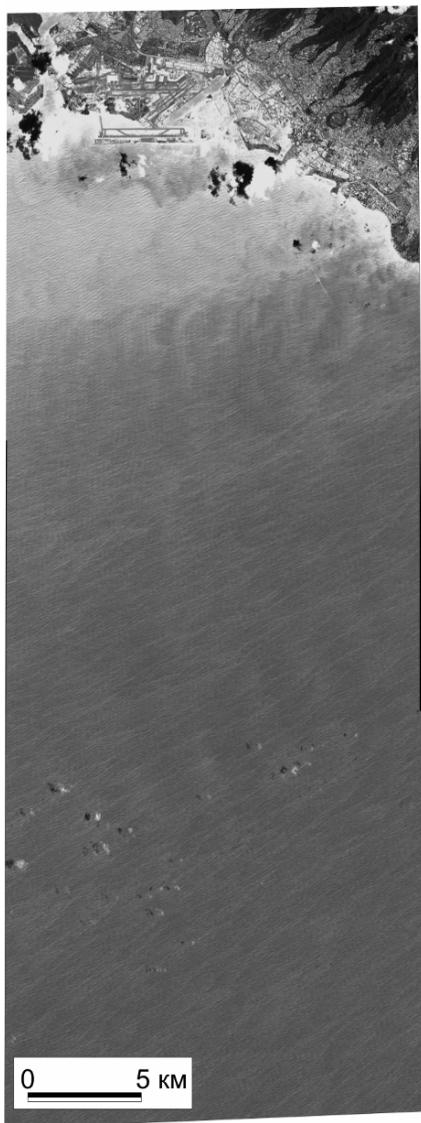
Как уже указывалось, при исследованиях прибрежной зоны, перспективно использование космических изображений высокого пространственного разрешения, полученных спутниками QuickBird и IKONOS (Bondur, 2005). В качестве примеров на рис. 1 представлены некоторые исходные космические изображения, полученные с борта спутника QuickBird 16 августа (время съемки 21:14:52 UTC) и 3 сентября (время съемки 21:15:37 UTC) 2004 г.

Многоспектральные космические изображения высокого пространственного разрешения обрабатывались с учетом характеристик относительной изменчивости сигналов в красном (R), зеленом (G) и синем (B) спектральных каналах шириной 60–80 нм (Бондур, Зубков, 2005). При обработке использовали следующие базовые процедуры (Бондур, Старченков, 2001; Бондур, 2004; Бондур, Зубков, 2005; Гонсалес, 2005):

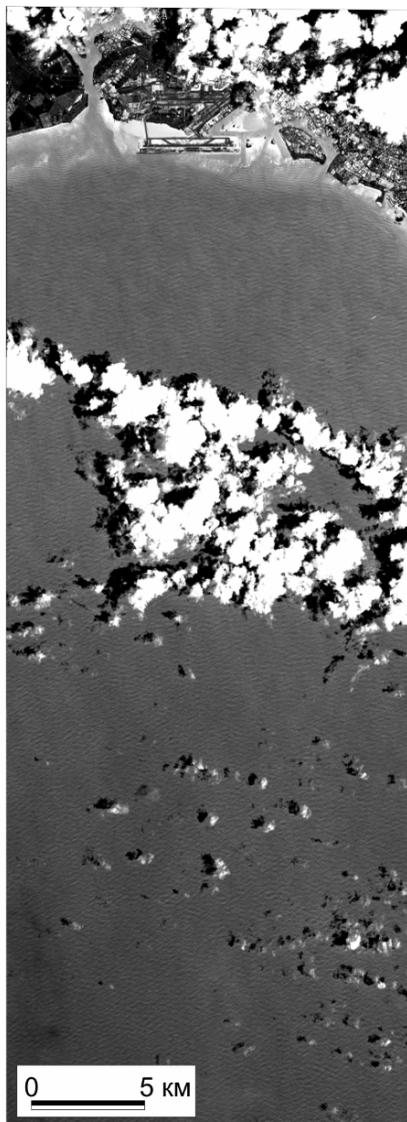
- синтезирование цветного изображения из отдельных спектральных каналов (RGB-синтез);
- дешифрирование изображений для выделения облачного покрова, кораблей и следов их движения, суши и незакрытой облаками морской поверхности;
- выбор фрагментов полного кадра изображения в районе исследования для последующей обработки;
- фильтрацию;
- декорреляционное растяжение, главной целью которой является устранение коррелированности спектральных каналов;
- параметрическую и непараметрическую классификацию;
- объединение классов;
- цветокодирование.

Для коррекции яркостных искажений изображений, вызванных неоднородной чувствительностью ПЗС-линейки камеры спутника QuickBird, применялись дополнительные специальные процедуры:

- деление изображения на фрагменты на основе анализа результатов предварительной обработки;



а



б

Рис. 1. Исходные изображения, полученные при съемке с борта спутника QuickBird 16 августа (а) и 3 сентября (б) 2004 года

– устранение яркостного поперечного тренда в пределах каждой полосы (фрагмента);

– взаимное выравнивание яркости по полосам на основе использования статистических параметров.

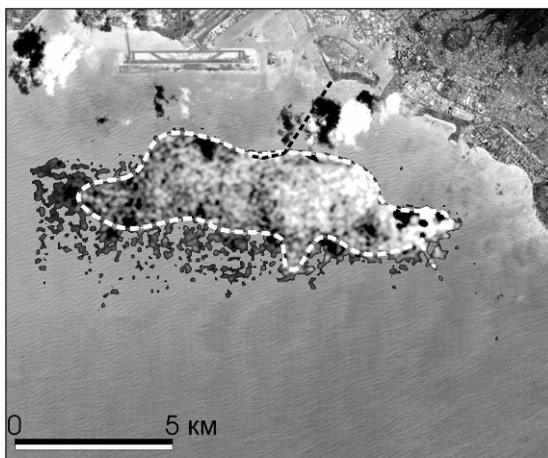
По данной методике обрабатывались многоспектральные изображения, полученные с борта спутника QuickBird. Для верификации полученные результаты сопоставлялись с данными обработки подспутниковых данных и делались выводы о правильности обработки космической информации.

1.1. Результаты обработки многоспектральных изображений, полученных со спутника QuickBird, и их анализ

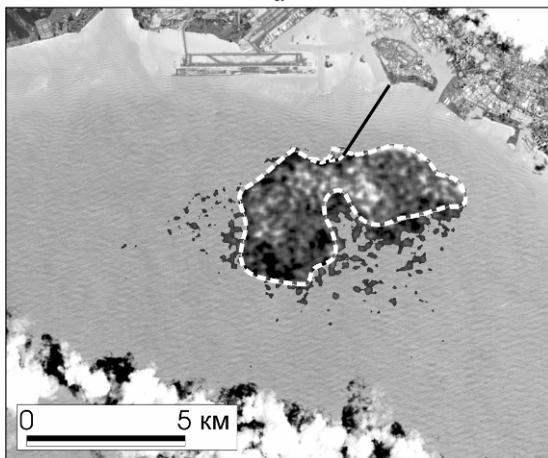
В качестве примера на рис. 2а приведены результаты обработки многоспектральных изображений, полученных для исследуемой акватории с помощью спутника QuickBird 16 августа 2004 г. Как видно из рисунка, гидрооптическая аномалия водной среды, выделенная по используемой методике, имеет хорошо различимые границы, что позволило провести ее оконтуривание и определить пространственно-геометрические характеристики. Гидрооптическая аномалия (см. рис. 2а) вытянута с востока на запад и имеет следующие размеры: с севера на юг $\sim 3,5$ км, а с востока на запад ~ 12 км. Наибольшей интенсивности аномалия достигает в 2–2,5 км на юго-восток от окончания сбросового устройства. Приуроченность аномалии к сбросовому устройству свидетельствует о ее антропогенном происхождении.

Результаты обработки многоспектральных изображений с борта спутника QuickBird 3 сентября 2004 г. приведены на рис. 2б. Как следует из рис., на поверхности и в приповерхностном слое океана также выделена аномалия, обусловленная глубоководным стоком. Она имеет относительно четкие границы «варежкообразной» формы (Бондур, 2004; Bondur, 2005; Keeler, 2005). Размеры юго-западного лепестка от окончания Sand Island Outfall составили около 4 км, а юго-восточного – около 3 км.

Таким образом, использование предложенной методики обработки многоспектральных космических изображений высокого пространственного разрешения позволило выделить аномалии, вызванные заглубленным стоком в акваторию бухты Мамала, и определить их пространственные характеристики. При этом следует отметить, что на исходных изображениях до обработки эти аномалии не выделялись.



а



б

Рис. 2. Выделение и оконтуривание оптической аномалии по результатам обработки изображений, полученных с помощью спутника QuickBird 16 августа (а) и 3 сентября (б) 2004 г.

1.2. Сопоставление результатов обработки многоспектральных космических изображений и подспутниковых данных

Для верификации результатов обработки многоспектральных космических изображений в акватории бухты Мамала проводились подспутниковые измерения с помощью гидрооптической аппаратуры АС-9 и различных гидрофизических приборов в моменты времени, близкие к

моментам космической съемки (Keeler, 2004, 2005; Bondur, 2005; Bondur, Tsidlina, 2005; Бондур, Киллер, 2006). С помощью аппаратуры АС-9 измерялись значения коэффициентов поглощения k (m^{-1}) и ослабления ϵ (m^{-1}) на девяти длинах волн в шести точках (станциях), находящихся в районе сбросового устройства.

Гидрооптические неоднородности приповерхностного слоя океана, вызванные антропогенными воздействиями, выделенные при обработке многоспектральных изображений, могут быть обнаружены также на основе контактных гидрооптических данных, полученных прибором АС-9 (www.wetlabs.com). Причем в случае верной интерпретации космических изображений результаты, полученные дистанционными средствами, должны совпадать с данными контактных измерений.

Для сопоставления с результатами обработки спутниковых изображений использовались коэффициенты поглощения и ослабления, полученные по данным АС-9 на длине волны $\lambda=0,488$ мкм. Такой выбор был обусловлен в первую очередь тем, что к этой длине волны поглощение солнечного света водами Тихого океана в районе Гавайских островов близко к минимуму (Иванов, 1975; Ерлов, 1980; Бондур и др., 2006). Кроме того, спектральный канал датчика АС-9 $\lambda=0,488$ мкм совпадает с центром синего канала аппаратуры QuickBird.

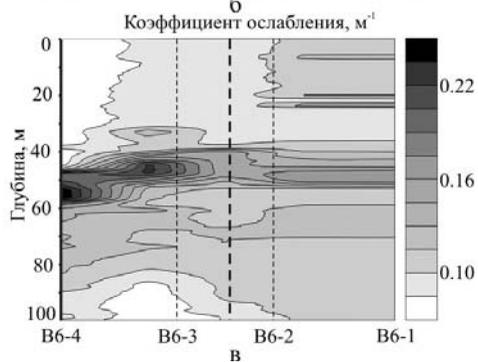
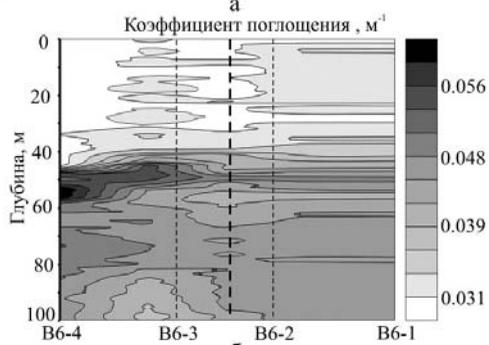
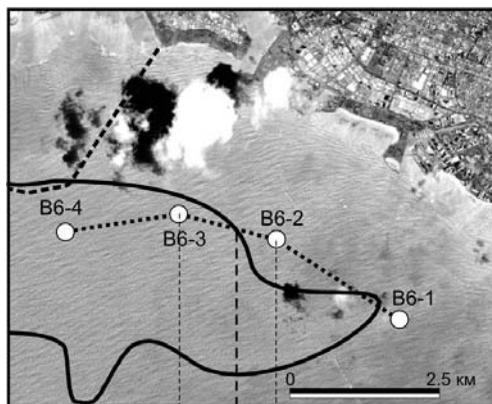
Результаты сопоставления космических и подспутниковых гидрооптических данных, полученных 16 августа 2004 г., иллюстрируются на рис. 3а–в.

В этот день измерения при помощи аппаратуры АС-9 проводились в точках В6-1, В6-2, В6-3, В6-4 (см. рис. 3а), поэтому совпадение границ аномалии, выделенной по многоспектральным изображениям, с подспутниковыми гидрооптическими данными оценивалось только для восточной зоны аномалии.

Анализ рис. 3 а–в свидетельствует о хорошем совпадении восточной границы аномалии, выделенной по космическим изображениям, и области повышенных значений коэффициентов поглощения и ослабления, расположенной в слое скачка на глубине около 50 м, определенной по данным прибора АС-9.

При совмещении на горизонтальной плоскости невязка в плановом положении границ аномалий, выделенных по многоспектральным космическим изображениям и подспутниковым гидрооптическим данным, достигает 200–300 м, что вполне приемлемо.

Результаты совместного анализа космических (спутник QuickBird) и контактных (АС-9) данных, полученных 3 сентября 2004 г., приведены на рис. 3 г–е. В этот день космическая съемка была обеспечена измерениями с помощью прибора АС-9 во всех точках В6-1 – В6-7.



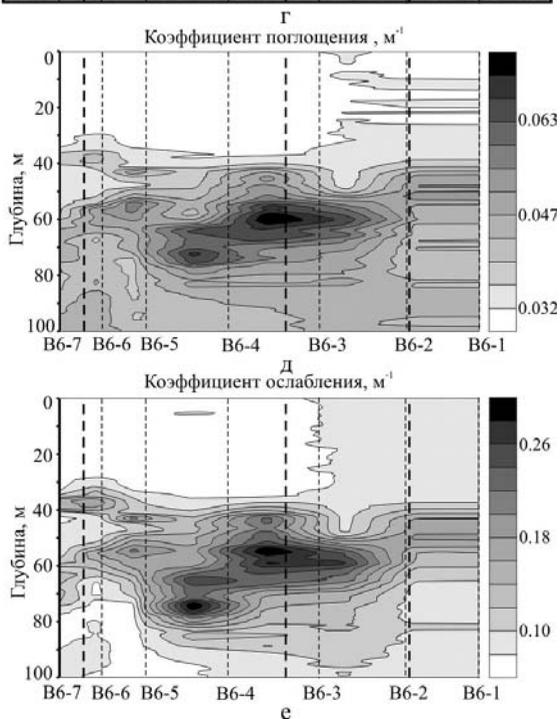
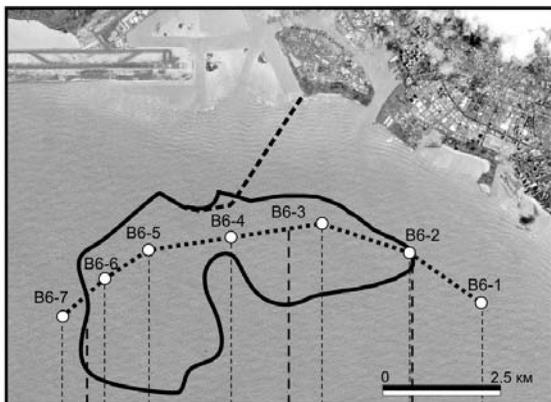


Рис. 3. Результаты сопоставления аномалии, выделенной по данным, полученным спутником QuickBird 16 августа (а) и 3 сентября (г) 2004 г, с данными соответствующих гидрооптических измерений: двумерные сечения значений коэффициентов поглощения (б, д) и ослабления (в, е) на длине волны 0,488 мкм

Результаты, полученные при обработке многоспектральных космических изображений, снятых в этот день, так же, как и для 16 августа 2004 г., хорошо совпадают с данными подспутниковых измерений. Как показал анализ результатов обработки, наблюдается высокая степень совпадения как восточной, так и западной границы аномалии, выделенной по космическим многоспектральным изображениям (см. рис. 3 г–е), с аномалией, выявленной на двумерных распределениях по глубине гидрооптических параметров (коэффициенты рассеяния и ослабления), зарегистрированных аппаратурой АС-9 (см. рис. 3 д, е). Расхождения в плане составляли около 100–200 м.

Столь высокое совпадение данных, полученных прибором АС-9 (см. рис. 3 а–е), с результатами космических многоспектральных изображений высокого пространственного разрешения позволяет сделать однозначный вывод, что выделенная аномалия вызвана антропогенным воздействием.

Следует подчеркнуть, что область максимальных значений и других параметров, определенных по данным прибора АС-9, расположенная на глубине около 55–60 м, с очень высокой точностью совпадает в плане с областью наибольшей интенсивности проявления аномалии, выделенной по космическому изображению (см. рис. 3 д–е)

Таким образом, комплексный анализ информации позволил однозначно интерпретировать результаты обработки многоспектральных космических изображений, полученных при мониторинге антропогенных воздействий на водную среду.

2. Использование гипер- и многоспектральных спутниковых данных среднего разрешения для мониторинга антропогенных воздействий

При обработке гипер- и многоспектральных космических изображений, полученных с борта спутника EO-1 при помощи аппаратуры Nuregion и ALI, применялась следующая методика:

- географическая привязка исходных изображений, которая осуществлялась путем подбора опорных точек с использованием цифровой векторной карты береговой линии о.Оаху и последующего геометрического аффинного преобразования (комбинация сдвига, преобразования масштаба и поворота), минимизирующего невязку;

- маскирование суши с помощью цифровой векторной карты береговой линии о. Оаху;

- маскирование облаков, теней от облаков и отмелей. При обработке изображений Nuregion был применен метод маскирования облачности и теней от облаков, основанный на пороговой обработке канала 13 (477,7 нм)

исходного изображения, а для изображений ALI – на анализе трех каналов – 2 (443 нм), 3 (482 нм) и 4 (565 нм) оптического диапазона;

– маскировались отдели на основе батиметрической карты. Результаты маскирования уточнялись визуальным анализом в интерактивном режиме;

– выбор спектральных каналов для обработки. Для обработки данных Нурегион были выбраны 30 каналов в видимом диапазоне (каналы 8–37 исходного изображения). Для обработки данных ALI – 4 канала в видимом диапазоне (каналы 2–5 исходного изображения) и один канал в ближнем инфракрасном диапазоне (канал 7 исходного изображения);

– подавление инструментального шума методом сегрегации шумовых компонент;

– атмосферная коррекция выбранных каналов. При этом были использованы следующие вспомогательные данные:

– оптическая толщина атмосферных аэрозолей для излучения с длиной волны 550 нм (архив данных AERONET, <http://aeronet.gsfc.nasa.gov>);

– содержание водяного пара в атмосфере (архив данных AERONET, <http://aeronet.gsfc.nasa.gov>).

Атмосферная коррекция проводилась с использованием пакета MODTRAN 4,3r1, в предположении, что атмосфера горизонтально однородна;

– карты концентраций базовых примесей составлялись в соответствии с методом оценки осредненных по глубине концентраций примесей. Он основан на применении нелинейной многомерной оптимизации (Demidenko, 1981) для решения задачи минимизации невязки:

$$\sum_{i=1,N} (\mathbf{R}_{\text{mes}}(\lambda_i) - \mathbf{R}_{\text{mod}}(\lambda_i))^2,$$

где $\mathbf{R}_{\text{mes}}(\lambda_i)_{i=1,N}$ – измеренный спектр;

$\mathbf{R}_{\text{mod}}(\lambda_i)_{i=1,N}$ – модельный спектр, вычисленный по методу Халтрина (Haltrin, Kattawar, 1993).

Вычисления производились в предположении, что океан оптически однороден по глубине и отражением от дна можно пренебречь, и параметризации поверхностного отражения от взволнованной поверхности океана.

Так как $\mathbf{R}_{\text{mod}}(\lambda_i)$ нелинейно зависит от концентраций базовых примесей \mathbf{C} (хлорофилл), \mathbf{Y} (растворенные органические вещества) и \mathbf{H} (гетеротрофные бактерии), минимизация невязки происходит итерационно и на каждом шаге требует вычисления матрицы Гесса

$$\mathbf{H} = \mathbf{P} * \mathbf{P}^T,$$

где \mathbf{P} – матрица производных ($d\mathbf{R}_{\text{mod}}(\lambda_i)/d\mathbf{C}$, $d\mathbf{R}_{\text{mod}}(\lambda_i)/d\mathbf{Y}$, $d\mathbf{R}_{\text{mod}}(\lambda_i)/d\mathbf{H}$)

$$R^k(\lambda_i) = R^{k+1}(\lambda_i) + (H^k + \mu_k * I)^{-1} * (P_k)^T * (R_{mes}(\lambda_i) - R^k(\lambda_i)), k=0,1,2, \dots$$

Производные $dR_{mod}(\lambda_i)/dC$, $dR_{mod}(\lambda_i)/dY$ и $dR_{mod}(\lambda_i)/dH$ рассчитываются на основе результатов, изложенных в работе (Haltrin, Hattawar, 1993). Плохая обусловленность $P * P^T$ приводит к замедлению процесса, так как в этом случае необходимо итеративно уточнять регуляризирующий параметр μ_k .

Осредненные по глубине концентрации примесей, являющиеся результатом применения метода спектральной оптимизации, не являются истинными средними по глубине вертикальных профилей концентрации примесей. Они – взвешенные средние. Весовая функция приближенно описывается функцией Гордона-Кларка, которая убывает с глубиной и равна 1 вблизи поверхности.

2.1. Результаты обработки и их анализ

В качестве примера приведем результаты оценок концентрации базовых примесей по изображениям, полученным аппаратурой Hyperion и ALI со спутника EO-1 17 августа 2004 г. для акватории бухты Мамала. Идентификационный номер сцены для изображения с аппаратуры Hyperion, – E01H0640452004230110PG, время начала съемки – 20:43:52.813 (UTC), время ее окончания – 20:44:10.814 (UTC). Номер сцены для изображения, полученного с аппаратуры ALI, – E01A0640452004230110PG, время начала съемки – 20:43:55.022 (UTC), время ее окончания – 20:44:11.022 (UTC).

Погрешности калибровки исходных данных, моделей поверхностного отражения и весовой функции осреднения по глубине, неопределенность параметров атмосферной коррекции приводили к тому, что оценки концентраций базовых примесей (внутриклеточного хлорофилла, растворенных органических веществ и гетеротрофных бактерий), полученные с использованием метода спектральной оптимизации, являлись монотонными функциями истинных значений концентраций, осредненных по глубине. Поэтому оценки концентрации представлены в условных единицах.

Карта концентрации внутриклеточного хлорофилла, составленная по изображению, полученному аппаратурой Hyperion, позволила локализовать область аномальных концентраций (>13 у.е.) к югу от диффузора очистных сооружений (рис. 4 б). По изображению с аппаратуры ALI распределение концентрации внутриклеточного хлорофилла (>13 у.е.) характеризуется наличием нескольких аномалий к югу и юго-востоку от диффузора (см. рис. 4 е). При этом наибольшая по площади и концентрации аномалия выделялась в зоне сброса дренажного канала Али-Вайи (точки В6-1, В6-2).

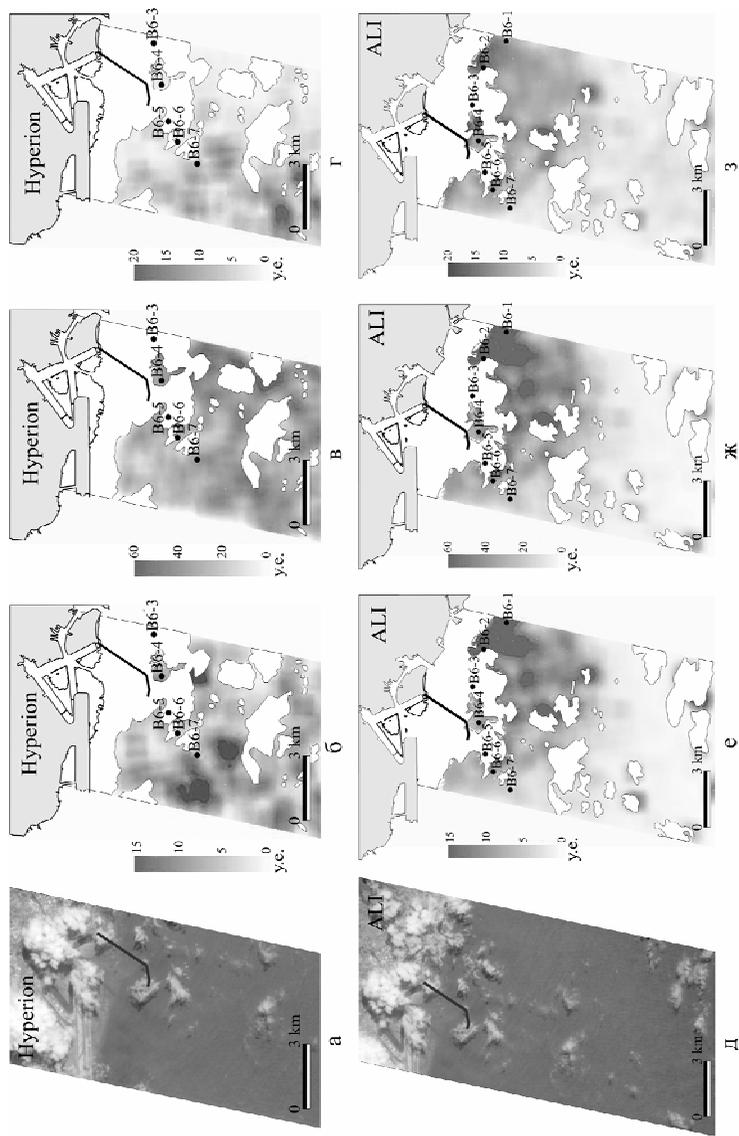


Рис. 4. Фрагменты изображений, полученные с борта спутника EO-1 (а,д), рассчитанные распределения концентрации внутриклеточного хлорофилла (б,е), растворенных в воде органических веществ (в,ж), гетеротрофных бактерий (г,з) с наложением составной маски (суша – светло-серым цветом, отмель-облака+тени от облаков – белым цветом). Hyperion (а,б,в,г); ALI (д,е,ж,з)

Карты концентрации растворенных органических веществ позволили выявить область аномальных концентраций (>50 у.е.) к югу и юго-западу от диффузора очистных сооружений на изображении, с аппаратуры Нурегіон (см. рис. 4 в) и к югу и юго-востоку от диффузора – с аппаратуры ALI. Здесь также выделилась наибольшая по площади и концентрации аномалия в зоне сброса дренажного канала, в точках В6-1 и В6-2 (см. рис. 4 ж).

Анализ карты концентрации гетеротрофных бактерий, построенной по полученному аппаратурой изображению Нурегіон, позволил установить область аномальных концентраций (>18 у.е.) к юго-западу от диффузора очистных сооружений (см. рис. 4 г). Карта концентрации гетеротрофных бактерий, изображенная с помощью ALI, характеризовалась наличием нескольких аномальных областей (>18 у.е.) к северо-востоку и юго-востоку от диффузора. Небольшая аномалия обнаруживалась также в зоне сброса дренажного канала Али-Вайи (см. рис. 4 з).

2.2. Сопоставление с подспутниковыми гидрооптическими измерениями

Для проверки описанного выше метода были использованы результаты гидрооптических измерений, полученных с помощью датчика АС-9 (Bondur, Tsidlina, 2005).

Как говорилось выше, по данным прибора АС-9 строились вертикальные профили коэффициентов поглощения и ослабления для каждой станции, в которых проводились измерения. Дополнительно использовался метод, основанный на линейной биооптической модели Халтрина-Копелевича (Haltrin, Kattawar, 1993; Kopelevich, 1983), который позволяет по оптическим данным рассчитывать концентрации примесей (таких как хлорофилла а, РОВ, мелких и крупных частиц) (Haltrin, Kattawar, 1993; Kopelevich, 1983; Pope, Fry, 1997; Buiteveld et al., 1994).

Для всех станций, в которых проводились измерения аппаратурой АС-9 по вертикальным профилям спектров коэффициентов поглощения и рассеяния, по этой методике оценивались профили концентрации основных примесей.

На рис. 5 представлено частичное сопоставление результатов оценок базовых примесей водной среды в бухте Мамала, рассчитанных по изображениям, полученным аппаратурой Нурегіон и ALI спутника EO-1 и по данным прибора АС-9. Как следует из анализа этого рисунка, наблюдается достаточно хорошее совпадение данных, также всплытие вод, характеризующихся повышенной концентрацией хлорофилла при локальном всплытии сезонного термоклина под воздействием внутренних приливных волн, которое сопровождалось взрывным размножением мелких частиц.

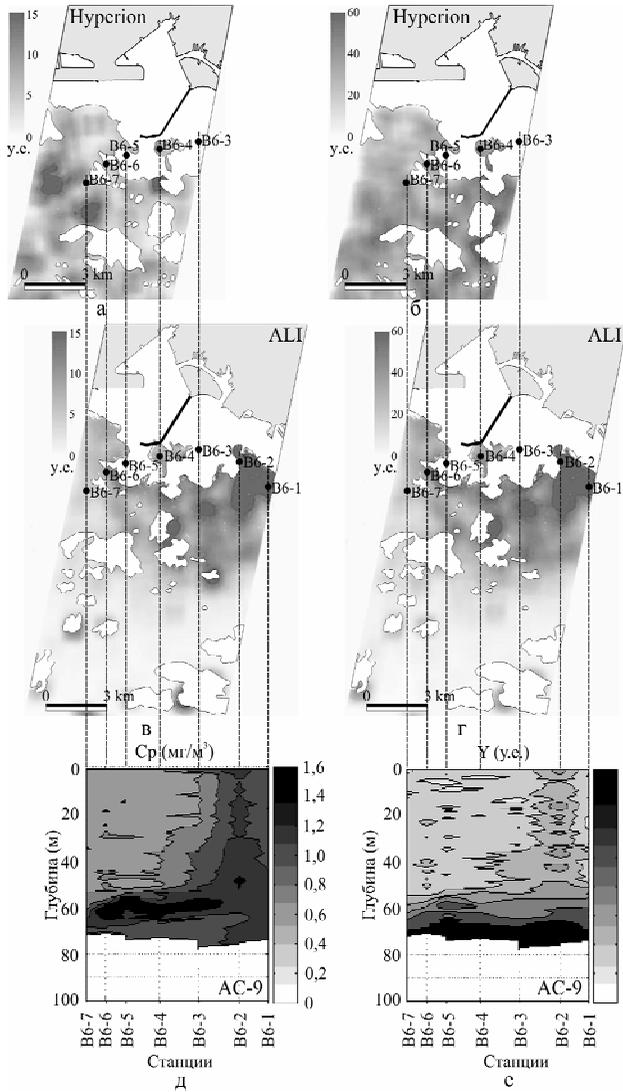


Рис. 5. Сопоставление результатов оценок базовых примесей водной среды в бухте Мамала, рассчитанных по изображениям, полученным спутником EO-1 года аппаратурой Hyperion и ALI, и по данным прибора AC-9: распределения концентраций внутриклеточного хлорофилла (а, в, д), растворенных в воде органических веществ (б, г, е). Hyperion (а, б); ALI (в, г); AC-9 (д, е)

По сравнению с другими местами измерений в районе станции В6-2 с помощью датчика АС-9 зафиксированы повышенные значения примесей, вызванные влиянием дренажного канала, которые также хорошо выделяются по космическим данным.

Таким образом, метод спектральной оптимизации, учитывающий зависимость формы всего спектра отражения от осредненной по глубине концентрации примесей, позволяет (при условии отсутствия облачности или густой атмосферной дымки) обнаруживать по много- и гиперспектральным космическим изображениям области подповерхностных загрязнений.

Заключение

В представленной работе изложены результаты обработки и анализа много- и гиперспектральных космических изображений, а также спутниковых данных мониторинга прибрежных акваторий, подверженных антропогенным влияниям.

Показано, что возможности многоспектральной аппаратуры высокого пространственного разрешения и используемая методика обработки позволяют исследовать мелкомасштабную изменчивость приповерхностного слоя океана на значительных площадях и выявлять ареалы распространения загрязнений. Продемонстрирована принципиальная возможность регистрации аномалий гидрооптических свойств приповерхностного слоя океана для исследования процессов и явлений, связанных с заглубленными стоками. Определены концентрации хлорофилла и примесей в области стоков.

Совместный анализ результатов обработки космических изображений и спутниковых гидрооптических измерений показал их хорошее совпадение, свидетельствующее о высокой эффективности разработанных методов анализа гипер- и многоспектральной информации, что позволяет использовать эти подходы для космического мониторинга антропогенных воздействий на водные ресурсы любых регионов Земли, а также при различных исследованиях в океанологии и лимнологии.

Литература

Бондур В.Г. Аэрокосмические методы в современной океанологии // Новые идеи в океанологии. Физика. Химия. Биология. М.: Наука, 2004. Т.1. С.55–117.

Бондур В.Г. Комплексный космический мониторинг антропогенных воздействий на прибрежные акватории: Мат-лы 31 ISPRE. 2005.

Бондур В.Г., Зубков Е.В. Выделение мелкомасштабных неоднородностей оптических характеристик верхнего слоя океана по многоспектральным спутниковым изображениям высокого разрешения. Ч. 1. Эффекты сброса дренажных каналов в прибрежные акватории // Исследования Земли из космоса. 2005. № 4. С.54–61.

Бондур В.Г., Литовченко Д.Ц., Старченков С.А. Результаты исследований антропогенных загрязнений прибрежных акваторий по радиолокационным космическим изображениям // Там же. 1999. № 3. С.85–96.

Бондур В.Г., Киллер Р.Н., Рыбакова Н.И., Старченков С.А. Мониторинг загрязнений прибрежных акваторий океана с использованием многоспектральных спутниковых изображений высокого пространственного разрешения // Исследования Земли из космоса, 2006. № 6 (в печати).

Бондур В.Г., Старченков С.А. Методы и программы обработки и классификации аэрокосмических изображений // Изв. ВУЗов. Сер. Геодезия и аэрофотосъемка. 2001. № 1. С.118–146.

Булатов М.Г. и др. Физические механизмы формирования аэрокосмических ра-диолокационных изображений океана // Успехи физических наук, 2003. Т. 173, № 1. С.69–87.

Гонсалес Р., Вудс Р. Цифровая обработка изображений // М.: Техносфера. 2005. 1072 с.

Ерлов Н.Г. Оптика моря // Л.: Гидрометеоиздат, 1980. 249 с.

Иванов А.П. Физические основы гидрооптики // Минск: Наука и техника, 1975. 504 с.

Иванов А.Ю. Нефтяные загрязнения моря на радиолокационных изображениях КА «Космос-1870» и «Алмаз-1» // Исследования Земли из космоса. 1997. № 6. С. 73–86.

Копелевич О.В. и др. Оптические методы в океанологии и морской геологии // Новые идеи в океанологии. Физика. Химия. Биология. М.: Наука, 2004. Т.1. С.55–117

Митягина М.И., Лаврова О.Ю., Бочарова Т.Ю. Наблюдение подветренных волн и вихревых структур за природными препятствиями в атмосфере при помощи радиолокационного зондирования морской поверхности // Исследования Земли из космоса, 2004. № 5. С. 44–50.

Bondur V.G. Complex Satellite Monitoring of Coastal Water Areas//Proc. of 31 Int. Symp. on Remote Sensing of Environment, St. Petersburg, 2005.

Bondur V.G., Filatov N.N. Study of physical processes in coastal zone for detecting anthropogenic impact by means of remote sensing. Proceeding of the 7th Workshop on Physical processes in natural waters, 2–5 July 2003, Petrozavodsk, Russia. P.98–103.

Bondur V., Starchenkov S. Monitoring of Anthropogenic Influence on Water Areas of Hawaiian Islands Using RADARSAT and ENVISAT Radar Imagery //Proc. of 31 Int. Symp. on Remote Sensing of Environment, St.Petersburg, 2005.

Bondur V., Tsidilina M. Features of Formation of Remote Sensing and Sea truth Databases for The Monitoring of Anthropogenic Impact on Ecosystems of Coastal Water Areas // Ibid.

Buiteveld H.J., et al. The optical properties of pure water // Ocean Optics. 1994. XIII, SPIE 2258. P.174–183.

Demidenko E.Z. Nonlinear regression, Ch. 7 // Linear and nonlinear regressions. Finances and statistics. 1981.

ENVISAT ASAR Product Handbook // European Space Agency, Issue 1.2, September 2004. 566 p.

Fischer H.B., List E. J., Koh R. C. Y., Imberger J. Mixing in Inland and Coastal Waters. Academic Press. San Diego. 1979. 453 p.

Haltrin V.I. and Kattawar G.W. Self-consistent solutions to the equation of transfer with elastic and inelastic scattering in oceanic optics: I. Model // Applied Optics, 1993. V. 32. N 27. P.5356–5367.

Keeler R., Bondur V. Vithanage D. Sea truth measurements for remote sensing of littoral water // Sea Technology. April. 2004. P. 53–58.

Keeler R., Bondur V., Gibson C. Optical satellite imagery detection of internal wave effects from a submerged turbulent outfall in the stratified ocean // Geophysical Research Letters. 2005. Vol. 32. L12610, doi: 10.1029/2005GL022390.

Kopelevich O. V. Small-Parameter Model of Optical Properties of sea water. Chapter 8 // Ocean Optics. V. 1: Physical Ocean Optics (A. S. Monin, ed., Nauka Publishers, Moscow, 1983).

R.M. Pope and E.S. Fry. Absorption spectrum (380–700 nm) of pure water, II. Integrating cavity measurements // Applied Optics, 1997. V. 36. P.8710–8723.

RADARSAT Data Products Specifications. RSI-GS-026, Revision 3/0, May 8, 2000, RADARSAT International (RSI). 133 p.

РАЗРАБОТКА АЛГОРИТМОВ ДЛЯ ИЗУЧЕНИЕ СЕЗОННОЙ И ПРОСТРАНСТВЕННОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ ПАРАМЕТРОВ КАЧЕСТВА ВОД ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА ПО ДАННЫМ ДИСТАНЦИОННЫХ ИЗМЕРЕНИЙ

***Коросов** А.А., Поздняков* Д.В.,
Филатов*** Н.Н., Мазуров**** А.А., Луян***** Е.А.***

*Научный фонд «Международный центр по дистанционному зондированию и окружающей среде им. Нансена», Санкт-Петербург

**Санкт-Петербургский Государственный Университет, Санкт-Петербург

***Институт Водных Проблем Севера Карельского Научного Центра РАН,
Петрозаводск

****Институт Космических Исследований РАН, Москва

Введение

Возможности мониторинга, исследования крупнейших озер Европы по данным контактных наблюдений были в последние 15 лет несколько ослаблены в силу экономических причин. Однако, даже при благоприятной ситуации, контактные методы не позволяют описать перемещающиеся в пространстве образования, такие как крупные вихри, когерентные структуры, моно- и диполи. Для их изучения требуются принципиально новые средства наблюдений, и в первую очередь дистанционные аэрокосмические. Целенаправленные многоуровневые эксперименты по изучению термогидродинамических полей на Великих американских озерах

ведутся уже три десятка лет. Эксперименты по внедрению дистанционных методов для изучения Ладожского, Онежского и других озер России были выполнены в рамках исследовательских академических программ: „Озера СССР», „Мировой океан», „Космос» и «Интеркосмос» (Кондратьев, Филатов и др., 1987; Науменко, 1989). На Онежском озере были организованы многоцелевые, многоуровневые эксперименты с использованием дистанционных средств со спутников, самолетов-лабораторий, научных судов и автономных буйковых станций, в рамках эксперимента „Онего» (Филатов, Зайцев, Черноок, 1990). Эти эксперименты по полноте до сих пор не имеют аналогов на других озерах (Филатов, 1991).

В последние десятилетия существенно ослабли возможности постоянного мониторинга гидрофизических и химико-биологических процессов крупнейших озер Европы: Ладожского и Онежского. До сих пор практически не были отработаны алгоритмы изучения параметров качества вод этих озер по данным спутниковых дистанционных измерений. При этом с низколетящих носителей (вертолетов и самолетов) такие работы активно проводились в 80-е годы на озерах Ладожское, Севан, Рыбинском водохранилище К.Я.Кондратьевым и Д.В.Поздняковым (Konratyev, Pozdnyakov, 1991), а также Филатовым, Зайцевым, Чернооком (1990) на Онежском озере.

В последние годы появилась возможность измерения ряда параметров качества воды озер со спутников с разрешением около 1 км. Среди этих параметров особое значение приобретают те, которые характеризуют особенности эвтрофирования озер. К таким параметрам качества воды, которые можно измерять со спутников, относятся концентрация хлорофилла –а, минеральная взвесь (МВ) и растворенное органическое вещество (РОВ).

Дистанционному зондированию (ДЗ) в оптическом диапазоне, которое в совокупности с судовыми измерениями уже традиционно используется для изучения внутриводных процессов, присущи не только широко известные преимущества (Поздняков и др. 2005), но и ограничения. Одно из ограничений связано с экранированием водной поверхности облачностью. В результате, полученные космические снимки часто содержат лакуны, что, как правило, не позволяет детально проследить динамику исследуемых параметров по всему водоему в течение полного вегетационного периода.

Нами была разработана интерполяционная процедура, позволяющая в известной мере преодолеть это затруднение. В результате, появляется возможность по данным ДЗ детально изучать пространственно-временную динамику таких процессов, как формирование термобара, развитие

фитопланктона (ФП), перенос растворенного и взвешенного вещества в озере и др. В настоящей работе наряду с изложенной здесь процедурой был применен разработанный ранее биооптический алгоритм (Поздняков и др., 2005) к изучению динамики указанных выше процессов для Ладожского озера.

Значение Ладожского озера для Северо-Запада России чрезвычайно велико и разнообразно, прежде всего, озеро – безальтернативный источник питьевой воды для такого мегаполиса как Санкт-Петербург. Это озеро является важной транспортной артерией, используется для рекреации, энергетики, рыболовства. Известно, что в прошлом веке это озеро было подвержено антропогенному эвтрофированию в результате поступления биогенов с водосбора от точечных и рассредоточенных источников сельского хозяйства, промышленности, населенных пунктов (Современное состояние..., 1987). Однако, с начала 90-х годов прошлого века антропогенная нагрузка на озеро существенно снизилась, что привело к улучшению его экологического состояния, ослаблению процесса эвтрофирования (Атлас «Ладожское озеро», 2002). Однако в последние годы возросла экономическая активность на водосборе озера, что может снова привести к продолжению процесса антропогенного эвтрофирования. И в этом случае, с учетом уменьшения возможностей контактных наблюдений, дистанционный мониторинг озера весьма актуален.

Методология обработки данных дистанционного зондирования.

Для исследования особенностей изменения параметров качества вод озера нами использовались данные спутникового зондирования как в видимом, так и инфракрасном диапазонах электромагнитного спектра. В результате, помимо таких параметров качества воды (ПКВ) как концентрации хлорофилла (XL) ФП, минеральной взвеси (MB) и растворенного органического вещества (POB) определялась и температура поверхности воды (ТПВ).

Всего было обработано и проанализировано 2223 изображений озера в видимом диапазоне спектра, полученных в весенне-летне-осенний период с 1998 по 2004 гг. сканером SeaWiFS. Концентрации XL , MB и POB восстанавливались по космическим снимкам с помощью созданного нами био-оптического алгоритма, подробно описанного нами ранее (Поздняков, Коросов и др., 2005). Этот алгоритм позволяет обрабатывать космические снимки в оперативном режиме и восстанавливать по спектру коэффициента отражения для дистанционного зондирования (R_{rsw}) концентрации ПКВ, используя процедуры многомерной оптимизации и нейронных сетей.

Спектральный коэффициент отражения под поверхностью воды

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

(где $L_u(-0, \lambda)$ и $E_d(+0, \lambda)$, соответственно спектральная яркость восходящего света под поверхностью воды в надире и освещенность водной поверхности, λ – длина волны), 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, которые влияют на ее цвет. Как показано в (Kondratyev, Filatov, Johannessen, et al. 1999), основными агентами, формирующими цвет природных вод, являются ФП (ХЛ), МВ И РОВ. Последние являются и важнейшими индикаторами экологического состояния природных водоемов. Таким образом,

$$a(\lambda) = a_{\text{воды}}(\lambda) + C_{\text{хл}} * a_{\text{хл}}^*(\lambda) + C_{\text{мв}} * a_{\text{мв}}^*(\lambda) + C_{\text{ров}} * a_{\text{ров}}^*(\lambda); \quad (1)$$

$$b_b(\lambda) = b_{b \text{ воды}}(\lambda) + C_{\text{хл}} * b_{b \text{ хл}}^*(\lambda) + C_{\text{мв}} * b_{b \text{ мв}}^*(\lambda); \quad (2)$$

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

В работе (Jerom., Bukata, Miller, 1996) была предложена следующая зависимость $R_{rsw}(\lambda)$ от $a(\lambda)$ и $b_b(\lambda)$ и, следовательно, от вектора концентраций $\mathbf{C} = (C_{\text{хл}}, C_{\text{мв}}, C_{\text{ров}})$:

$$R_{rsw}(\lambda) = -0,00036 + 0,110(b_b(\lambda)/a(\lambda)) - 0,0447(b_b(\lambda)/a(\lambda))^2. \quad (3)$$

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

$$g(\mathbf{C}) = \sum_j \frac{S_j(\lambda) - R_{rswj}(\lambda, \mathbf{C})}{R_{rswj}(\lambda, \mathbf{C})}, \quad (4)$$

где $S_j(\lambda)$ и $R_{rswj}(\lambda)$ – соответственно измеренный и рассчитанный на длине волны j коэффициент отражения для дистанционного зондирования под поверхностью воды. Для достижения минимума функции $g(\mathbf{C})$ путем итеративного варьирования компонент вектора концентраций \mathbf{C} применяется метод Левенберга – Марквардта. 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 (Pozdnyakov, Korosov et al, 2005). Объединение двух процедур необходимо с одной стороны для ускорения процесса восстановления концентраций ПКВ (за счет нейронных сетей), а с другой стороны для обеспечения большей точности восстановления и устойчи-

ности 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 специфической для водоема гидрооптической модели (то есть наборов спектральных значений коэффициентов a^* и b_b^* для искомым ПКВ). В качестве такой модели в настоящем исследовании была использована модель, специально разработанная для Ладожского озера (Pozdnyakov, Grassl, 2003).

Алгоритм имеет две дополнительные функции. 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 отражения в голубой области спектра сопровождаются резким спадом в более длинноволновой части видимого спектра в случае прозрачных и низко продуктивных вод. В умеренно мутных и продуктивных водах (каковыми являются воды озера) отражение света водным столбом низко как в голубой области так и красной, с максимумом на промежуточных длинах волн (чаще всего в зеленой области спектра). Ни одна из известных гидрооптических моделей не в состоянии описать спектральный ход отражения R_{rsw} , когда оно оказывается относительно высоким как в голубой, так и 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 выше, может быть обусловлен облачностью или туманом. Такие образования могут быть достаточно оптически прозрачными (Бартенева, Никитинская и др. 1991), чтобы не быть выявленными стандартной процедурой маскирования облаков, но в то же время способны вносить спектральные искажения в полезный сигнал. Таким образом, применение этого критерия позволяет определить недопустимо зашумленные пиксели 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 с использованием гидро-оптической модели и параметрической связи между R_{rsw} , a и b_b) спектра R_{rsw} спектру S , полученным из спутниковых данных. При определенном превышении в пикселе средне-спектрального уровня S он также маскируется.

Применимость алгоритма и обеспеченные им точности восстановления ПКВ были тщательно исследованы в ходе подспутниковых экспериментов (Pozdnyakov, Shuchman, et al., 2005). 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.

Данные о ТПВ были получены по результатам обработки 905 изображений в ИК диапазоне акватории озера со сканера AVHRR (архивные данные Института Космических Исследований РАН) с помощью известного метода разделенного окна прозрачности (Захаров, Лупян, Мазуров. 1993).

Интерполяционная процедура. Как отмечалось выше, присутствие облачности и дымки над акваторией Ладожского озера на момент получения изображений со спутниковых датчиков SeaWiFS и AVHRR приводит к резкому сокращению объема и качества пространственных данных ДЗ. Это обусловлено также и неточностями атмосферной коррекции как результат значительной пространственной неоднородности оптических свойств атмосферного аэрозоля. По результатам обработки всего архива снимков выяснилось, что обработанные пиксели, которые содержат полезную информацию, составляют в среднем менее 10% от общего числа пикселей, покрывающих площадь озера. Для преодоления этой сложности, нами была разработана и применена специальная интерполяционная процедура. Семилетний архив (с 1998 по 2004 гг.) данных SeaWiFS и AVHRR 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:

$$Y_i = a_0 + \sum_{j=1}^n a_j * t^j \quad (5)$$

где Y_i – исследуемая переменная, 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 X и вектору дней D . Для формирования вектора X в каждом космическом снимке оты-

скивались пиксели, находящиеся в области, ограниченной 2х-километровым радиусом, отложенным из центра исследуемой ячейки. Из этой группы выбирались пиксели, незатененные облаками, и для которых атмосферная коррекция была достаточно точна, что оценивалось по спектральному распределению R_{rsw} (см. раздел «Методология обработки данных дистанционного зондирования»). Значения переменных из отобранных пикселей включались в вектор X . Вектор D составлялся из дат (по григорианскому календарю) получения соответствующего космического снимка.

Затем методом наименьших квадратов по векторам X и D рассчитывался вектор коэффициентов полинома P :

$$P = (M^t * M)^{-1} * M^t * D, \quad (6)$$

где M – матрица, составленная из вектора X :

$$M = \begin{bmatrix} 1, X_1, X_1^2 \dots X_1^n \\ 1, X_2, X_2^2 \dots X_2^n \\ \dots \\ 1, X_m, X_m^2 \dots X_m^n \end{bmatrix}, \quad (7)$$

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

Выявленная нами сезонная динамика изменений $XЛ$, $МВ$, $РОВ$ и $ТПВ$ носила явно нелинейный характер, но в разных частях озера степень этой нелинейности была разной. То есть для адекватного описания зависимости переменной Y_i от времени было необходимо использовать полиномы разной степени. Для определения степени полинома n для каждой ячейки рассчитывалась статистическая значимость коэффициентов полиномов. Для этого в каждой ячейке вектора X и 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 6 осредненных коэффициентов полиномов. По критерию Фишера 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 исход-

ным векторам X и D в этой ячейке рассчитывался полином найденной степени.

Установленная таким образом функция позволяет 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 позволяет строить ежедневные поля распределения Y_i по всей акватории Ладожского озера. Процедура интерполяции была полностью автоматизирована и реализована в виде программы на языке C++.

Полученные с помощью описанной выше интерполяционной процедуры временные последовательности распределений *ХЛ*, *МВ*, *РОВ* и ТПВ позволили нам подробно исследовать поведение термобара в озере и вскрыть закономерности пространственно-временной динамики развития ФП, а также сезонные вариации концентраций *МВ* и *РОВ* по акватории озера, которые невозможно получить при изучении озера по единичным снимкам или по данным *in situ* наблюдений. Ниже результаты применения описанной процедуры проиллюстрированы в виде статических изображений.

Результаты исследования и их обсуждение. Термобар. Пространственно-временные вариации ТПВ Ладожского озера отражают сезонную динамику его термического режима, одним из характерных проявлений которого является прохождение по акватории озера термического фронта (термобара – ТБ). Переход температуры воды через $3,98^{\circ}\text{C}$ сопровождается формированием фронтальной зоны, делящей озеро на две динамические области: стратифицированную и гомотермальную (Науменко, 1989; Тержевик, 1981). Во фронтальной зоне происходит опускание вод и формирование разнонаправленных градиентных течений: в прибрежной – циклонических, в глубинноводной – антициклонических. Для изучения поведения термобара интерполяционной процедурой на каждые 5 дней были рассчитаны пространственные распределения ТПВ по акватории озера и определено расположение изотермы 4°C , вдоль которой располагается фронт термобара. Последовательные положения термобара наносились на электронную карту озера (рис. 1).

Как показывает анализ обработанных нами спутниковых данных, по мере прогревания озера скорость перемещения ТБ из периферийных районов в глубоководные замедляется (таблица 1).

Из сравнения рис. 1 и 2 видно, что такая закономерность прослеживается вплоть до изобаты ~ 70 м. С ростом глубины влияние рельефа дна падает, что прослеживается в несовпадении геометрии изобат и изотерм и, как следствие, уменьшается корреляция между глубинами и скоростью прогрева. Исчезновение ТБ (т.е. его заглупление и образование купола холодной воды) происходит над самыми глубокими впадинами озера (ср. рис. 1 и 2).

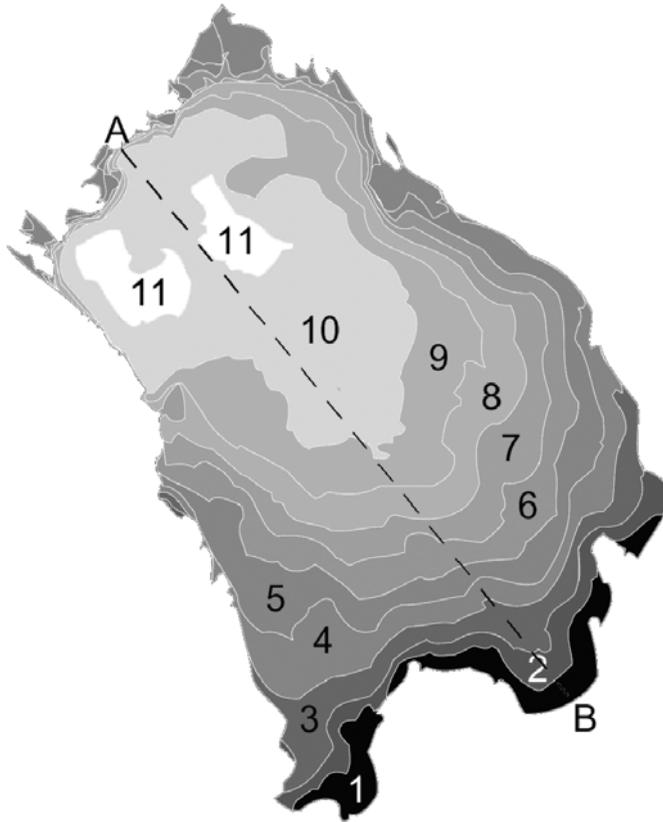


Рис. 1. Временная динамика положения фронта термобара на акватории озера. Цифрам соответствуют следующие временные интервалы: 1 – 1 мая, 2 – 2 мая, 3 – 10 мая, 4 – 15 мая, 5 – 20 мая, 6 – 25 мая, 7 – 1 июня, 8 – 5 июня, 9 – 10 июня, 10 – 15 июня, 11 – 20 июня. АВ – линия, вдоль которой определялись значения ТПВ и концентраций ХЛ.

Таблица 1

Средние скорости прохождения весеннего термобара в зависимости от района озера по данным спутниковых измерений

Район озера	Время прохождения термобара	Скорости горизонтального перемещения термобара, км./сутки
Южная часть	1–30 мая	0,4–1
Центральная часть	1–15 июня	1,2–1,5
Центральная и северная части	15–30 июня	4–6

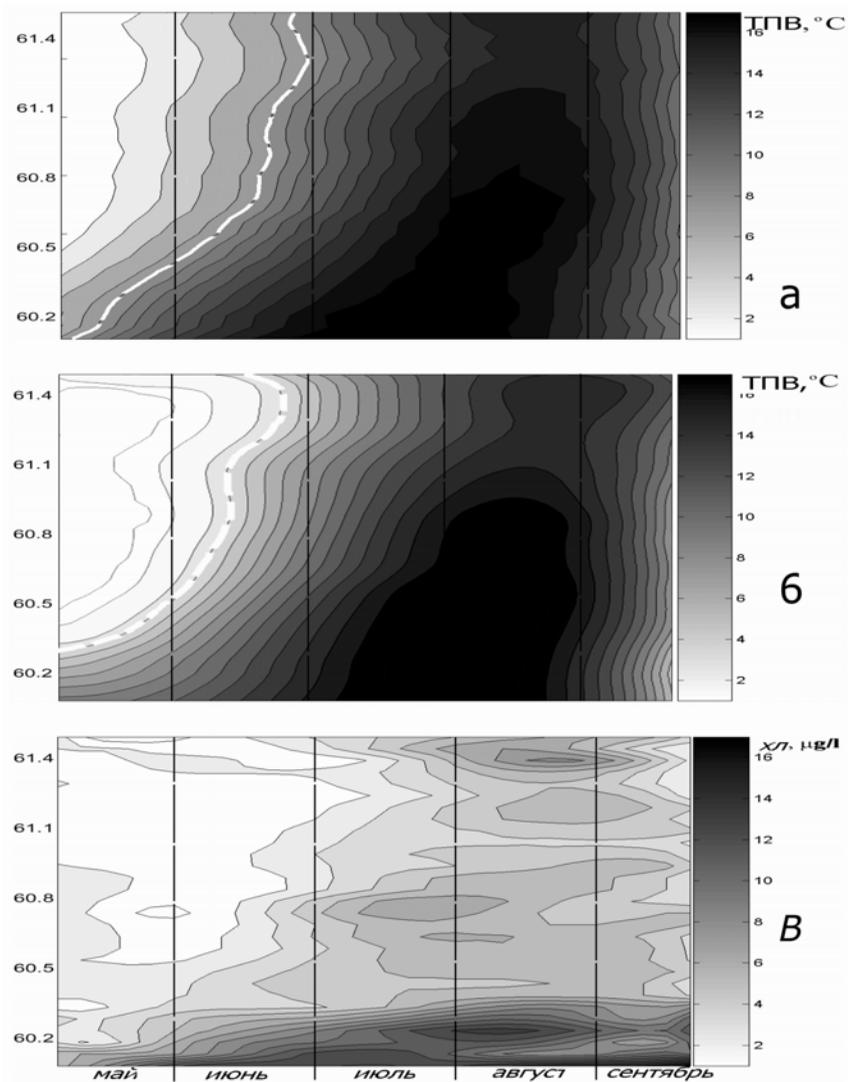


Рис. 2. Изотермы поля ТПВ (**a**, **б**) и концентрации ХЛ (**в**).

На рисунке **a** и **в** результаты получены при обработке интерполяционной процедурой данных ДЗ за 1998–2004 гг., а на рисунке **б** данных ДЗ концентрации ХЛ а, полученные в 2001 г. Белой пунктирной линией на рис. **a** и **б** обозначена 4°C изотерма (фронт термобара). По вертикали – географические координаты.

Указанные закономерности еще более отчетливо прослеживаются на изотермах, представленных на рис. 2.а и 2.б, которые отображают зависимость температуры от времени и широты. Для построения изоплет были использованы значения ТПВ, полученные интерполяционной процедурой вдоль линии АВ (рис. 1) на каждые пять дней. На рисунке 2.а результаты получены при обработке интерполяционной процедурой данных ДЗ за 1998 - 2004гг., а на рисунке 2.б использовались дистанционные данные ПКВ полученные в 2001г. Не смотря на то, что пространственно-временные распределения ТПВ, полученные за 2001г. и осредненные по семилетнему периоду различаются, на рисунках 2 а и б можно проследить особенности прохождения через нее термобара (обозначенного как белая пунктирная линия), что на этих рисунках проявляется в увеличении плотности изотерм справа от фронтальной линии. Оцененные нами скорости прогрева в северной части озера изменяются от 0,12°/сутки (до прохождения термобара, в середине июня) до 0,2°/сутки (сразу после прохождения термобара, в начале июля). В последующем прогревание замедляется в среднем до 0,15°/сутки. В южной части прогревание в начале лета идет более равномерно и своих максимальных значений температура достигает в июле.

Из рис. 2.б видно, что глубоководные массы в центральном и северном районах Ладоги, являясь более термически инертными сохраняют повышенную температуру (охлаждение начинается только в середине сентября), в то время как воды в мелководных южных районах к этому моменту уже начинают заметно охлаждаться (в середине августа). Расчеты по данным, приведенные на рис 2.а, б, свидетельствуют о том, что с прогреванием озера горизонтальная неоднородность по ТПВ, которая в южной части озера в мае составляет 0,1°С/км, уменьшается до 0,03°С/км в июне, достигая своего минимума 0,001°С/км в августе. Данные по скоростям нагревания поверхностного слоя воды и горизонтальным градиентам температуры, скорости продвижения термобара находятся в согласии с имеющимися данными судовых наблюдений (Тихомиров, 1982; Ладожское озеро..., 2002).

Сезонная динамика ФП. Как известно (Kondratyev, Pozdnyakov, 1991), для полей концентрации ФП характерна высокая степень неоднородности, пятнистости. Поэтому проиллюстрировать выявленный нами по данным SeaWiFS пространственно временной ход развития ФП в озере с помощью последовательности изотерм (как это сделано на рис. 1 для ТПВ) не представляется возможным. Более информативными оказываются изоплеты на рис 2.в, которые отображают зависимость концентраций ХЛ от времени и широты. Данные для построения этой диаграммы были также получены процедурой интерполяции по тем же точкам и за те же даты, что и для ТПВ на рис. 2.а. Возникнув в южной части озера, область

интенсивного развития ФП постепенно смещается на север, главным образом вдоль восточного побережья, что обусловлено постоянным расширением области прогрева озера (рис. 1), рельефом дна, переносом течениями биогенов из дельты рек Волхов и Свирь, а также поступлением биогенов с восточного побережья с поверхностным стоком (Современное состояние..., 1987; Кондратьев, Фиалтов и др., 1987). Как видно из диаграммы (2.6), смещение зоны интенсивного развития ФП сопровождается спадом интенсивности развития ФП на юге (повышенные концентрации *ХЛ* оказываются в значительной мере приурочены к береговой зоне) как результат истощения к этому времени запасов биогенных веществ интенсивным выеданием ФП зоопланктоном и смены состава ФП на его летние, а затем и осенние формы (Петрова, 1989). В это же время в центральной и северо-западной частях озера, в холодной зоне за термобаром развитие ФП очень слабое (сравн. Рис. 2.а и 2.6).

В августе интенсивное развитие ФП достигает северных районов Ладоги (правая верхняя часть рис. 2.6), когда температура воды и там становится достаточно высокой (рис. 2.а). К этому времени усиливается пространственная неоднородность поля ФП. Это происходит не только благодаря сезонным процессам развития фитопланктона, но и усиливающемуся развитию динамических процессов и явлений (Современное состояние..., 1987). По мере развития осеннего охлаждения озера и появления термобара, площадь, охваченная цветением, начинает быстро сокращаться. В конце сентября концентрация *ХЛ* уменьшается не только в северо-западной, но и в центральной частях озера, наибольшие его концентрации наблюдаются в южных районах (рис 2.6). Очевидно, что наличие синхронных данных по пространственно-временным полям ТПВ и *ХЛ* (рис. 2) позволяет объяснить особенности пространственно -временных полей ФП.

Сезонные изменения концентраций *МВ* И *РОВ*. Изучение динамики пространственных распределений *МВ* И *РОВ* показало, что в мае-сентябре наиболее высокие концентрации этих веществ приурочены, в основном, к мелководным южным районам озера в течение всего года. Внутрисезонные вариации концентраций этих компонентов в значительной мере следуют за сезонными вариациями речного стока. Максимальные концентрации *МВ* (5 мг/л) и *РОВ* (10 мгС/л), которые можно наблюдать весной не только в устьях рек, но и в открытой части южной Ладоги, уменьшаются соответственно до 2 мг/л и 5 мгС/л к середине лета. Осенью, с увеличением атмосферных осадков содержание *МВ* и *РОВ* возрастает до 3 мг/л и 8 мгС/л соответственно.

В летнее время, в период интенсивного развития ФП по акватории озера сравнительно высокие концентрации *РОВ* (3–8 мкг/л) выявляются на космических снимках не только в эстуариях рек, но и в глубоководной части. Если

POB в районах, прилегающих к устьям рек, обусловлено преимущественно речным стоком почвенного гумуса (аллохтонная форма *POB*), то в глубоко-водных районах озера формируется механизмом бактериальной деструкции взвешенного органического вещества (автохтонная форма *POB*) и, таким образом, связано с первичной продукцией ФП (Современное состояние..., 1987).

Заключение

Расчеты параметров качества вод Ладожского озера, выполненные по данным спутниковых измерений с использованием разработанных алгоритмов, достаточно хорошо совпадают с надежными контактными измерениями. Дистанционный мониторинг оказывается весьма информативным, особенно при применении разработанной нами интерполяционной процедуры, а также совместном анализе данных спутниковых и подспутниковых контактных измерений.

Важно, что такой подход позволяет получать не только пространственно-временную динамику исследуемых процессов, но и служит для целей верификации разрабатываемых математических моделей экосистемы озера, что имеет важное прогностическое значение и весьма перспективно для разработки моделей с усвоением данных непосредственных измерений. В виду определенной универсальности разработанных алгоритмов и процедур (специфична лишь гидрооптическая модель), применение разработанного нами подхода не ограничивается лишь пресноводными водоемами, но может с успехом применяться и к морским акваториям, в частности модифицированный вариант этого алгоритма был применен для Белого моря (Pozdnyakov D.V., Korosov, et. Al. 2005).

Данная работа была выполнена в рамках проектов INTAS: «Young Scientist Support (Ref.No: YSF 04-83-3533)» и «Synergistic Sensing (Ref.No. 03-51-4494)».

Литература

Атлас «Ладожское озеро» / Под ред. Г.В. Хворова и Г.Н. Утина. СПб: Институт Озероведения РАН, 2002. 130 с.

Бартенева О.Д., Никитинская Н.И., Сакунов Г.Г., Веселова Л.К. Прозрачность толщи атмосферы в видимой и ближней ИК-области спектра. Л: Гидрометеониздат, 1991. 224 с.

Захаров М.Ю., Лулян Е.А., Мазуров А.А. Программа обработки данных прибора AVHRR спутников серии NOAA для персональных компьютеров. Исследование Земли из космоса. № 4. 1993. С.62–68.

Кондратьев К.Я., Поздняков Д.В., Филатов Н.Н. Оптическое дистанционное зондирование фитопланктона внутренних водоемов. Активный метод. Водные ресурсы, № 6, 1989. С.166–172.

Кондратьев К.Я., Филатов Н.Н., Зайцев Л.В., Зубенко А.В. Особенности динамики вод Ладожского озера по данным дистанционного зондирования. Доклады АН СССР, т.293, № 5, 1987. С.1224–1227.

Ладожское озеро: критерии состояния экосистемы / Под ред. Н.А. Петровой и А.Ю. Тержевика. СПб: Наука, 1992. 325 с.

Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее / Под ред. чл.-кор. В.А. Румянцева и д.б.н. В.Г. Дробковой, СПб: Наука, 2002. С.16–49.

Науменко М.А. Горизонтальные градиенты температуры в термической фронтальной зоне крупного пресноводного водоема, Метеорология и гидрология. 1989. № 6. С.89–92.

Петрова Н.А. Сукцессии фитопланктона при антропогенном эвтрофировании больших озер. Л: Наука, 1999, 198 с.

Поздняков Д.В., Коросов А.А., Петтерсон Л.Х., Ионов В.В. Новый операционный алгоритм восстановления качества природных вод по данным спутникового зондирования // Исслед. Земли из космоса. 2005. № 4. С.17–29.

Современное состояние экосистемы Ладожского озера / Под ред. Н.А. Петровой и Г.Ф. Расплетина. Л: Наука, 1987. 216 с.

Тержевик А.Ю. О возможном механизме взаимодействия системы атмосфера-озера в период существования термобара // Круговорот вещества и энергии в водоемах. Иркутск, 1981. С.76–77.

Тихомиров А.И. Термика крупных озер, Л. 1982. 232 с.

Филатов Н.Н. Введение в спутниковую лимнологию. Препринт. КНЦ, Петрозаводск, 1989. 41 с.

Филатов Н.Н. Гидродинамика озер. С.Петербург, Наука. 1991. 191 с.

Филатов Н.Н., Зайцев Л.В., Черноок В.И. Эксперимент «Онега-89». Петрозаводск, Препринт КарНЦ РАН, 1990. 30 с.

Филатов Н.Н., Зайцев Л.В., Белецкий Д.В. Изменчивость гидрофизических показателей Онежского озера. Под. Ред. Н.Н. Филатова. Изд. КНЦ РАН, Петрозаводск, 1990. 111 с.

Beletsky D., N. Filatov and R. Lbraev. Hydrodynamics of Lakes Ladoga and Onego In special issue. Water pollution research journal of Canada. Vol. 29, No.2–3, 1994. P.365–385.

Jerome J.H., Bukata R.P., Miller J.R. Remote sensing reflectance and its relationship to optical properties of natural waters // Int. J. Rem Sens. № 1. 1996. pp. 3115–3155.

Kondratyev K.Ya., Pozdnyakov D.V. Laser active remote sensing of phytoplankton in inland waters // Proc. of «The 5th International Colloquium – Physical Measurements and Signatures in Remote Sensing», Courchevel, France, 14–18 January, 1991. P. 691–696.

Kondratyev K.Ya., Filatov N.N., Johannessen O.M. et al. Limnology and Remote Sensing: a contemporary approach / Eds K.Ya.Kondratyev, N.N.Chichester: Springer-Praxis, 1999. 412 p.

Pozdnyakov D.V., Grassl H. Colour of inland and coastal waters: a methodology for its interpretation. Chichester, UK: Springer-Praxis, 2003. 170 p.

Pozdnyakov D.V., Korosov A.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. Volume 26, № 12. P.2669–2688.

Pozdnyakov D.V., Korosov A.A., Pettersson L.H., Johannessen O.M. MODIS evidences the river runoff impact on the Kara Sea trophy. Int. J. Rem. Sens. 2005. Vol. 26, № 17. P.3641–3648.

Pozdnyakov D.V., Shuchman R.A., Korosov A.A., and Hatt C. Operational algorithm for the retrieval of water quality in the Great Lakes, Remote Sensing of Environment, Volume 97, 2005. P.352–370.

РАЗВИТИЕ МЕТОДОВ ХИМИЧЕСКОГО АНАЛИЗА ПРИРОДНЫХ И ЗАГРЯЗНЕННЫХ ВОД

*Лозовик П.А., Ефременко Н.А., Басова С.В.,
Ипатов А.Л., Кукконен Н.А., Мартынова Н.Н., Платонов А.В.,
Поленова С.А., Потапова И.Ю., Родькина И.С., Селиванова Е.А.*

Институт водных проблем Севера
Карельского научного центра Российской академии наук,
185003 Петрозаводск, пр.Александра Невского, 50

E-mail: lozovik@nwpi.krc.karelia.ru

Методы химического анализа и обеспечение аналитической репрезентативности гидрохимических данных

Определение целого ряда компонентов (NH_4 , $\text{N}_{\text{орг}}$, $\text{P}_{\text{мин}}$, $\text{P}_{\text{общ}}$, Cl , SO_4 , Fe , $\text{Mn}_{\text{общ}}$ и др.) претерпело существенные изменения более чем за 50-летний период существования лаборатории гидрохимии. Для выяснения репрезентативности гидрохимических данных, полученных в разные годы наблюдений, было проведено сопоставление всех использованных методов анализа. В качестве объектов исследований были выбраны искусственные и природные образцы воды. Одновременно были обработаны результаты анализов вод близкого генезиса, полученные в разное время разными методами, а также результаты межлабораторного сравнения анализов одних и тех же проб воды.

Проведенное сравнение методов показало, что сопоставимы данные по содержанию следующих компонентов: Na^+ , K^+ , полученные расчетным методом и пламенно-фотометрическим определением, сульфатов – титриметрическим по сумме сильных кислот и фотометрическим, кремния – визуальным с пикриновой кислотой и фотометрическим, фосфора общего по Кьельдалю и персульфатным, железа общего – фотометрическим с роданидом и фотометрическим с о-фенантролином и атомно-абсорбционным (табл. 1). По ряду компонентов установлены систематические отклонения при их анализе разными методами. Так, определение $\text{Mn}_{\text{общ}}$ фотометрическим методом с формальдоксिमом без добавления избытка солей Fe(II) приводит к завышению результатов на 1/20 от содер-

жания $Fe_{\text{общ}}$. Определение аммония с реактивом Несслера дает на 0,05–0,15 мг N/л больше, чем индофенольным методом, а содержание азота органического по Кьельдалю – в среднем на 0,2–0,3 мг/л выше, чем установленное персульфатным окислением в щелочной среде. Определение хлоридов меркуриметрическим методом завышает результаты анализа примерно на 0,4 мгCl/л. В то же время определения Ca^{2+} , Mg^{2+} трилонометрическим методом, $Fe_{\text{общ}}$ с о-фенантролином, $Mn_{\text{общ}}$ с формальдоксидом при избытке солей Fe(II) дают такие же значения, как и их атомно-абсорбционный анализ. Результаты определения бихроматной окисляемости, фторидов, цветности, а также щелочности воды в разные годы наблюдений достаточно хорошо согласуются между собой, несмотря на некоторые методические различия.

Таблица 1

Сравнительная характеристика методов анализа воды

Компонент	Методы определения	Сопоставимость результатов анализа
Na^+ , K^+ , мг/л	1. Расчетный по разности суммы анионов и жесткости воды 2. Пламенно-фотометрический	Несопоставимы
Ca^{2+} , Mg^{2+} , мг/л	1. Трилонометрический 2. Атомно-абсорбционный	Результаты близкие
Алк, мгHCO ₃ ⁻ /л	1. Обратное титрование с метилоранжем 2. Потенциометрическое двухточечное титрование до pH 4,5 и 4,2	Расхождение не более 3 мгHCO ₃ ⁻ /л
Хлориды, мг/л	1. Титриметрический с солью ртути 2. Фотометрический с роданидом ртути и нитратом Fe(III) 3. Ионно-хроматографический	Результаты 1-го метода завышены на 0,4 мгCl/л Результаты 2-го и 3-го методов близкие
Сульфаты, мг/л	1. Титриметрический по сумме сильных кислот 2. Фотометрический с нитхромазо Va^{2+} 3. Фотометрический с $VaCl_2$ и сульфоназо III	Расхождение 1-го метода со 2-м и 3-м до 200%
Бихроматная окисляемость, мгO/л	1. С выпариванием проб воды (БО) 2. Без выпаривания проб воды (ХПК)	Расхождение 1–3 мгO/л
Цветность	1. Титриметрическое определение в цилиндрах Генера. 2. Определение с использованием спектроскопа (компаратора) 3. Определение по интегральной интенсивности поглощения света в видимой области спектра(400–700nm)	Результаты близкие

NH_4^+ , мгN/л	1. Фотометрический с реактивом Несслера после коагуляции проб или микродиффузионный 2. Фотометрический индофенольный	Результаты 1-го метода завышены на 0,05–0,15 мгN/л по сравнению со 2-м
NO_3^- , мгN/л	1. Дифениламинный 2. С салициловой кислотой 3. Ионселективным электродом 4. Восстановления на Cd-Cu редуторе до NO_2^-	Методы 1, 2, 3 неприменимы для анализа поверхностных вод
$\text{N}_{\text{общ}}$, мг/л	1. Кьельдаля (восстановление до NH_3) 2. Персульфатный (окисление до NO_3^-)	По Кьельдалю содержание $\text{N}_{\text{общ}}$ в среднем на 0,2–0,3 мг/л больше, чем персульфатным методом
$\text{Fe}_{\text{общ}}$, мг/л	1. Фотометрический с роданидом 2. Фотометрический с о-фенантролином 3. Атомно-абсорбционный	Несопоставим 1 метод со 2-м и 3-м Результаты 2-го и 3-го методов близкие
$\text{P}_{\text{общ}}$, мкг/л	1. Кьельдаля 2. Персульфатный	Большой частью результаты несопоставимы
Компонент	Методы определения	Сопоставимость результатов анализа
$\text{Mn}_{\text{общ}}$, мкг/л	1. Фотометрический с формальдоксимом без добавления соли Fe(II) 2. Фотометрический с формальдоксимом при избытке соли Fe(II) 3. Атомно-абсорбционный	Результаты 1 метода завышены на 5% от содержания $\text{Fe}_{\text{общ}}$ Результаты 2 и 3 методов близкие
SiO_2 , мгSi/л	1. Визуальный с пикриновой кислотой 2. Фотометрический в виде желтой гетерополикислоты 3. Фотометрический в виде синей гетерополикислоты	Несопоставим 1 метод со 2-м и 3-м Результаты 2 и 3 методов близкие
Фториды мг/л	1. Фотометрический с разрушением комплекса ализаринового красного 2. Потенциометрический с ионселективным электродом	Результаты близкие
Acid, мг CO_2 /л	1. Прямое титрование в присутствии фенолфталеина или до pH 8,3 2. Обратное титрование с добавлением избытка соды.	Результаты близкие

С 1992 года были начаты систематические исследования тяжелых металлов. В начальный период из-за отсутствия необходимого оборудования пользовались услугами сторонних организаций. Начиная с 2000 года, тяжелые металлы, а также литофильные элементы Fe и Mn определяются методом атомной абсорбции в ацетиленовом пламени на ААС-3 (ПНДФ 14.1:2.4.139-98) или с электротермическим атомизатором (ГОСТ Р 51309-99) непосредственно в лаборатории. Результаты интеркалибрации свидетельствуют об удовлетворительном анализе данных микроэлементов (табл.2) .

Таблица 2

**Международное сравнение результатов анализа Fe, Mn, Cd, Pb, Ni, Zn
(Intercomparision..., 1999, 2000, 2001, 2002, 2003, 2005)**

Год	Обра- зец	Fe, мкг/л		Mn, мкг/л		Cd, мкг/л		Pb, мкг/л		Cu, мкг/л		Ni, мкг/л		Zn, мкг/л	
		C	Cx	C	Cx	C	Cx	C	Cx	C	Cx	C	Cx	C	Cx
2000	C	259	264	16,7	15,0										
	D	279	277	17,6	14,0										
	E					–	–	–	–	14,0	14,0	–	–	10,2	10,0
	F					–	–	–	–	9,0	7,0	–	–	15,1	11,0
2001	C	26	34	5,6	7,0										
	D	45	51	1,6	5,0										
2002	C	168	161	29	29	1,34	1,30	2,33	8,00	19,5	14,0	10,9	10,0	35,8	30,0
	D	220	225	35	28	1,80	1,50	3,21	4,30	20,5	13,0	14,7	14,5	24,8	23,0
2003	C	23	26	1,2	2,1	0,53	0,50	3,27	2,50	132,2	122,0	5,6	5,0	39,7	36,7
	D	48	48	0,8	1,1	1,21	1,10	4,81	3,90	82,2	65,0	9,8	8,5	26,	21,7
2005	C	60	59	3,1	3,8	27,0	30,0	–	–	–	–	–	–	6,8	8,7
	D	47	53	2,4	2,5	40,0	40,0	–	–	–	–	–	–	21,6	23,7

C – действительное значение.

Cx – определено.

Важное место при рассмотрении вопроса о репрезентативности данных занимает методический подход к отбору, хранению и первичной обработке проб. Порядок отбора, фиксация и сроки хранения проб представлены в таблице 3.

Таблица 3

Порядок отбора, фиксация и сроки хранения проб

Компонент	Отбор	Фиксация	Хранение
O ₂	Без аэрации в стеклянную посуду с притертой пробкой, т.н. кислородные склянки (V 0.1л)	Реактивами Винклера сразу после отбора	Не подлежит. Допустимое хранение 1–3 суток после растворения осадка
CO _{2общ.}	Аналогично кислороду	Избытком соды сразу после отбора	Анализируется через сутки
CO _{2раств.} , рН, щелочность	Без аэрации в бутылку с резиновой пробкой (V 0.25л)	–	Анализ сразу после отбора или на следующий день при хранении в закупоренных под горло бутылках и в перевернутом состоянии
P _{общ.} , Fe _{общ.} , Mn _{общ.}	В полиэтиленовую посуду (V 0.25л)	4M H ₂ SO ₄ 1мл на 100 мл пробы	Не более 2-х месяцев
P _{мин.} , NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , Fe ²⁺ , ПО,	В полиэтиленовую посуду (V 0. 5л)	–	Не подлежит.

цветность, мутность,			
NO ₃ ⁻	В полиэтиленовую посуду (V не менее 0.2л)	Коагуляция проб гидроокисью Al	Не более месяца
БПК	В стеклянную посуду (V 0. 5л)	–	Разливается сразу после отбора или не позднее следующего дня после установленного равновесного распределения газов при 20°C
Фенолы	В стеклянную посуду (V не менее 0.5 л)	Раствором щелочи	Анализ в течение недели
Нефте- продукты	В стеклянную посуду (V не менее 1 л)	15 мл CCl ₄	Экстракция на следующий день. Экстракты хранить под слоем воды
ХПК, C _{орг} , N _{общ}	В стеклянную посуду (V 0.25л)	–	Анализ в течение недели после отбора
Ca, Mg, Na, K, SO ₄ , Cl, F, взвешенные вещества, хло- рофилл	В полиэтиленовую посуду (V не менее 2л)	–	Взвешенные вещества, хлорофилл выделяют не позднее суток после отбора. Фильтры с хлорофиллом хранят в темном месте на холоде. Фильтрат используют для определения остальных компонентов, сроки хранения которых не ограничены.
Микро- элементы	В полиэтиленовую посуду (V 0,1л) тефлоновым батометром или полиэтиленовым ведром с поверхности по ходу судна	HNO ₃ 1 мл на 100 мл пробы	Не более 2-х месяцев

В целом химический анализ можно разбить на три составные части:

1. Отбор представительных проб, фиксация непосредственно при отборе или после их доставки в полевую лабораторию в этот же день (O₂, CO₂, нефтепродукты, фенолы, P_{общ}, Fe_{общ}, Mn_{общ}, NO₃⁻, микроэлементы).

2. Анализы первого дня (O₂, pH, щелочность, P_{мин}, NH₄⁺, NO₂⁻, Fe⁺², экстракция нефтепродуктов, фильтрование и центрифугирование проб, цветность, мутность, перманганатная окисляемость).

3. Стационарные анализы в химической лаборатории (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, SO₄²⁻, Cl⁻, ХПК, C_{орг}, NO₃⁻, P_{общ}, Fe_{общ}, Mn_{общ}, Al, F⁻, Si, микроэлементы, нефтепродукты, фенолы, хлорофилл).

Предложенная схема анализа отвечает оптимальным условиям работы.

Для выполнения анализов в гидрохимической лаборатории необходимо наличие специалистов-аналитиков различного профиля: по атомной абсорбции, по спектроскопии, ионной, газовой, жидкостной хроматографии, титриметрическим и потенциометрическим методам анализа.

Внедрение нового сложного аналитического оборудования, его обслуживание, автоматизация и компьютеризация анализа требует обязательного участия специалиста по инженерингу.

В современных условиях не обойтись и без метрологического обеспечения аналитических работ (аккредитация лаборатории, постоянный внутрिलाбораторный и периодический внешний контроль, участие в межлабораторных экспериментах).

Разработка и совершенствование методов аналитического контроля природных и загрязненных вод

Наряду с общепринятыми традиционными методами в лаборатории используются новые разработанные или усовершенствованные модифицированные методики, учитывающие специфику вод гумидной зоны, а также необходимость определения специфических загрязняющих компонентов в водных объектах Карелии.

Выбор методов определяется их аналитическими возможностями, пригодностью для решения конкретных задач, и во многом зависит от финансовых возможностей, наличия современного аналитического оборудования, поэтому основной упор делается на разработку простых, но достаточно чувствительных методов анализа.

Ниже представлены некоторые из методических разработок. Следует отметить, что это лишь краткий, далеко не полный обзор проделанной в последние годы аналитической работы.

Для определения лигниновых веществ применен метод дифференциальной УФ-спектроскопии (измерение светопоглощения щелочного раствора ($\text{pH} > 12,5$) относительно нейтрального в интервале 240–400 нм) (Лозовик, Кафлюк, 2005).

Данный метод основан на использовании свойства спектральных полос лигниновых соединений батохромно смещаться при ионизации фенольных гидроксильных групп (Свердлова, 1973). Для этого записывают спектры поглощения исследуемых растворов в нейтральной и щелочной средах относительно растворителя (спирт-вода 1:1 по объему). Для получения дифференциального спектра из оптической плотности спектра исследуемого лигнина в щелочной среде вычитают при соответствующих длинах волн оптическую плотность спектра, снятого в нейтральной среде. Начиная с 240 нм, возможна прямая запись дифференциального спектра поглощения лигнина. Дифференциальные спектры различных препаратов лигнина представлены на рисунке 1 а), б), в).

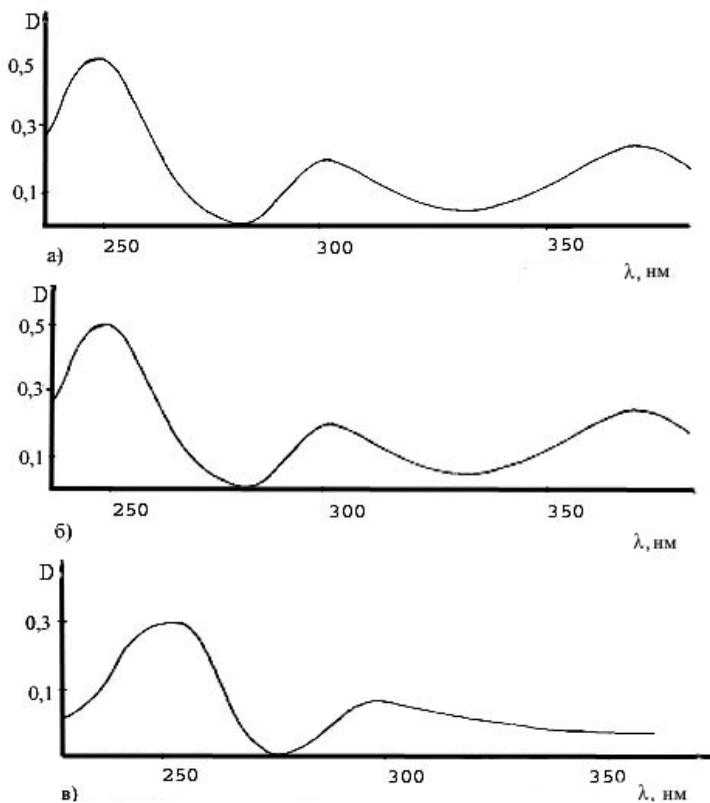


Рис. 1. Дифференциальный спектр поглощения а) лигнина Бьеркмана; б) сульфатного лигнина; в) лигносульфанатов

Все без исключения препараты лигнина при подщелачивании дают смещение полос в длинноволновую область и увеличение интенсивности полос в дифференциальном спектре, связанное со степенью ионизации фенольных гидроксильных групп. В результате исследований установлено, что добавление 0.4 мл щелочи (2 N) на 25 мл пробы, что соответствует значению $pH=12,5$, достаточно для полной ионизации.

Для изучения влияния гумусовых веществ были сняты их спектры поглощения в тех же условиях, что и лигнинов. Так как во всем спектральном диапазоне наблюдается одинаковое изменение дифференциального спектра природной воды при ее подщелачивании, гумусовые вещества не оказывают мешающего влияния.

Оптические плотности в дифференциальных спектрах при длинах волн 250, 303 нм для сульфатного лигнина и 254, 298 нм – для лигносульфанатов определяются с использованием метода базисной линии. По калибровочным графикам для каждой из полос спектра рассчитывается концентрация лигнинового вещества. При получении близких значений можно сделать вывод о загрязнении вод техногенным лигнином.

Чувствительность метода – 0,1 мг/л, что вполне достаточно для контроля загрязнения природных вод сточными водами целлюлозно-бумажной промышленности.

Применение этого метода позволило установить загрязненность Кондопожской губы Онежского озера сточными водами ЦБК с сульфитной варкой целлюлозы. Лигносульфанаты в данном случае являются приоритетным загрязнителем воды и донных отложений.

Для определения цветности воды разработан метод, учитывающий интегральную интенсивность поглощения света в видимой области спектра (400–700 нм). (Лозовик, 2005)

Цветность воды характеризует интенсивность окраски в видимом диапазоне спектра по сравнению со стандартом цветности. В качестве последнего используют платиново-кобальтовую (1мг Pt/л принят за 1 градус цветности) (Руководство..., 1977) или имитационную шкалы (Алекин и др., 1973). По физической сути цветность воды – интегральная интенсивность поглощения света в видимой области спектра (Стом и др., 1979), обусловленная наличием в воде поглощающих хромофоров и прежде всего органических веществ гумусовой природы.

Как показали исследования, спектры поглощения природной воды и стандартных растворов цветности абсолютно не идентичны (рис.2). Искусственный образец имеет более интенсивное поглощение в начале диапазона видимой области. Измерение цветности при одной длине волны $\lambda = 436$ нм, как предложено в (РД52.24.497-95; ISO 7887:1994) нецелесообразно, так как не соответствует действительному значению. Спектры пересекаются только в одной точке, где совпадают значения цветности как по оптическим плотностям, так и по интегральной интенсивности поглощения. Положение точки пересечения спектров различно для разных образцов воды и зависит от ее состава. В то же время площади под всеми тремя кривыми одинаковы, а значит равны и интегральные интенсивности всех трех растворов.

Таким образом, предпочтительнее спектрофотометрическое определение цветности по интегральной интенсивности поглощения света в видимом диапазоне спектра.

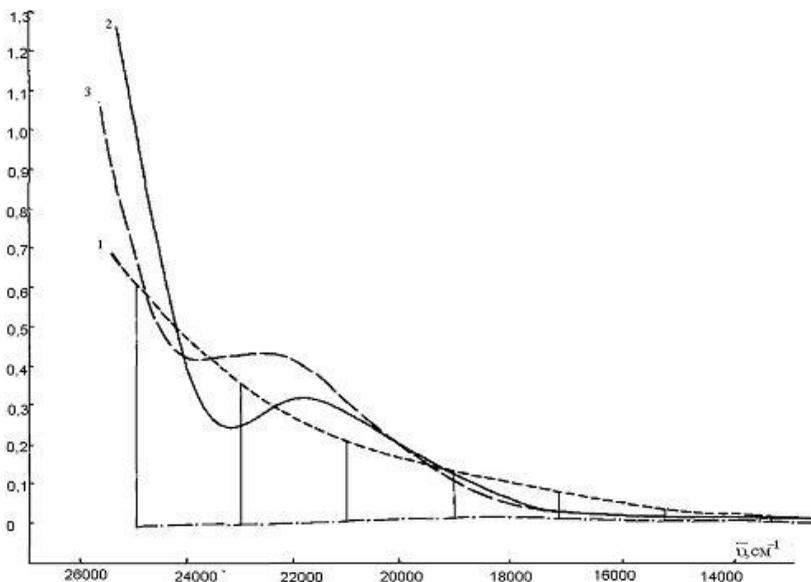


Рис. 2. Спектры поглощения образца природной воды (1), стандартов цветности платиново-кобальтовой шкалы (2) и имитационной (3) с одинаковой величиной их цветности (300 град)

В качестве интегральной интенсивности целесообразно использовать выражение

$$J = \frac{1}{l} \int_{25000}^{14300} D(\tilde{\nu}) d\tilde{\nu}, \text{ где } D(\tilde{\nu}) - \text{оптическая плотность при волновом числе}$$

$\tilde{\nu}$ (cm^{-1}), измеренная относительно нулевой линии, l – толщина кюветы (cm). По своему физическому смыслу J есть цветность воды, только выраженная в других единицах (cm^{-2}). Экспериментально установлено, что 1 градус соответствует $0,07 \text{ cm}^{-2}$.

Спектр поглощения записывается относительно дистиллированной воды в диапазоне (400–700 нм) в кюветках с толщиной слоя 5 см. Для проб воды с высокой цветностью используют кюветы меньшей толщины. Пробы предварительно центрифугируются (10 тыс.об./мин в течение 5 мин.), чтобы избежать светорассеяние на взвешенных частицах.

Для определения хлоридов применен модифицированный фотометрический метод с роданидом ртути в присутствии нитрата Fe(III) (Zall D.M., 1956; Standard method..., 1995). Выбор данного метода объясняется спе-

циффикой вод региона: высокой цветностью и низким содержанием хлоридов (до 2,5 мг/л). Используемый ранее меркуриметрический титриметрический метод (РД 52.24.402-95) при концентрации ниже 2,0 мг/л предполагает концентрирование пробы. Кроме того, в конечной точке титрования не четко выражен переход окраски индикатора, это приводит к субъективной оценке аналитика о конце титрования, что особенно сказывается при интенсивной естественной окраске исследуемой воды.

Предложенная модифицированная фотометрическая методика определения позволяет избежать ошибок, связанных с перечисленными факторами, и получить более точные и воспроизводимые результаты.

Метод основан на взаимодействии хлоридов с роданидом ртути с образованием слабодиссоциированного хлорида ртути. Освобождающееся в эквивалентном по отношению к хлориду количество роданида реагирует с железом (III) с образованием ярко-красного комплекса роданида железа.

На основании литературных данных и лабораторных экспериментов были установлены оптимальные значения кислотности раствора, избытка железа и роданида ртути. Так как реакция протекает в кислых растворах, число мешающих ионов невелико. Фтор, нитраты, нитриты, сульфаты, фосфаты в количествах, соответствующих природным водам, не мешают определению. В ходе эксперимента было отдано предпочтение использованию не смешанного реагента (смесь роданида ртути и нитрата железа), как рекомендовано в (Standard method..., 1995), а отдельному добавлению реактивов. При этом был изменен порядок приливания растворов, в первую очередь добавляется раствор $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3$, измеряется оптическая плотность полученного раствора, обусловленная естественной цветностью пробы, а затем добавляется раствор $\text{Hg}(\text{SCN})_2$ и через 10 минут измеряется оптическая плотность непосредственно образовавшегося комплекса. Установлено, что при содержании хлоридов до 2,0 мг/л и цветности воды ниже 200 градусов (Pt-Co), последняя не оказывает существенного влияния на результаты. При больших значениях цветности пробы необходимо коагулировать на гидроксиде алюминия.

Светопоглощение измеряется при длине волны $\lambda = 460$ нм в кюветках с толщиной слоя 5 см. Чтобы избежать светорассеяния на взвешенных частицах, определение проводят в фильтрованных пробах.

Исследование зависимости оптической плотности от концентрации хлоридов в диапазоне 0,0–10,0 мг/л показало, что регрессия имеет кусочно-линейный вид с точками разрыва при концентрациях хлоридов 2,0 и 6,0 мг/л (рис.3).

Такой характер зависимости, вероятнее всего, связан с образованием не только HgCl_2 , но и хлоридных комплексов ртути различного состава (HgCl_4^{2-} , HgCl_6^{4-}). Для каждого из линейных участков по уравнению рег-

рессии может быть вычислена концентрация хлоридов в пробе воды, однако целесообразнее проводить определение в диапазоне концентраций 0,0–2,0 мг/л, а пробы с большим содержанием хлоридов разбавлять, так как в этом случае выше воспроизводимость результатов.

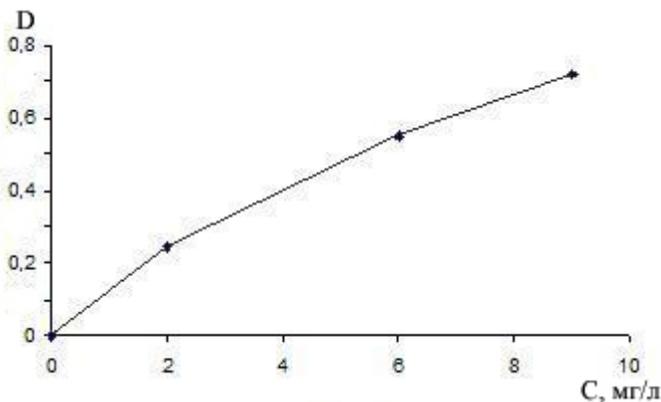


Рис. 3. Калибровочный график определения хлоридов в диапазоне 0,0–10,0 мг/л

Данная методика может быть предложена для определения хлоридов как в природных водах, так и в атмосферных осадках.

Определение сульфатов. Отсутствие чувствительных методов определения малых концентраций сульфатов обусловило необходимость поиска новых подходов в использовании старых методов и разработки новых. Для определения сульфатов был модифицирован фотометрический метод с использованием нитхромазо, предложенный Басаргиным Н.Н. (Басаргин и др., 1968).

Метод является косвенным и основан на связывании сульфатами ионов бария из хромоформного соединения. Реакция длительная по времени и на полное связывание требуется около двух часов. Определению мешают катионы, особенно кальций, поэтому пробы предварительно должны быть пропущены через катионит в Н-форме.

Для уменьшения растворимости сульфата бария определение проводится в 70% водно-ацетоновом растворе (1:2 по объему). Так как состав металл-органического комплекса изменяется в зависимости от соотношения бария и нитхромазо, важно подобрать его оптимальное значение. Построив график зависимости оптической плотности металл-органического комплекса от концентрации бария и определив верхнюю границу линейного диапазона, установили, что оптимальное соотношение Ва:HR=1:1.25. Данное соотношение устанавливается каждый раз при приготовлении свежих растворов смеси.

Рассматриваемая реакция чувствительна к pH среды и требует строго контролировать величину pH в узком пределе от 2,15 до 2,25, где наблюдается наиболее интенсивное изменение окраски. Оптическую плотность измеряют при длине волны $\lambda=640$ нм в кюветках с толщиной слоя 1 см.

Как в дальнейшем показал эксперимент, использование смешанного индикатора не всегда способствует получению достоверных воспроизводимых результатов, что связано с участием иона бария одновременно в двух конкурентных реакциях, а также необходимостью строгого контроля за соотношением компонентов смеси и величиной ее pH. Улучшить результаты удалось, заменив нитхромазо сульфаназой III и применив раздельное добавление реагентов, сначала хлорида бария, а через два часа после полного осаждения сульфата бария – сульфаназо. Сочетание осаждения $BaSO_4$ по обычной турбидиметрической методике (РД 52.24.405-95) дальнейшее спектрофотометрическое определение бария позволило избежать недостатков как вышеописанной методики, так и прямого турбидиметрического определения сульфатов. Линейная зависимость оптической плотности ($\lambda=630$ нм, $l=1$ см) от концентрации сульфатов наблюдается в диапазоне 0,0–5,0 мг/л.

Определение гидрокарбонатов осуществлено по щелочности воды, устанавливаемой двухточечным титрованием до pH 4,5, 4,2 с поправкой на анионы органических кислот по методу итерации (Лозовик, 2005).

Расчетным путем, исходя из известной формулы для буферных растворов, содержащих смесь слабой кислоты и ее соли

$$pH = pK + \lg \frac{[A_{opc}^-]}{[HA_{opc}]},$$

было получено, что вклад анионов органических кислот в щелочность воды составляет

$$(\Delta HCO_3^-) = (A_{орг}^-) \left\{ \frac{2 - 2 \operatorname{anti} \lg(4,5 - pH)}{1 + \operatorname{anti} \lg(4,5 - pK_{гум})} - \frac{1 - \operatorname{anti} \lg(4,2 - pH)}{1 + \operatorname{anti} \lg(4,2 - pK_{гум})} \right\},$$

где $(A_{орг}^-)$ – содержание анионов органических кислот, рассчитываемое по ионному балансу воды, $(A_{орг}^-) = \sum_{\text{Кат.}} - \sum_{\text{Анионов сильных кислот}} - (\text{Alk})$; pH – величина pH исходной воды; $pK_{гум}$ – отрицательный lg средней константы диссоциации гумусовых кислот. Обычно достаточно трех приближений для установления истинного содержания (HCO_3^-) и $(A_{орг}^-)$.

Теоретические расчеты были подтверждены экспериментальными данными, полученными при определении щелочности и гидрокарбонатов в модельных растворах, представляющих собой смесь эквивалентных количеств гидрокарбоната и ацетата натрия. Для образцов природной воды было установлено, что в среднем (ΔHCO_3^-) составляет около 10% от $(A_{орг}^-)$. Поправка (ΔHCO_3^-) тем больше, чем выше значение pK и содержание $(A_{орг}^-)$.

Расчет (ΔHCO_3^-) показал, что она может быть как положительной, так и отрицательной. Последняя наблюдается при значениях рН менее 5,0, когда отсутствуют гидрокарбонаты, поэтому при использовании двухточечного титрования содержание (HCO_3^-), рассчитанное по щелочности воды, будет либо занижено, либо завышено. Степень «перетитрованности» будет зависеть от рН исходной воды, содержания органических кислот и их константы диссоциации.

В то же время для всех смесей органических кислот и их солей, как показал расчет, существуют строго фиксированные значения рН и рК, когда (ΔHCO_3^-)=0, независимо от содержания ($A_{\text{орг}^-}$) (рис.4 а).

При уменьшении рК растет величина рН. Для большинства органических кислот рК=5,0–3,5 рН=4,72–5,30, т.е. величина рН, отвечающая нулевой щелочности, колеблется около 5,0.

В слабокислых гумусных природных водах вблизи величины рН=5,0, наблюдаются лишь незначительные отклонения щелочности воды относительно нуля в ту или иную сторону. Отклонения составляют от -0,02 до +0,02 (рис.4 б).

Сопоставление двух графиков (рис.4) показывает, что точка нулевой щелочности для природных вод соответствует рН=5,0, а рК=4,0.

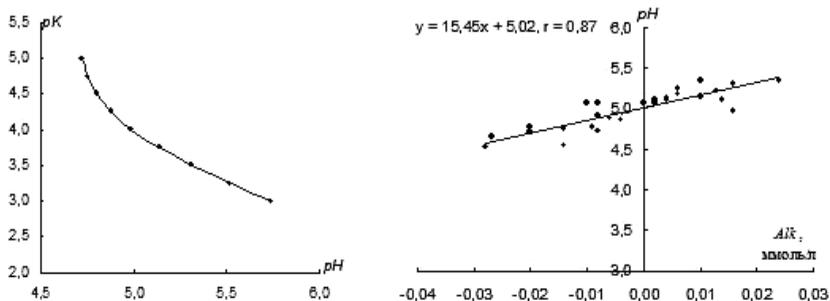


Рис. 4. а) Связь между рК органических кислот и рН воды, при которых наблюдается нулевой вклад их анионов в щелочность; б) величина рН и щелочность высокогумусных кислых вод (некоторая выборка из базы данных)

Таким образом, по изменению щелочности природных гумусовых вод вблизи «нулевой» точки удалось установить, что средняя величина рК гумусовых кислот близка к 4,0. Эта же цифра получена и другими независимыми методами.

Определение органического углерода разработано на основе фотохимического метода в присутствии сенсбилизатора – HgCl_2 (Руководство, 1977). При этом проведена принципиальная модификация (Мартынова и

др., 1985). Вместо замкнутой системы используется открытая, с непрерывным газовым потоком через нее.

Источником УФ-излучения служат две ртутно-кварцевые лампы ДРТ-375, между которыми помещается фотохимическая ячейка, изготовленная из кварцевого стекла. В качестве измерителя CO_2 используется высокочувствительный оптико-акустический анализатор (0–0,01 объемных % CO_2).

Оптимальная скорость потока газа (воздуха) – 10 мл/мин. Очистка воздуха от CO_2 осуществляется аскаритом. Для удаления механических примесей применяется фильтр из стекловолокна.

Кривые выделения CO_2 имеют вид острых пиков, площадь которых пропорциональна концентрации углекислого газа. Последнюю определяют либо с помощью интегратора, либо расчетным способом, умножая высоту пика на его ширину на половине высоты.

Для построения калибровочного графика в качестве стандарта используется лимонная кислота, фотолиз которой наиболее близок к фотолизу органических веществ природной воды.

Данный метод позволяет определять концентрации $C_{\text{орг}}$ до 20 мг/л без разбавления, при этом время анализа сокращается в два раза при сохранении чувствительности (0,5 мкг $C_{\text{орг}}$ в пробе) и погрешности метода, стандартное отклонение составляет 0,2–0,5 мг С/л ($P=0,95$).

Газохроматографическое определение летучих фенолов. При применении фотометрического метода (РД 33-5.3.13-96) возможно определение лишь суммарного содержания фенолов, однако достаточно часто встает вопрос о раздельном их определении. Для того, чтобы выяснить качественный и количественный состав летучих фенольных соединений был разработан прямой газохроматографический метод (Феоктистов, Лозовик, 1980).

Для отделения фенолов от остальной массы органического вещества их отгоняют из кислой среды с водяным паром, затем экстрагируют этилацетатом и концентрируют в 0,2 мл труднолетучего дифенилового эфира, при этом фенолы оказываются сконцентрированными в 5000 раз.

Наилучшее хроматографическое деление было достигнуто на слабополярной фазе полифенилметилсилоксан (ПФМС-4) в условиях программирования температуры от 120 до 180°C со скоростью 1,5°C/мин на колонке длиной 3 м, заполненной хромосорбом W (60/80 меш) с 7% силиконового масла «ПФМС-4». Скорость газа-носителя He – 50 мл/мин, детектор – ионизационно-пламенный. Температура испарителя – 300°C, детектора – 265°C (рис.5).

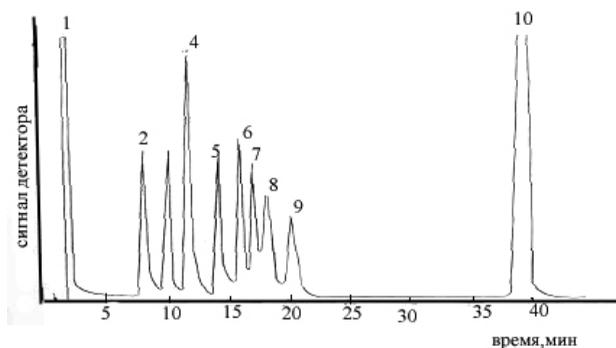


Рис. 5. Хроматограмма искусственной смеси фенолов:

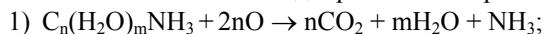
1 – этилацетат, 2 – оксibenзол, 3 – о-крезол, 4 – п- м-крезолы, 5– гваякол, 6 – 2,5-ксиленол, 8 – 3,4-ксиленол, 9 – 3, 5 – ксиленол, 10 – дифениловый эфир

Идентификацию компонентов производили методом «метчиков» (Столяров, Савинов, 1978). Количественный состав смеси определяли по методу нормализации. Чувствительность метода – 2 мкг каждого из индивидуальных фенолов в исходной пробе воды. Относительное стандартное отклонение при концентрациях фенолов 10 мкг/л составляло 15% ($n = 10$).

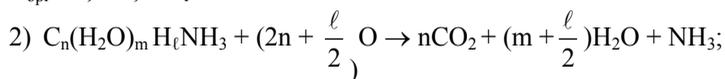
Элементный состав органического вещества (ОВ) позволяет установить как общие черты, так и отличия водных объектов, и в большей степени, чем косвенные показатели, отражает качественный и количественный состав ОВ.

Расчет элементного состава ОВ может быть проведен на основе анализа определения в воде $C_{орг}$, $N_{орг}$, ХПК (Лозовик, 2006).

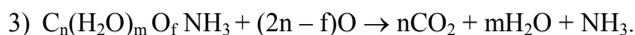
Любое органическое вещество, содержащее С, Н, N и О, можно представить общей брутто-формулой трех типов и соответствующими им уравнениями окисления ОВ дихроматом в серно-кислой среде:



$$C_{орг} = 0,375, \text{ЭВ}_1 = 0$$



$$C_{орг} < 0,375, \text{ЭВ}_2 = -\frac{l}{n};$$



$$C_{орг} > 0,375, \text{ЭВ}_3 = \frac{2f}{n}.$$

По показателям ХПК, $C_{орг}$ и $N_{орг}$ можно определить коэффициенты n ,

ℓ , f и электрохимическую валентность углерода.

$$n = \frac{C_{\text{орг}} \cdot 14}{12 \cdot N_{\text{орг}}}; \quad \ell = \frac{1}{N_{\text{орг}}} (1,75X_{\text{ПК}} - 4,667C_{\text{орг}}); \quad f = \frac{1}{N_{\text{орг}}} (2,333C_{\text{орг}} - 0,875X_{\text{ПК}}).$$

Проблема заключается в определении коэффициента m . В связи со значительным варьированием соотношения элементов C:N, C:H, C:O, а также высокой изменчивостью соотношения C:H₂O, не представляется возможным использовать их для расчета элементного состава ОВ.

Установить коэффициент m удается, если учесть валентность элементов. Поскольку углерод всегда четырехвалентен, то общее число связей будет $4n$. С учетом «свободного» кислорода число связей, занятых кислородом, будет $2f$. Кроме того, две связи использованы на NH₃ группу (одна на NH₂ и одна на водород). Предположим, что атомы углерода соединены между собой X -валентными связями. В таком случае общее их число будет $\left(n - \frac{2+2f}{4}\right) \cdot X$. В итоге получим, что на группировку H₂O остается

связей: $\left[4n - \left(n - \frac{2+2f}{4}\right) \cdot X - 2 - 2f\right]$. Если H₂O представить как -H и -

ОН группы в ОВ, то количество группировок H₂O будет равно:

$$m = \frac{1}{2} \left[4n - \left(n - \frac{2+2f}{4}\right) \cdot X - 2 - 2f\right]. \quad \text{Отсюда получим: } X = \frac{8(2n - m - f)}{4n - 2 - 2f}.$$

Значения коэффициента X для ОВ различного генезиса изменяются в очень узких пределах (2,7–3,2), составляя в среднем 3,02. Учитывая малую изменчивость X и то что этот параметр фактически не зависит от природы ОВ, целесообразно использовать его для расчета элементного состава ОВ природных вод.

Из установленного значения X , следует, что в сложном органическом веществе атомы углерода могут быть связаны между собой одинарной и двойной связями, т.е. по типу $-C=C-C=$. Оставшиеся связи приходится на остальные функциональные группы, что действительно отражает особенности структуры органических веществ природного происхождения, являющихся по составу чаще ароматическими, а не алифатическими производными. Это также дает возможность установить брутто-формулу ОВ с учетом валентности элементов, не прибегая к сложным исследованиям строения и количественного состава ОВ природных вод.

Принимая в качестве X величину, равную 3,0, может быть рассчитан коэффициент m :

при «избытке» кислорода в ОВ ($m = 0,5n - 0,25 - 0,25f$), при «избытке» во-

дорода ($m = 0,5n - 0,25 - 0,125 \ell$). В случае, когда $C_{\text{орг}} = 0,375\text{ХПК}$, $m = 0,5n - 0,25$. Расчетные значения m достаточно близки к истинным для органических веществ различного генезиса, из которых формируется ОВ природных вод.

Данные расчета элементного состава по косвенным показателям позволяют констатировать, что в поверхностных водах гумидной зоны содержание $C_{\text{орг}}$ близко к 50%, кислорода – 40, водорода – 4–5 и азота – 2–5%.

Таким образом, на основании литературных данных по элементному составу ОВ различного генезиса с учетом валентности элементов удалось обосновать расчетно-аналитическую методику оценки элементного состава ОВ по результатам определений $C_{\text{орг}}$, $N_{\text{орг}}$ и ХПК.

Задачи, стоящие перед химическим анализом, постоянно множатся и усложняются, появляются новые объекты для исследований, увеличивается число компонентов, которые требуется обнаруживать и определять. В настоящее время к основным тенденциям развития аналитических работ можно причислить: дальнейшее развитие и совершенствование спектроскопических, масс-спектрометрических, хроматографических, электрохимических и других методов анализа; разработку гибридных методов анализа, комбинирующих методы разделения и определения; использование достижений математики и теории информации для перехода от обычного покомпонентного анализа к оценке обобщенных показателей и создания эффективной системы контроля за качеством анализа.

Литература

Алекин О.А., Семенов А.Д., Скопинцев Б.А. Руководство по химическому анализу вод суши. Л.: Гидрометеиздат, 1973. 268 с.

Бабко А.К., Пилипенко А.Т. Методы определения металлов. М.: Химия, 1974. 360 с.

Басаргин Н.Н., Меньшикова В.А., Белова З.С., Мясцева Л.Г. Фотометрическое определение микроколичеств сульфатов или серы с применением нитхромазо // Аналитическая химия, 1968. Т. 23. С. 732–735.

ГОСТ Р 51309-99. Определение содержания элементов методами атомной спектроскопии. М.: Госстандарт России, 1999. 17 с.

Лурье Ю.Ю., Рыбникова А.И. Химический анализ производственных сточных вод. М.: Химия, 1974. 335 с.

Лозовик П.А., Кафлюк А.Е. Применение метода дифференциальной УФ-спектроскопии для определения лигниновых веществ в загрязненных водах // Журн. аналит. химии. 2005. Т. 60, № 9. С. 938–943.

Лозовик П.А. Оценка вклада анионов органических кислот в щелочность природных гумусовых вод // Журн. аналит. химии. 2005. Т. 60, № 11. С. 1126–1130.

Лозовик П.А. Расчетно-аналитический метод оценки содержания и элементного состава органического вещества природных вод // Журн. аналит. химии. 2006. Т. 61. № 6

Мартынова Н. Н., Лозовик П. А., Глинский А.М. Определение органического углерода в природных водах с использованием системы непрерывного газового

потока // Органическое вещество и биогенные элементы в водах Карелии. Петрозаводск, 1985. С.191–203. Методы анализа природных и сточных вод. Под ред. Синявина Н.М. М.: Наука, 1977. 258 с.

Никаноров А.М. Гидрохимия. Л. Гидрометеиздат, 1989. 351 с.

ПНД Ф 14.1:2.22-95. Методика выполнения измерений массовой концентрации ионов железа, кадмия, свинца, цинка и хрома в пробах природных и сточных вод методом пламенной атомно-абсорбционной спектроскопии. Министерство охраны окружающей среды и природных ресурсов РФ. М., 1995. 17 с.

ПНД Ф 14.1:2.4.139-98. Методика выполнения измерений массовых концентраций кобальта, никеля, меди, хрома, цинка, марганца, железа, серебра в питьевых, природных и сточных водах методом атомно-абсорбционной спектроскопии. Государственный комитет Российской Федерации по охране окружающей среды. М., 1998. 16 с.

РД 33-5.3.07-96. Качество вод. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации гидрокарбонатов в природных водах титриметрическим методом. РОСКОМВОД. М., 1996. 15 с.

РД 33-5.3.13-96. Качество вод. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации суммы летучих фенолов в природных и очищенных сточных водах фотометрическим методом после отгонки с паром. РОСКОМВОД. М., 1996. 16 с.

РД 52.24.402-95. Методические указания. Методика выполнения измерений массовой концентрации хлорида РД 52.24.405-95. Методические указания. Методика выполнения измерений массовой концентрации сульфатов в водах турбидиметрическим методом. Государственный комитет СССР по гидрометеорологии. Гидрохимический институт. Ростов-на-Дону, 1995. 10 с.

РД 52.24.405-95. Методические указания. Методика выполнения измерений массовой концентрации сульфатов в водах турбидиметрическим методом. Государственный комитет СССР по гидрометеорологии. Гидрохимический институт. Ростов-на-Дону, 1995. 10 с.

РД 52.24.497-95. Методические указания. Методика выполнения измерений цветности поверхностных вод суши фотометрическим методом. Государственный комитет СССР по гидрометеорологии. Гидрохимический институт. Ростов-на-Дону, 1995. 7 с.

Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. Под ред. А.Д. Семенова. Л.: Гидрометеиздат, 1977. 542 с.

Свердлова О.В. Электронные спектры в органической химии. Л.: Химия, 1973. 248 с.

Современные методы химического анализа природной воды. М., 1955. 108 с.

Столяров Б.В., Савинов И.М., Витенберг А.Г. Руководство к практическим работам по газовой хроматографии. Л.: Химия, 1978. 288 с.

Стом Д.И., Белых Л.И., Тимофеева С.С. Интегральная интенсивность поглощения в видимой области спектра как показатель цветности воды // Вопросы методологии гидрохимических исследований в условиях антропогенного влияния. Л.: Гидрометеиздат, 1979. С.109–110.

Унифицированные методы исследования качества воды. Ч. 1. Методы химического анализа вод. М.: Химия, 1977. 832 с.

Феохтистов В.М., Лозовик П.А. Газохроматографическое определение летучих фенолов в сточных водах целлюлозно-бумажных предприятий. Оперативно-информационные материалы Карельского филиала АН СССР. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, 1980. С.34–36.

Intercomparison 0014: pH, Cond, HCO₃, NO₃+NO₂, Cl, SO₄, Ca, Mg, Na, K, total aluminium, aluminium-reactive and nonlabile, Intercomparison 0115: pH, χ_{25} , HCO₃, NO₃+NO₂, Cl, SO₄, Ca, Mg, Na, K, total aluminium, aluminium-reactive and nonlabile, TOC, COD-Mn, Fe, Mn, Cd, Pb, Cu, Ni and Zn // ICP-Waters report 64/2001. NIVA, 2001. 81 p.

Intercomparison 0216: pH, χ_{25} , HCO₃, NO₃+NO₂, Cl, SO₄, Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Cd, Pb, Cu, Ni and Zn // ICP-Waters report 74/2003. NIVA, 2003. 69 p.

Intercomparison 0317: pH, χ_{25} , HCO₃, NO₃+NO₂, Cl, SO₄, Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Cd, Pb, Cu, Ni and Zn // ICP-Waters report 68/2002. NIVA, 2002. 69 p.

Intercomparison 9913: pH, χ_{25} , HCO₃, NO₃+NO₂, Cl, SO₄, Ca, Mg, Na, K, total aluminium, aluminium-reactive and nonlabile, TOC and COD-Mn // ICP-Waters report 51/1999. NIVA, 1999. 65 p.

Intercomparison 0014: pH, Cond, HCO₃, NO₃+NO₂, Cl, SO₄, Ca, Mg, Na, K, total aluminium, aluminium-reactive and nonlabile, TOC, COD-Mn, Fe, Mn, Cd, Pb, Cu, Ni and Zn // ICP-Waters report 55/2000. NIVA, 2000. 80 p.

Intercomparison 0519: pH, Cond, HCO₃, NO₃+NO₂, Cl, SO₄, Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn, Cd, Pb, Cu, Ni and Zn // ICP-Waters report 82/2005. NIVA 2005. 70 p.

Standard methods for the examination of water and Waste water. 1995. P. 275–276

Standard methods for the examination of water and Waste water. Washington. American Public Health Association, 15 ed., 1995. P.269–277.

Zall D., Fisher D., Garner M. Photometric Determination of Chloridris in Water // Analytical chemistry, 1956. Vol. 28. № 11. P.1665–1668.

СОСТОЯНИЕ И ИЗМЕНЕНИЯ ЭКОСИСТЕМ КРУПНЕЙШИХ ОЗЕР СЕВЕРА

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ДИАГНОСТИКА СОСТОЯНИЯ ЛАДОЖСКОГО ОЗЕРА

В.А. Румянцев, В.Г. Дробкова

Институт озероведения РАН, г. Санкт-Петербург

Управление экономикой на территории бассейна Ладожского озера должно осуществляться на базе экологических знаний о состоянии и тенденциях изменения озера. Ладожское озеро не только уникальный природный

объект, но и безальтернативный источник питьевого водоснабжения для г. Санкт-Петербурга, части Ленинградской области и Карелии. Уникальность Ладожского озера определяется не только его размерами и своеобразием морфометрии озерной котловины, связанной с различием в геологическом строении, но и окружающей средой, в которой оно сформировалось.

Ладожское озеро (общая площадь – 18135 км², ср. глубина – 469 м, максимальная – 230 м) входит в Европейскую систему великих озер и является замыкающим для этой системы. Сюда входят Онежское озеро, оз. Сайма, оз. Ильмень. Все они имеют сток в Балтийское море через р. Неву (рис. 1). Поскольку Ладожское озеро является замыкающим в этой системе, его водосборный бассейн огромен – 258 тыс. км², что превышает площадь озера в 14,6 раз. Отсюда становятся понятными и масштабы влияния, которое оказывает хозяйственная деятельность на водосборе на состояние самого озера.

Бассейн Ладожского озера включает четыре вторичных бассейна:

- Частный бассейн Ладоги (28,4 тыс. км²).
- Онежско-Свирский (83,2 тыс. км²).
- Сайма-Вуокский (66,7 тыс. км²).
- Ильмень-Волховский (80,2 тыс. км²).

Район Ладожского озера относится к подзоне тайги, характеризующейся умеренным климатом со сравнительно теплым и влажным летом, холодной и облачной зимой. Формирование климата района Ладожского озера как части этой подзоны происходит под воздействием морских атлантических воздушных масс, континентальных воздушных масс умеренных широт и частых вторжений арктического воздуха.

Преобладающими ветрами в районе Ладожского озера являются юго-западные, южные, юго-восточные. Кроме того, часто отмечаются западные, северо-западные и северные ветры. Восточные ветры наблюдаются реже остальных направлений (Веселова, Кирилова, 1966).

В настоящее время идея глобального потепления широко принимается специалистами-климатологами. Подтверждением этого процесса в Северо-Западном регионе России и, в частности, на территории Санкт-Петербурга является выявленное с первой половины XIX века до настоящего времени повышение среднегодовой температуры воздуха с 3,5°С до 4,6°С, что обусловлено в первую очередь повышением температуры воздуха в зимний период (Изменение климата., 2004, 20). Однако Ладожское озеро обладает значительной инерцией при отклике на какие-либо климатические воздействия, над поверхностью озера среднегодовые температуры воздуха за полтора века повысились на 0,6°С (Румянцев и др., 2006).

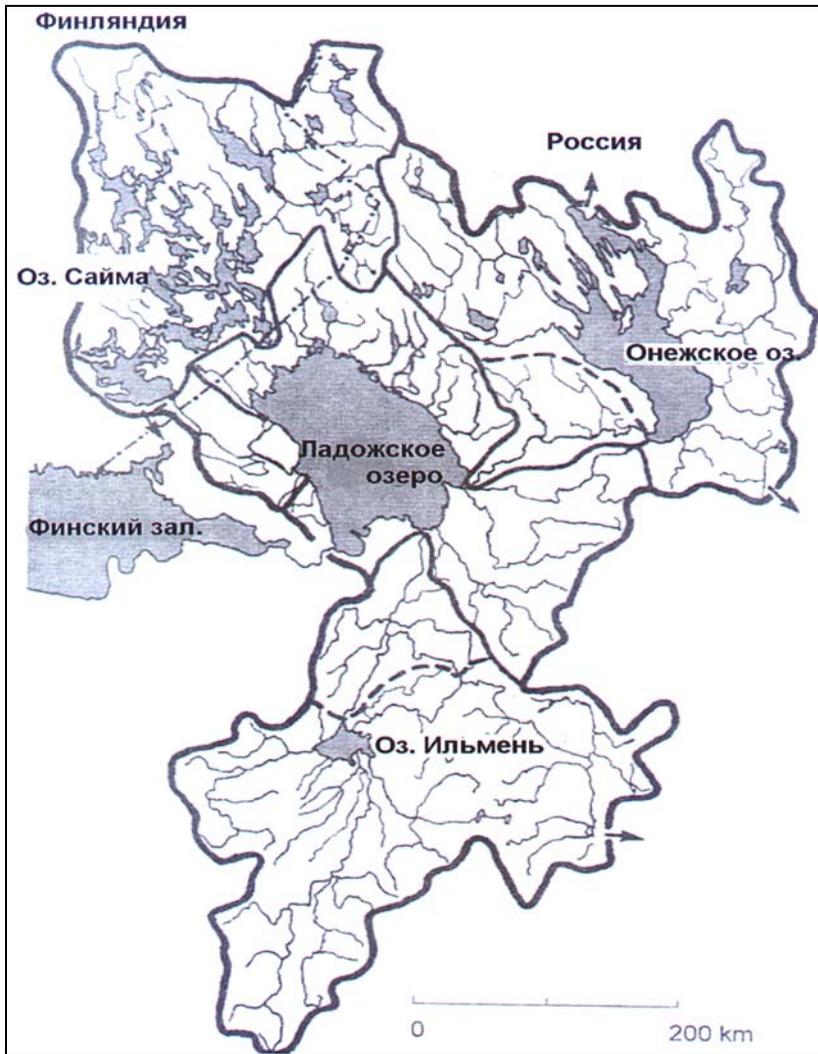


Рис. 1. Схема водосбора Ладожского озера

На водосборе озера расположено 50000 озер, много болот и 3500 рек общей длиной 45000 км (Нежиховский, 1955). Сложная система водосбора регулирует сток в Ладожское озеро, многочисленные озера и болота перехватывают поступающие с водосбора органические и минеральные

вещества. Можно говорить, что природные условия сформировали экосистему озера с высоким качеством воды. В 1949 г. С.В. Гердом оно было выделено в группу ультраолиготрофных озер. Однако, так было только до начала хозяйственного освоения водосбора озера, после чего огромная территория водосбора стала оказывать негативное воздействие на озерную экосистему.

Экологическое состояние экосистемы Ладожского озера – результат сложного взаимодействия процессов, происходящих на водосборе и в озере под воздействием природных и антропогенных факторов.

Ладожское озеро является чрезвычайно важным для российской экономики водным объектом. Прежде всего это озеро единственный источник питьевой воды для Санкт-Петербурга, крупнейшего промышленного центра России. По отношению ко всей территории России регион водосбора Ладожского озера характеризуется высоким уровнем экономического развития с концентрацией производства выше общероссийской. В бассейне озера развита промышленность, сельское хозяйство, лесное хозяйство. Через озеро проходят важные водно-транспортные пути (Беломорско-Балтийский и Волго-Балтийский). На озере ведется рыбный промысел, имеются большие возможности для массового туризма и отдыха.

По данным Невско-Ладожского бассейнового водного Управления в бассейне Ладожского озера в пределах России зарегистрировано 418 предприятий-водопользователей, из них 226 находятся в Ленинградской области, 76 – в Новгородской области, 89 – в Карелии и 27 в Псковской области (Smirnova, 1999).

В бассейне озера велика доля отраслей по переработке и первичной обработке сырья. Такие отрасли оказывают наибольшую нагрузку на природно-ресурсный потенциал, т.к. характеризуются высокой степенью отходов и, следовательно, загрязнений. В Ленинградской области большой удельный вес имеют топливно-энергетическая, лесная, целлюлозно-бумажная, химическая отрасли, машиностроение. В Карелии – лесная, деревообрабатывающая промышленность.

Более 3,5 млн. человек проживают на территории водосбора, из них около 2,7 млн. городских жителей. Плотность населения на Российской части бассейна составляет 12,4 чел/км². 11% площади бассейна занято сельскохозяйственными угодьями. Значительно влияние на экосистему Ладожского озера оказывают различные формы гидротехнических работ на водосборе (Кудерский и др., 2000). Такие работы коснулись даже частного водосбора Ладожского озера. На ряде северных притоков Ладожского озера, расположенных в Финляндии, построены 6 ГЭС и шесть плотин различного назначения, зарегулирован сток нескольких озер. Еще 4 ГЭС создано на финских притоках оз. Янисъярви. На территории Карелии у

истока вытекающей из этого озера р. Янисйоки построена плотина ГЭС. Изменены многие реки восточной части бассейна. В бассейне р. Олонки было построено 20 лесосплавных плотин, в том числе две на самой Олонке. Ряд плотин для малых ГЭС построен в бассейнах рек Ояя и Паша. Гидростроительство внесло значительные изменения в гидрологический режим р. Волхов, одной из крупных рек Ладожского бассейна. Плотина ГЭС, построенная в нижнем течении реки, обеспечивает подъем уровня воды в ней на 13,5 м.

На р. Свири помимо ГЭС в верхней части течения в 1933 г. построена Нижне-Свирская ГЭС, регулирующая режим реки на участке обеими плотинами. Подобно другим рекам, значительные изменения произошли на Вуокса-Сайманском участке Невского водосбора. У истока р. Вуоксы построена Тайнионкоскинская ГЭС, регулирующая сток из оз. Сайма, и ниже ее ГЭС Имагра. На территории Ленинградской области находится еще две ГЭС, которые вместе с двумя финскими станциями существенно влияют на речной режим.

Ладожское озеро в настоящее время является одним из наиболее изученных озер России. Информация об озере содержится приблизительно в 2,5 тыс. научных публикациях, из которых 40 монографий и препринтов. Наибольший банк данных находится в Институте озероведения РАН, который начал регулярные комплексные исследования Ладожского озера с 1956 года, благодаря чему накоплен значительный объем данных по структурно-функциональной характеристике его экосистемы в различные фазы его развития, начиная с естественного состояния. Это дает возможность проследить эволюцию озерной экосистемы, как в период увеличения антропогенного воздействия, так и в период сокращения последнего, связанного со спадом промышленного и сельскохозяйственного производства в последнее десятилетие.

Этапы в современной истории озера

1 этап. Все лимнологические показатели первых лет изучения свидетельствуют, что природные условия сформировали экосистему Ладожского озера с высоким качеством воды. Еще в 1949 г. С.В. Гердом оно было выделено в группу ультраолиготрофных озер. Такая ситуация сохранялась до начала 70-х годов. В период 1959–1962 гг. содержание общего фосфора в среднем по озеру составляло 10 мкг/л, минерального – 3 мкг/л, общего азота – около 450 мкг/л (Расплетина, Гусаков, 1982, Расплетина, 1992). Азот и фосфор являются наиболее важными элементами, влияющими на уровень развития биологических сообществ. Соотношение общего азота и общего фосфора в этот период составляло 45, что еще раз подтверждает олиготрофный статус озера. Фитопланктон озера до

конца 60-х годов был типичным для больших глубоких и холодноводных олиготрофных озер умеренного пояса. В течение всего вегетационного периода количественно преобладали диатомовые водоросли. Группа доминантов насчитывала всего 6 видов. Однако уже в середине 60-х годов круг массовых форм водорослей расширился до 20 доминирующих видов (Петрова, Антонов, Протопопова, 1992). Повсеместно встречались виды макрозообентоса, типичные для олиготрофных и ультраолиготрофных условий, в том числе реликтовые виды *Monoporeia affinis*, *Pallasea quadrispinosa* и *Relietacanthus lacustris*.

2 этап. Серьезная перестройка структуры озерной экосистемы произошла в 1976–1983 гг., когда наблюдалось ускорение процессов антропогенного эвтрофирования озера за счет увеличения биогенной нагрузки. В этот период резко возросла биогенная нагрузка на озеро, в результате чего концентрация общего фосфора увеличилась в среднем по озеру до 27 мкг/л, минерального фосфора – до 12 мкг/л, а общего азота – до 660 мкг/л (рис. 2). Соотношение азота и фосфора упало до 24, а в Волховской губе даже до 12, что является четким показателем перехода озера в ряд мезотрофных, приближаясь к границе с эвтрофными (Расплетина, Сусарева, 2002). Резкий скачок в выносе фосфора в Ладожское озеро произошел благодаря подъему общего уровня развития промышленности и сельского хозяйства на территории его водосбора. Немалую роль в этом процессе сыграл перевод Волховского алюминиевого завода на новое сырье – апатито-нефелиновые руды. В этот период средняя концентрация общего фосфора в р. Волхов (одном из трех основных притоков озера) увеличилась с 46 мкг/л (1959–1962) до 230 мкг/л.

Вслед за увеличением биогенной нагрузки на озеро наблюдались значительные изменения в экосистеме озера. Наиболее важные из них: 1) уменьшение концентрации кислорода в профундальной и ультрапрофундальной зонах, особенно в 1981–1982 гг. (Трегубова, Кулиш, 1987); 2) структурные и физиологические изменения биологических сообществ. В этот период, период интенсивного антропогенного эвтрофирования озера, изменился сезонный комплекс водорослей: виды олиготрофного озера пополнились видами эвтрофного. Это особенно четко проявилось для летнего планктона, в котором резко начали преобладать синезеленые при большом общем биоразнообразии, а диатомовые почти полностью отсутствовали. Среднегодовые концентрации хлорофилла «а» достигли максимальных величин – 2,6–2,8 мкг/л (рис. 3). Возросла численность бактериопланктона, за период 1977–1982 гг. в эпилимнионе озера она увеличилась с 0,4 до 0,9–1,0 млн. кл/мл (Капустина, 1992) (рис. 4). Тем не менее другие гетеротрофные сообщества – беспозвоночные планктона и бентоса в ультрапрофундальной и профундальной зонах озер не претерпели существенных количественных

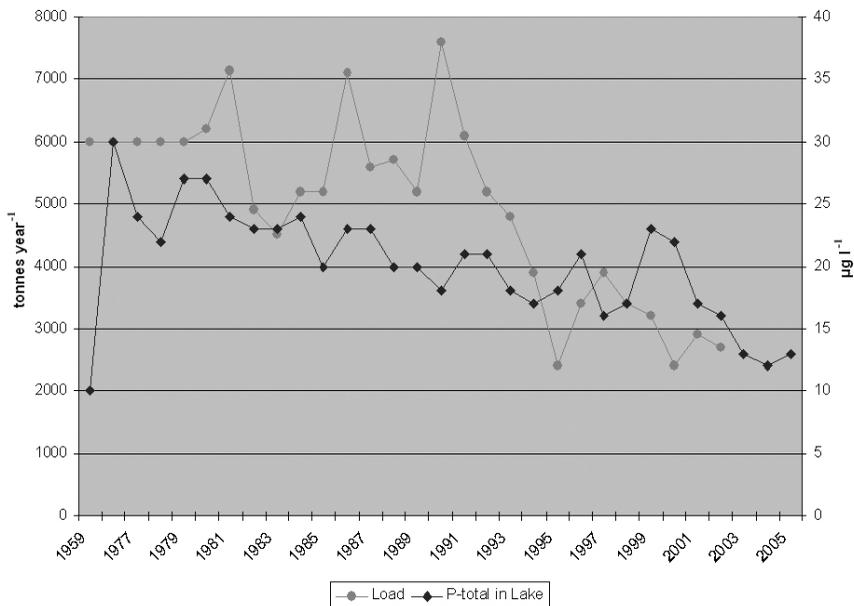


Рис. 2. Изменение фосфорной нагрузки на Ладожское озеро и средней за вегетационный период концентрации общего фосфора (в среднем для столба воды)

изменений. Однако в этот период наиболее чувствительные к загрязнению реликтовые виды макрозообентоса либо полностью исчезли, либо встречались чрезвычайно редко. Что касается прибрежной зоны, то здесь проявились значительные количественные и качественные изменения. Так, биомасса макрозообентоса за период 1976–1986 гг. возросла с 2,4–5,3 г/м² до 1,4–8,2 г/м² (Слепухина, 1992). В сообществе зоопланктона стала преобладать мелкоразмерная фракция (коловратки), особенно четко это наблюдалось в бухте Петрокрепость и Волховской губе, что подрывало кормовую базу озера. На дне озера появились «мертвые зоны», обширные полисапробные зоны, особенно в районе городов Приозерска и Питкяранта (Слепухина, 1992, Распопов и др., 1998). Неблагоприятная токсикологическая обстановка вызвала появление токсикозов рыб (Румянцев и др., 1994). Указанный период оказался критическим для Ладожского озера, что потребовало принятия срочных мер по стабилизации его состояния. В 1987 г. по инициативе Института озераведения РАН было принято Постановление СМ СССР о перепрофилировании Приозерского целлюлозно-бумажного завода. В этот же период были проведены технологические изменения на Волховском алюминиевом заводе. Все

это в какой-то мере привело к улучшению ситуации в озере. В 1983–1989 гг. наблюдалась некоторая стабилизация состояния озера. Концентрация общего фосфора несколько снизилась и в среднем составила 22 мкг/л. В комплексе фитопланктона началось заметное вытеснение видов эвтрофных озер диатомовыми водорослями. Если в период максимума антропогенного эвтрофирования в 1979–1983 гг. были выявлены наиболее характерные для процесса эвтрофирования представители родов *Microcystis* и *Oscillatoria*, то после 1983 г. значительная роль опять перешла к аборигену Ладожского озера – *Aphanizomenon flos-aqual* (Петрова и др., 1992). Закрытие Приозерского ЦБЗ и пуск сооружений биологической очистки в г. Питкяранте привели к тому, что уменьшились площади «мертвых зон». На примере залива Щучий, куда поступали сточные воды Приозерского ЦБЗ, удалось изучить темпы его восстановления после закрытия ЦБЗ. В настоящее время характер зарастания открытой части залива Щучий соответствует естественному типу зарастания прибрежно-водных экотонів Ладожского озера и подчиняется изменению природных условий в озере. Продукционные показатели фитопланктона снизились по сравнению с периодом наибольшего загрязнения в 1,5–8 раз. Стал восстанавливаться макрозообентос и зоопланктон (Распопов и др., 1998).

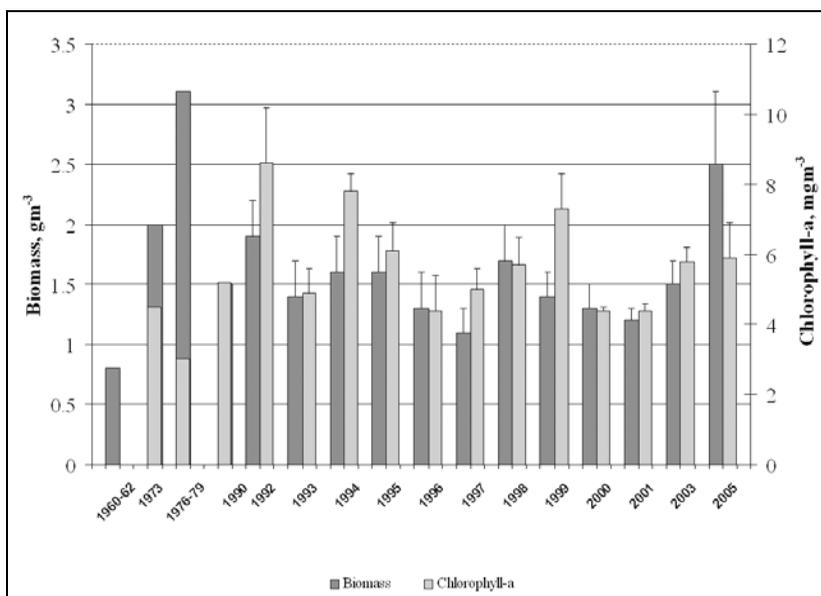


Рис. 3. Изменения средних за летний период величин биомассы фитопланктона и хлорофилла «а» (слой 0–2 м)

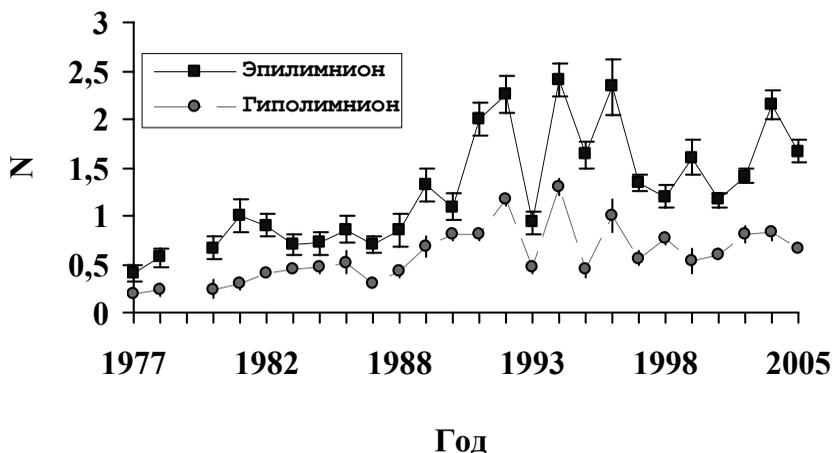


Рис. 4. Среднегодовые величины общей численности бактериопланктона (N, млн. кл. мл⁻¹) в эпи- и гиполимнионе

Этап 3. С 1990 года началось резкое изменение социально-экономической обстановки на территории водосборного бассейна Ладоги. В 1997 г. в пределах водосбора было сброшено 411 млн. м³ сточных вод, что на 24% меньше, чем в 1992 г. За последние годы на 51% уменьшилось водопотребление за счет сокращения потребностей промышленности, однако на муниципальные нужды оно увеличилось на 10% (Smirnova, 1999). Наиболее существенные структурные изменения в сельском хозяйстве наблюдались в период 1990–1996 гг. В Ленинградской области к началу 1993 г. по сравнению с 1985 г. площадь пашни сократилась на 6,8 тыс. га. С 1990 г. наметилась устойчивая тенденция к сокращению поголовья скота. В 1996 г. по сравнению с 1990 г. уменьшение поголовья скота составило около 50%. Оценка динамики внесения удобрений показывает, что в последние годы идет резкое снижение применения всех видов удобрений (Rumyantsev, Drabkova, 1997). В 1994 г. внесено по сравнению с 1986 г. лишь 15% минеральных удобрений. Резкое сокращение поголовья скота привело к уменьшению количества органических удобрений, вносимых в почву. По состоянию на 1996 г. опасность попадания в водоемы биогенных элементов, поступающих в почву с удобрениями, была практически снята. В последнее десятилетие наблюдается постоянное и устойчивое снижение применения пестицидов как по объему, так и по их удельным нагрузкам. Только с 1990 г. по 1992 г. применение средств защиты растений снизилось на 61,3%. Уровень химизации сельского хозяйства продолжает оставаться низким.

Токсическое загрязнение Ладожского озера также сократилось. Изменения в промышленности и сельском хозяйстве на водосборе озера отразилось, как и следовало ожидать, на внешней нагрузке. Так, поступление фосфора в озеро с водой рек в 1976–1982 гг. составляло 6000–7000 т год⁻¹, в 1992–1995 гг. оно снизилось до 2050 т год⁻¹ (Расплетина и др., 2002). В первой половине 80-х годов, параллельно с сокращением поступления общего фосфора, отмечается уменьшение содержания общего фосфора в воде озера и на протяжении всего рассматриваемого периода – 1976–2003 гг. отчетливо выражен тренд снижения его концентраций (Расплетина, Сусарева, 2002). Минимальная средняя концентрация общего фосфора за период 1976–2003 гг. (13 мкг/л) была отмечена в 2003 г. Уменьшение концентрации общего азота в воде озера в этот период не было отмечено. Однако благодаря снижению общего фосфора, отношение общего азота к общему фосфору немного выросло (до 34–36 в 1991–2000 гг.), такие величины характерны для мезотрофных и слабоэвтрофных водоемов.

4 этап. Современное состояние гидробиологических сообществ Ладожского озера довольно стабильно, несмотря на сокращение антропогенной нагрузки. Количественные характеристики фитопланктона (биомасса – 1,1–1,8 г/м³, хлорофилл «а» – 4,8–8,5 м г/м³) характеризуют озеро как мезотрофное (Летанская, 2002) (рис. 3). Что касается видового состава фитопланктона, то в настоящее время он достаточно близок к тому, что было получено в начале 1900-х годов (Балахонцев, 1909), однако численность доминирующих видов изменилась. В настоящее время по биомассе доминируют синезеленые и криптонады, которые составляют 62–85% от общей биомассы. В верхнем слое воды 0–10 м, где отмечается максимальная концентрация зоопланктона, его плотность и биомасса соответствуют слабо мезотрофному уровню трофии, при олиготрофном характере гипolimниона. В настоящее время количественные показатели зоопланктона в слое воды 0–10 м по сравнению с 1970–1980 гг. несколько уменьшились: биомасса от 930–1171 до 601 мг/м³, численность от 89,8–66,9 * 10³ экз/м³ до 53,3 * 10³ экз/м³ (Andronikova, 1996, Авинский, 2002). По численности бактериопланктона также наблюдается стабилизация ситуации в озере, но на уровне, превышающем уровень 1970–1980 гг. Так, в 1970–1980 гг. средняя численность бактериопланктона в открытой части озера составляла 0,4–1,0 млн. кл/мл, а в 1990-х – 0,75–3,3 млн. кл/мл (Капустина, Каурова, 2002). Донные биоценозы являются хорошим индикатором экологического состояния озер. О некотором улучшении состояния озера говорит тот факт, что с середины 1990-х годов стали вновь встречаться реликтовые виды, причем довольно часто. В последние годы в самых глубоководных районах только в конце 90-х годов начали сказываться последствия антропогенного воздействия. Здесь все большее значение приобретают d- мезосапробные олигохеты (Барбашова, Слепухина, 2002).

Тем не менее нельзя говорить о полном благополучии экологической ситуации в озере. В ряде прибрежных зон положение сохраняется тревожным. В районе сброса сточных вод Сясьского ЦБК в Волховской губе Ладожского озера сохраняется мертвая зона, где отсутствует бентос. Угнетения зоопланктона не отмечается, несмотря на то, что взятая из этих районов вода оказывается в экспериментах токсичной для дафний. В Волховской губе в результате загрязнения сократились площади нерестилищ судака, леща, язя, плотвы и др. Снизились уловы рыбы. Ранее в низовьях р.Сясь вылавливали до 10 т в год озерной форели, существовал промысел сига. В связи с функционированием ЦБК этот участок потерял промысловое значение (Гусев, 1969). Отрицательное влияние сточных ЦБЗ отмечалось в районах городов Питкяранта, Ляскеля и Приозерск. Однако в связи с устройством глубоководного выпуска на Питкярантском заводе и закрытием двух других, экологическая обстановка в этих участках улучшилась, хотя полного восстановления естественного состояния пока не произошло (Polyakova et. al., 1997).

Все изменения, произошедшие в озере и его водосборе, затронули такой важный элемент биоты, как рыбное население озера. Во-первых, в Ладожском озере резко сократилась численность рыб с длительным жизненным циклом (лосось, озерная форель, паляя, озерно-речные и озерные сиви, судак и др.), что обусловлено несколькими факторами. Значительную роль сыграло нарушение естественного воспроизводства в реках в связи с гидростроительством и загрязнением нерестилищ стоками и сбросами предприятий и нефтепродуктами. Не меньшее влияние оказывает промысел, предпочитающий добывать более ценную и экономически выгодную рыбу. Во-вторых, в составе рыбного населения увеличился удельный вес рыб с коротким жизненным циклом – корюшки и ряпушки. Уловы этих двух видов в 1991–1995 гг. составляли 64,2% от общего вылова (Кудерский и др., 2000). Короткий жизненный цикл уменьшает продолжительность негативного влияния на организм.

О том, что озеро все еще испытывает значительное антропогенное воздействие подтверждают данные по прозрачности воды озера (по диску Секи) (рис. 5). В 1900–1960 гг. прозрачность воды достигала 6–6,5 м, в последние же годы очень редко в отдельных районах она составляла 5,5 м, среднеголетние величины прозрачности, охватывающие всю акваторию озера, имеют хорошо выраженный тренд снижения этих величин (Науменко, 2006). Уменьшение прозрачности воды озера связано не только с увеличением мутности за счет развития биоты, но также за счет выноса взвесей с водосборной территории. Последнее скорее всего является следствием вырубки леса, осушения болот, неправильной эксплуатации земельного фонда. Это же подтверждают данные по удельной электропроводности (рис. 6) (Расплетина и др., 2002).

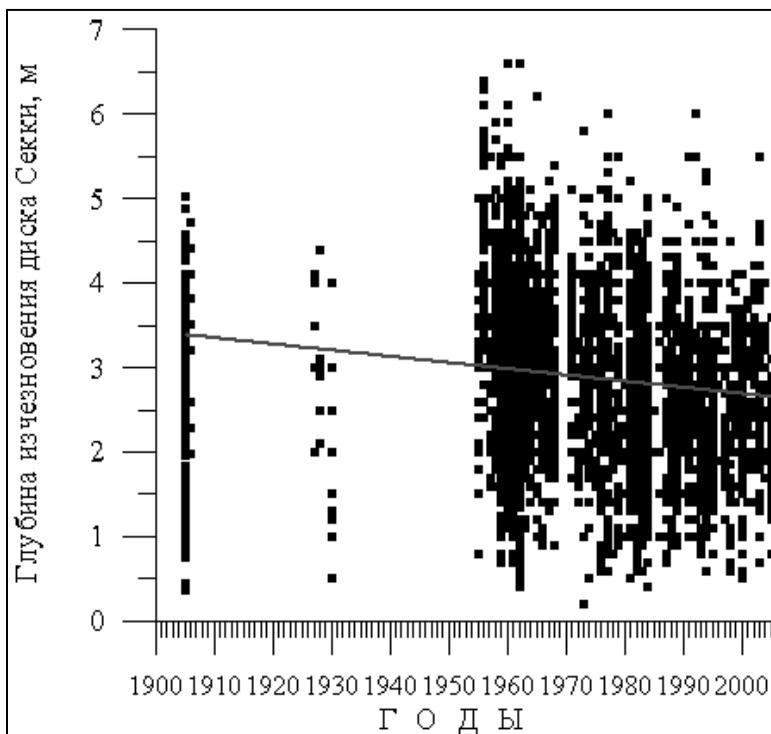


Рис. 5. Многолетний ряд величин прозрачности воды Ладожского озера (по диску Секи)

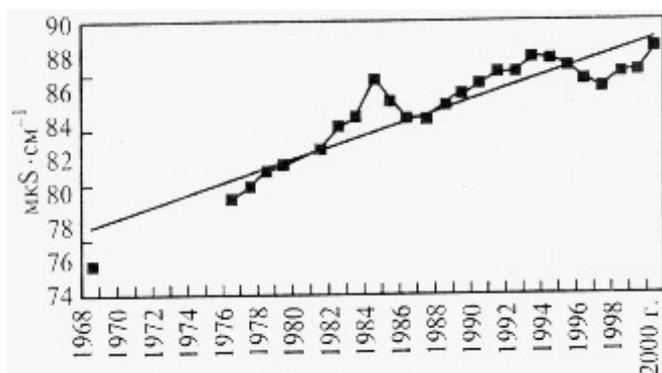


Рис. 6. Среднее значение удельной электропроводности воды Ладожского озера за период 1968–2000

Еще очень важный момент в жизни озера – интенсивное вовлечение в оборот общего органического вещества. Как правило, эта величина является сравнительно постоянной при естественном развитии озер, т.к. 80% его приходится на долю трудноусваиваемого водного гумуса. В Ладожском озере такое постоянство этой величины отмечалось в 1959–1979 гг. С началом интенсивной перестройки экосистемы озера в 1976–1983 гг, когда наблюдалось ускорение процессов антропогенного эвтрофирования за счет увеличения биогенной нагрузки, в этот период было отмечено снижение концентрации общего органического углерода (рис. 7) (Кулиш, 2000). Такое снижение содержания органического вещества скорее всего связано с резким возрастанием активности бактериопланктона, которую могут характеризовать величины темповой ассимиляции углекислоты (рис. 8). Действительно, в 1981–1982 гг. среднесезонные величины темповой фиксации CO_2 были достаточно высокими и достигали $3,3 \text{ мкгСл}^{-1}\text{сут}^{-1}$ (максимальное – до $11 \text{ мкгСл}^{-1}\text{сут}^{-1}$) (Капустина, 2002, Драбкова и др., 2006). При этом, средний уровень содержания общего органического углерода за период открытой воды упал до $6,5\text{--}7,0 \text{ гСм}^{-3}$ (минимальные величины – до $3,5\text{--}5 \text{ гСм}^{-3}$), тогда как в предыдущие годы он в среднем, составлял $8,3\text{--}8,4 \text{ гСм}^{-3}$ с очень незначительными колебаниями. В последующие годы содержание общего углерода возрастало, и максимальные средние концентрации за период открытой воды достигали в 1983–1984 гг. $9,1\text{--}9,5 \text{ гСм}^{-3}$. Среднесезонные величины бактериальной активности в этот период составляли менее $0,5 \text{ мклСл}^{-1}\text{сут}^{-1}$. 80-е годы прошлого столетия, в целом, характеризовались существенными колебаниями общего органического вещества и интенсивности темновой ассимиляции углекислоты. Однако нужно отметить, что и в последнее десятилетие отмечается колебание содержания органического вещества в воде озера, что также указывает, что экосистема Ладожского озера не достигла сбалансированности.

Продукция фитопланктона является существенным источником органического вещества, главным образом лабильного. Однако, по результатам всех лет наблюдений было показано отсутствие четкого тренда в изменении первичной продукции органического вещества, отмечались лишь межгодовые колебания, которые не выходили за пределы нормальной многолетней межгодовой изменчивости (рис. 9). Отсюда процессы первичного продуцирования органического вещества не могли существенно влиять на изменение содержания органического углерода. В метаболизм озерной экосистемы вовлекается часть общего органического вещества за счет деструкционной деятельности гетеротрофных организмов и в первую очередь бактериопланктона.

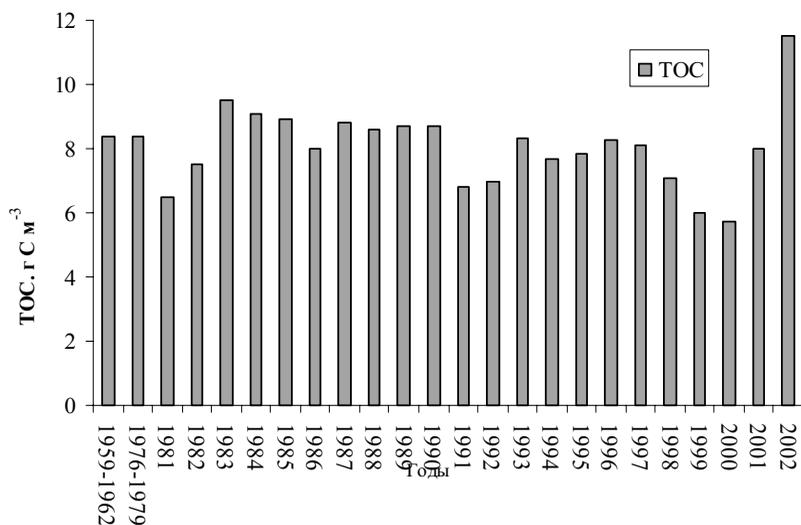


Рис. 7. Средние за вегетационный сезон (2002 г. – осень) концентрации общего органического углерода (ТОС) в Ладожском озере

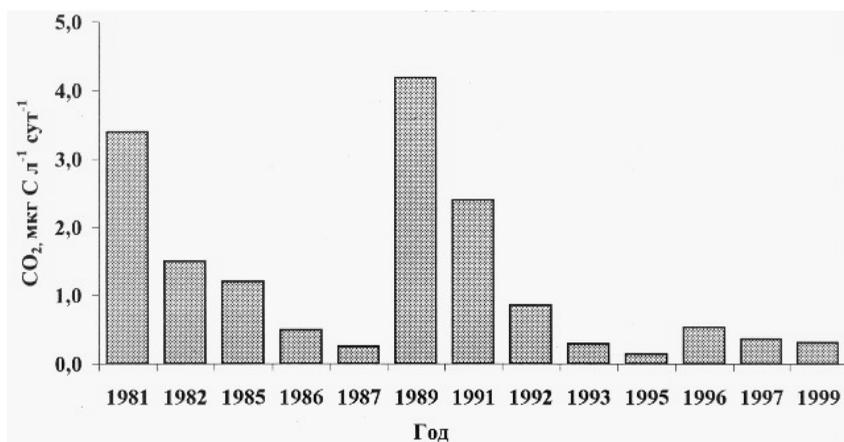


Рис. 8. Средневзвешенные величины гетеротрофной фиксации углекислоты (CO₂) в Ладожском озере летом

Еще одним проявлением антропогенного влияния на озерную экосистему – новые виды животных и растений. Благодаря натурализации

новых видов и формирования ими многочисленных популяций происходят изменения биоразнообразия фауны и флоры водоемов. Появление новых видов веществ приводит к нарушению структуры местных ценозов и оказывает влияние на биопродукционные процессы. При проведении акклиматизационных работ в озера Ильмень и Отрадное была выпущена байкальская амфипода гмелинойдес, однако вскоре она проникла в Ладожское озеро и расселилась на большей части береговой зоны, почти вытеснив местного озерного бокоплава. В Ладожском озере стал появляться моллюск *Dreissena polymorpha* (Кудерский и др., 2000).

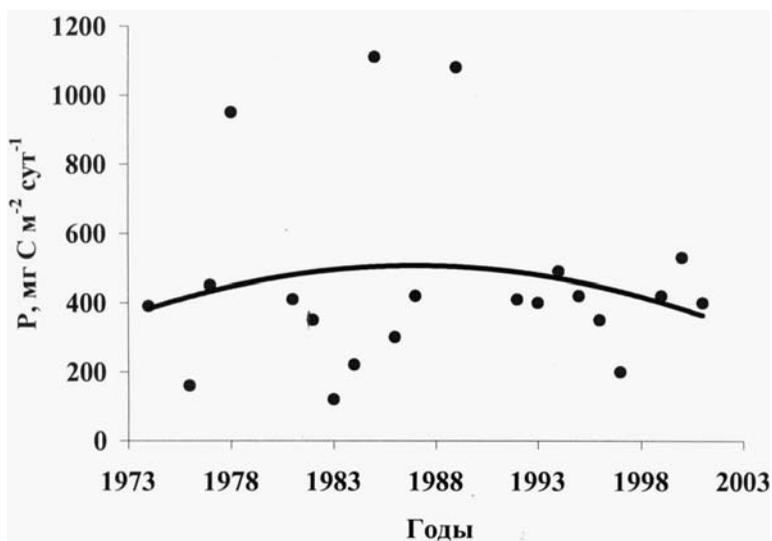


Рис. 9. Первичная продукция (P) летнего фитопланктона Ладожского озера

Подводя итоги, можно отметить следующее, что несмотря на стабилизацию экологических условий в Ладожском озере, проблема улучшения качества его воды продолжает оставаться актуальной. Приведенные данные показывают, что восстановление озера, несмотря на уменьшение антропогенного пресса, идет чрезвычайно медленно из-за значительной инертности внутриводоемных процессов огромного озера. Трудно предположить, что произойдет полное структурное восстановление экосистемы Ладожского озера до уровня 50-х годов. Сейчас сложилась уникальная возможность проследить за восстановлением озера. Однако это восстановление реально лишь при условии изменения ориентации регио-

нального развития, пересмотра структуры потребления, приоритетов и способов деятельности, установления юридических и экономических критериев регулирования водопользованием. В скором времени следует ожидать оживления в развитии промышленности и сельского хозяйства в регионе, все это требует усиленного внимания к состоянию Ладожского озера и разработке экологических мер, ограничивающих антропогенное воздействие на него.

Литература

Авинский В.А. Зоопланктон: современное состояние и многолетняя динамика. // Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее. СПб, 2002. С.191–201.

Балахонцев Е.Н. Ботанико-биологические исследования Ладожского озера. СПб, 1909. 576 с.

Барбашова М.А., Слепухина Т.Д. Макрозообентос и его многолетняя изменчивость в открытых районах озера. // Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее. СПб, 2002. С.202–211.

Веселова М.Ф., Кириллова В.А. Климатические особенности Ладожского озера. // Гидрологический режим и водный баланс Ладожского озера. Изд.ЛГУ. 1966. С.81–103.

Герд С.В. Биоценозы бентоса больших озер Карелии. // Труды Карело-Фин. Гос. у-та. Т.4. 1949. С.1–197.

Гусев А.Г. Влияние загрязнений на рыбные запасы Ладожского озера // Биологические ресурсы Ладожского озера. ЛО «Наука». С.210–223.

Изменение климата: проблемы и решения. Информационное пособие. Мурманск. 2004. 32 с.

Капустина Л.Л. Особенности пространственно-временного распределения и функциональные характеристики бактериопланктона // Ладожское озеро: критерии состояния экосистемы. СПб, 2002. С.146–179.

Капустина Л.Л., Каурова З.Г. Современные тенденции развития бактериопланктона. // Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее. СПб. «Наука». 2002. С.180–190.

Драбкова В.Г., Капустина Л.Л., Летанская Г.И. Процессы самоочищения в Ладожском озере на различных стадиях антропогенного воздействия. Труды ЗИН. В печати.

Кудерский Л.А., Румянцев В.А., Драбкова В.Г. Экологическое состояние водной системы Онежское озеро – Ладожское озеро – р. Нева – Финский залив в канун XXI века. СПб. 2002. 79 с.

Кулиш Т.П. Органическое вещество в воде Ладожского озера и процессы его трансформации. // Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее. СПб. «Наука». 2002. С.107–111.

Летанская Г.И. Современное состояние фитопланктона и тенденции его изменения в период летней стратификации озера. // Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее. СПб. 2002. С.165–175.

Науменко М.А. Пространственное распределение и многолетние тренды прозрачности воды Ладожского озера. // Метеорология и гидрология, в печати.

Нежиховский Р.А. Река Нева. Л. 1955. 140 с.

Петрова Н.А., Антонов С.Е., Протопопова Е.В. Структурные и функциональные характеристики фитопланктона. // Ладожское озеро: критерии состояния экосистемы. СПб. 1992. С.119–145.

Расплетина Г.Ф. Обеспеченность озерной экосистемы фосфором. // Ладожское озеро: критерии состояния экосистемы. СПб. 1992. С.74–87.

Расплетина Г.Ф., Гусаков Б.Л. Применение прямых и косвенных методов для расчета биогенной нагрузки и концентрации веществ в воде Ладожского озера. // Антропогенное эвтрофирование Ладожского озера. Л. 1982. С.222–242.

Расплетина Г.Ф., Сусарева О.М. Биогенные элементы. // Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее. СПб. 2002. С.77–86.

Расплетина Г.Ф., Сусарева О.М., Крючков Л.М. Минерализация и электропроводность воды. // Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее. СПб. 2002. С.72–74.

Расплетина Г.Ф., Кулиш Т.П., Черных О.А., Крыленкова Н.Л., Сусарева О.М., Щербак В.А. Поступление веществ в озеро с речным стоком и вынос с водами р.Невы. // Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее. СПб. 2002. С.56–71.

Распопов И.М., Андроникова И.Н., Слепухина Т.Д., Расплетина Г.Ф., Рычкова М.А., Барбашова М.А., Доценко О.Н., Протопопова Е.В. Прибрежно-водные экотоны больших озер. СПб. 1998. 54 с.

Румянцев В.А., Дробкова В.Г., Курашов Е.А., Науменко М.А., Расплетина Г.Ф., Сергеева Л.В. Реакция экосистемы Ладожского озера на изменение климата, в печати.

Румянцев В.А., Кудерский Л.А., Слепухина Т.Д., Лаврентьева Г.М., Селюжницкий Г.В., Воробьева Л.В. Изменения экологического состояния Ладожского озера под влиянием антропогенного воздействия. // Изв. РГО. Т.126, вып.3. 1994. С.58–65.

Слепухина Т.Д. Особенности развития макрозообентоса в разных озерных зонах. // Ладожское озеро: критерии состояния экосистемы. СПб. 1992. С.214–218.

Трегубова Т.М., Кулиш Т.П. Потребление кислорода в гипolimнии как итог процесса антропогенного эвтрофирования. // Современное состояние экосистемы Ладожского озера. Л. 1987. С.172–180.

Andronikova I. Zooplankton characteristics in monitoring of Lake Ladoga. // Hydrobiologia, 322. 1996. P.173–179.

Rumyantsev V., Drobkova V. Strategies for ecological for human impact control. // Proceedings of the second international Lake Ladoga symposium. Univ. Joensuu. 1997. P.402–409.

Smirnova L. Multipurpose use of water resources. // Proceedings of a workshop on international data systems for large lakes. Univ. Joensuu. 1999. P.93–99.

Polyakova T.N., Kulikova T.P., Visljanskaya J.G., Timakova T.M. The current state of the biocoenosis in the northern part of Lake Ladoga // Proceedings of the second international Lake Ladoga symposium, Joensuu. 1997. P.103–107.

ОНЕЖСКОЕ ОЗЕРО СЕГОДНЯ И ЗАВТРА: ОПЫТ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ

Л.А. Руховец^{}, Н.Н. Филатов^{**}, А.Ю. Терзевик^{**}, Г.П. Астраханцев^{*},
Т.Р. Минина^{*}, А.Н. Мальгин^{*}, Н.А. Петрова^{***}, В.Н. Полосков^{*}
Н.А. Белкина^{**}, Т.В.Ефремова^{**}, Л.Е. Назарова^{**}, Ю.А. Сало^{**},
А.В. Сабылина^{**}, Т.М. Тимакова^{**}*

^{*} Санкт-Петербургский экономико-математический институт РАН,
191187 Санкт-Петербург, ул. Чайковского, д. 1, e-mail: leog@emi.nw.ru

^{**} Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН,
185030 Петрозаводск, ул. Александра Невского, д. 50, e-mail:

nfilatov@nwpi.krc.karelia.ru

^{***} Институт озераведения РАН, 196199 Санкт-Петербург, ул. Севастьянова, д. 9,
e-mail: irinaio@limno.org.ru

Введение

Водные ресурсы Онежского озера играют исключительно важную роль в развитии экономики Карелии, так как являются важнейшей предпосылкой перспективного функционирования хозяйства. В 2-х километровой зоне его побережья проживает 81% жителей от общего числа, проживающих на территории бассейна, и сосредоточено 95% потребителей его вод (Литвиненко и др., 1999). Ведущим пользователем водных ресурсов озера является промышленность, сосредоточенная в 4 наиболее крупных городах побережья (Петрозаводске, Кондопоге, Медвежьегорске и Пиндушах) и представленная целлюлозно-бумажным производством, переработкой леса, машиностроением, предприятиями легкой и пищевой промышленности, металлообработкой, производством строительных материалов, полиграфией. Озеро является крупным источником чистых вод для Ладожского озера, рекреации, водного транспорта, энергетики (как водохранилище Верхне-Свирской ГЭС), рыбного хозяйства и используется как приемник промышленных, коммунально-бытовых и сельскохозяйственных стоков, загрязняющих его воду.

За последние 15 лет в озере и на его водосборе произошли существенные изменения, связанные с падением промышленного и сельскохозяйственного производства на протяжении 90-х годов. Существенно уменьшилось воздействие антропогенных факторов на экосистему озера. В эти годы внесение удобрений на поля на водосборе озера сократилось в 5–10 раз, что существенно снизило поступления биогенных веществ в озеро. В эти же годы усилился контроль за деятельностью предприятий, на ряде из них проведены природоохранные мероприятия, построены очистные сооружения. Все это несколько замедлило темпы антропогенного эвтрофирования и загрязнения озера. Однако в самом конце 90-х годов вновь

повысилась экономическая активность в стране и в регионе, наметился рост промышленности и, соответственно, увеличился сброс загрязнений и биогенов. Таким образом, последние полтора десятилетия представляются весьма важным периодом в трансформации озера, когда происходили резкие изменения антропогенных воздействий. Изучение этих последствий весьма актуально, поскольку экономический рост происходит в значительной степени за счет развития сырьевых отраслей, что приводит, как правило, к увеличению антропогенной (техногенной) нагрузки на природные экосистемы.

Также отмечалось заметное влияние потепления климата. Представляется достаточно очевидным, что возможные в будущем изменения климата могут иметь разнообразные экологические и социально-экономические последствия. Практический интерес к оценке воздействия возможных изменений климата на экосистему озера связан с тем, что потепление в бассейне озера может привести к необходимости пересмотра нормативов и лимитов на водопользование и сброс загрязнений, размеров платежей за водозабор, сброс загрязнений и т.д., т.е. к изменению регламентов водопользования, а также к необходимости принятия других природоохранных мер. Важным представляется оценить как раздельный, так и синергетический эффекты воздействия антропогенных и климатических факторов, для чего требуется использовать математическое моделирование наряду с анализом имеющихся данных многолетних наблюдений.

Современное состояние экосистемы озера

Общая особенность химического состава поверхностных вод бассейна Онежского озера, формирование которого происходит в условиях избыточного увлажнения, – очень низкая минерализация, гидрокарбонатно-кальциевый состав, малое содержание соединений азота и фосфора и повышенное содержание растворенных органических веществ. Онежское озеро является одним из наименее минерализованных озер мира. Общая минерализация воды в нем составляет 37 мг/л. Прозрачность озерной воды близка к 3,5 м по диску Секки. Кислородный режим водной массы определяется, главным образом, физическими факторами. Максимум абсолютного содержания кислорода, равный 13–14 мг/л, совпадает с минимумом температур. Поступление кислорода в процессе фотосинтеза мало и не влияет на динамику кислорода на большей части акватории. Ввиду того, что концентрация кислорода в воде озера является одной из важных характеристик трофического статуса озера, в модели его содержание концентрация кислорода является одной из переменных, описывающих состояние экосистемы.

Поступление биогенных элементов в Онежское озеро в основном связано с речным притоком. Две наиболее крупные реки – Водла и Шуя – по данным 1992–1996 гг. выносили в озеро 398 т $P_{\text{общ}}/\text{год}$, а остальные притоки – около 300 т $P_{\text{общ}}/\text{год}$ (Онежское озеро..., 1999). По данным за 1965–1966 гг. поступление с речным стоком $P_{\text{общ}}$ составляло 644,5 т $P_{\text{общ}}/\text{год}$. С учетом поступлений с атмосферными осадками (95 т $P_{\text{общ}}/\text{год}$) и сточными водами (203 т $P_{\text{общ}}/\text{год}$), в Онежское озеро в 1992–1996 гг. поступало 1003 т $P_{\text{общ}}/\text{год}$.

Распределение фосфора в озерной воде зависит от динамики водных масс, местоположения основных несущих фосфор притоков и береговых источников. По данным наблюдений 1996 г. средняя концентрация фосфора в Центральной части озера была наименьшей – 12 мкг/л. В Повенецком и Заонежском заливах она составляла 14 мкг/л, а в южной части – 15 мкг/л. Максимальная концентрация фосфора постоянно отмечалась в Петрозаводской (21 мкг/л) и Кондопожской (24 мкг/л) губах. Распределение концентраций фосфора по акватории этих заливов свидетельствовало о преобладающей роли антропогенных источников: до 43 мкг/л в вершине Петрозаводской и до 40 мкг/л – Кондопожской губах. На выходе из заливов концентрация фосфора приближалась к озерной: 15–17 мкг/л (Онежское озеро..., 1999).

Содержание общего азота в Онежском озере достаточно велико. Его соотношение с содержанием фосфора (N: P) обычно не ниже 20, что свидетельствует об отсутствии дефицита этого элемента. В предыдущий период исследований концентрации общего азота в открытой части озера были примерно такими же и менялись в пределах 0,43–0,81 мг/л. По данным 1996 г. наименьшие средние значения отмечаются в центральной части, Повенецком и Заонежском заливах (0,53–0,55 мг/л), максимальные – в южном Онего и Петрозаводской губе (0,76–0,74 мг/л) и немногим меньшие (0,66–0,67 мг/л) в Кондопожской губе и Большом Онего (Онежское озеро..., 1999).

Количество кремния в озерной воде – 0,3–0,5 мг/л, что также должно вполне обеспечивать потребности биоты и, прежде всего, диатомовых водорослей, в этом элементе. Таким образом, ситуация с основными биогенами, которые, в принципе, могут лимитировать развитие биоты в Онежском озере, примерно такая же, как в Ладожском озере. Как и в Ладоге, основным лимитирующим биогенным элементом является фосфор.

При создании модели экосистемы Онежского озера естественно было учесть принципиальное сходство основных характеристик экосистем Ладоги и Онего. Геологическая история, строение озерных котловин, единая ландшафтная зона, в которой расположены озера, определили сходство гидрофизических и гидрохимических процессов в них.

Видовой состав флоры и фауны Онежского озера хорошо изучен. Описано 430 видов и форм водорослей в фитопланктоне. В Онежском озере, как и в Ладожском, хотя и не столь резко, пелагиаль озера преобладает над литоралью. Поэтому основным продуцентом автохтонного органического вещества является сообщество планктонных водорослей. Фитопланктон – первый элемент биоты, откликающийся на изменение концентрации биогенных элементов в воде озера. Зависимость состава и интенсивности развития фитопланктона от абиотических факторов водной среды (температуры, освещенности, условий перемешивания и др.) и положение первичного продуцента в трофической цепи озера определяет центральную роль фитопланктона в экосистеме Онежского озера.

Процесс антропогенного эвтрофирования в больших олиготрофных озерах, к которым относится и Онежское озеро, провоцируется ростом внешней биогенной нагрузки на водоем в результате интенсификации хозяйственной деятельности на территории их водосборных бассейнов. Увеличение биогенной нагрузки на водоем стимулирует развитие биоты, в первую очередь продуцентов. Антропогенно обусловленные изменения озерной экосистемы происходят с неизмеримо большей скоростью, чем при естественной эволюции озера. В результате нарушается продукционно–деструкционное равновесие экосистемы. В больших стратифицированных озерах дисбаланс усиливается тем, что морфометрические и гидрофизические особенности водоема остаются прежними. Процесс антропогенного эвтрофирования Ладожского озера начался раньше, чем Онежского, и развивался быстрее. Однако происходящие в настоящее время изменения в экосистеме Онежского озера говорят о том, что этапы перестройки озерных процессов во многом аналогичны наблюдавшимся в Ладожском (Тимакова и др., 1999). В Онежском озере в настоящее время признаки эвтрофирования отчетливо проявляются в уровне развития фитопланктона. Общий флористический состав водорослей остается прежним, как и соотношение систематических групп в сезонных комплексах. Весной доминируют диатомовые водоросли, поздней весной и ранним летом – диатомовые и золотистые, летом и осенью – диатомовые и синезеленые. Заметно увеличилась численность прежних массовых видов. Однако, помимо этого, происходит увеличение числа сезонных доминантов за счет роста численности некоторых видов, прежде не достигавших такого уровня. К 1977 г. было отмечено только два из них: желтозеленая водоросль *Tribonema affine* и синезеленая *Oscillatoria tenuis* в поздневесеннем и летнем планктоне. После 1991 г. в числе массовых видов оказались: поздней весной – *Diatoma elongatum* var. *elongatum*, летом – *Aphanizomenon flosaquae*, *Microcystis pulvereae* и несколько новых представителей родов *Oscillatoria* и *Anabaena*. Существенно отметить, что эти же

виды, массовые обычно в богатых биогенами эвтрофных озерах, участвовали в сукцессии фитопланктона при развитии процесса антропогенного эвтрофирования.

Численность и биомасса фитопланктона Онежского озера по сравнению с данными 70-х годов в Большом Онего изменились незначительно, но в Петрозаводской губе выросли, примерно, втрое, а в Кондопожской – на порядок (Онежское озеро..., 1999). Суммарная продукция фитопланктона за вегетационный период в Большом Онего в 1989–1993 гг. составляла 14,6–20,2 г С/м². В центральной части Петрозаводской губы за те же годы продукция достигала 20,9–42,3 г С/м², а Кондопожской – 31,7–44,3 г С/м². Эти величины сходны с уровнем продуктивности Ладоги в 1977 г. – 46,4 г С/м² (Тимакова, Теканова, 1999). Как изменения состава доминантов фитопланктона, так и уровень продуктивности в разных районах Онежского озера свидетельствуют о том, что процесс антропогенного эвтрофирования развивается здесь аналогично Ладожскому. Современное состояние экосистемы соответствует первому этапу сукцессии массовых видов фитопланктона с постепенным ростом первичной продуктивности. Пространственные различия всех озерных процессов пока затрудняют возможность дать интегральную оценку степени изменения трофического статуса экосистемы, но опасность развития антропогенного эвтрофирования очевидна.

Краткая история разработки математических моделей для Онежского озера

Исследования Онежского озера методами математического моделирования были посвящены расчету течений (Бояринов, Лифшиц и др., 1984; Титов и Тамсалу, 1985; Титов, 1990), изучению термобара (Колодочка, 1997), диагностическим, адаптационным и прогностическим расчетам течений с помощью трехмерных моделей гидродинамики (Демин, Филатов, 1989; Белецкий и др., 1989; Филатов, 1991; Beletsky et al., 1994).

Первые численные эксперименты с элементами экосистемы Онежского озера были сделаны в рамках проекта ГКНТ по перераспределению водных ресурсов Европейской территории страны в совместных исследованиях Отдела водных проблем Карельского филиала и Вычислительного центра АН СССР. Сотрудниками ВЦ АН СССР была разработана боксовая модель динамики семи обобщенных компонентов (от минеральных форм биогенов до рыб) (Лукьянов, Свирежев, 1984). В конце 80-х годов сотрудниками Института информатики РАН для оценки трофического статуса Онежского озера использовалась балансово-эмпирическая агрегированная модель среднегодовой динамики общего азота и фосфора (Михайлов, Казанский, Васильева и др., 1989). Первичная настройка указанных моделей и проведение демонстрационных имитационных экспери-

ментов были выполнены с привлечением натуральных данных, собранных в Отделе водных проблем Карельского филиала АН СССР. Однако дальнейшего развития это сотрудничество не получило и исследовательские экосистемные модели Онежского озера построены не были.

Разработка модели экосистемы озера была продолжена А.А. Колодочкой и Т.А. Чекрыжевой (2003). Основной исследовательской задачей, рассмотренной в их работе, является численное воспроизведение и теоретический анализ сезонной и глубинно-зональной изменчивости продукционно-деструкционных показателей планктонных сообществ пелагиали Онежского озера. В результате численных экспериментов произведена диагностика гидрофизической и гидробиохимической детерминированности сезонной изменчивости продукционно-деструкционных процессов в пелагиали озера, выполнены расчеты гидробиохимических балансов углерода и фосфора при различных сценариях динамики биотического круговорота.

В 2003 г. авторским коллективом Санкт-Петербургского экономико-математического института РАН и Института водных проблем Севера Карельского научного центра РАН трехмерная модель гидротермодинамики больших стратифицированных озер была адаптирована к «габаритам» Онежского озера, и с ее помощью была воспроизведена круглогодичная климатическая циркуляция озера и его температурный режим. Основная цель воспроизведения циркуляции озера – обеспечение моделей экосистемы информацией об абиотических факторах природной среды: гидрофизических процессах, определяющих условия функционирования экосистемы озера. Для воспроизведения круглогодичного функционирования экосистемы Онежского озера авторы впервые создали ее трехмерную модель. Фактически они адаптировали модель экосистемы Ладожского озера (Astrakhantsev et al., 1996). Прототипом последней модели была созданная В.В. Меншуткиным и О.Н. Воробьевой (1987) модель экосистемы Ладожского озера.

Следует отметить, что при построении и верификации моделей для Онежского озера использовались данные наблюдений и их анализ из работ (А.И. Тихомиров, 1982; Экосистема Онежского озера ..., 1990; Н.Н. Филатов 1983, 1991) и других работ сотрудников Института водных проблем Севера и Института озероведения РАН.

В настоящей работе на базе обобщений результатов наблюдений и численных экспериментов с помощью математических моделей исследуются как современные закономерности функционирования экосистемы, в том числе процесс антропогенного эвтрофирования, так и строятся прогностические оценки возможных изменений в экосистеме озера при возможных изменениях климата и антропогенных воздействий. Исследова-

ния Онежского озера методами математического моделирования частично поддерживались грантами РФФИ (02-05-97508р 2002север_a; 03-05-65392; 06-06-80240).

Моделирование течений и температурного режима

Онежского озера

Моделирование климатической циркуляции Онежского озера

Для больших стратифицированных озер со значительной протяженностью (сотни километров) и глубиной (сотни метров), со сложной морфологией характерно большое разнообразие гидрофизических условий, особенно в вегетационный период. Это определяется наличием в данный период развитых как горизонтальной, так и вертикальной температурных стратификаций и термобара. Так, в Онежском озере амплитуда горизонтальных и вертикальных изменений температуры достигает 10°C. Этим определяется необходимость использования трехмерных математических моделей.

Существенной особенностью функционирования экосистем больших стратифицированных озер является значительный временной сдвиг реакции экосистемы на изменение внешних воздействий. Это время может быть сравнимо со временем условного водообмена, которое для Онежского озера составляет около 12 лет. Вместе с тем, при сильных внешних воздействиях, как, например, аномально высокие температуры воды в июле 1989 г. приводили почти к синхронному заметному временному цветению вод озера.

Для воспроизведения с помощью моделей круглогодичного функционирования экосистем озер, для прогнозирования реакции экосистем озер на изменение внешних воздействий естественно принять, что циркуляция озера соответствует некоторым средним «климатическим» для рассматриваемого периода условиям внешних воздействий на водоем. К этим воздействиям относятся ветер, поток тепла через поверхность, речной приток и сток из озера, осадки и испарение. Циркуляцию озера, соответствующую средним многолетним за период порядка внешнего водообмена среднемесячным значениям внешних воздействий на водоем, назовем климатической циркуляцией.

В модели климатической циркуляции больших стратифицированных озер, как и в модели климатической циркуляции океана (Марчук и др., 1980; Марчук, Дымников, Залесный, 1987), используются общепринятые при моделировании крупномасштабной циркуляции приближения Буссинеска и гидростатики. Кроме того, приняты упрощения уравнений движения и поставлено линеаризованное кинематическое условие на поверхности водоема (Astrakhantsev et al., 1998).

Уравнения движения и неразрывности имеют вид:

$$\frac{\partial u}{\partial t} - lv = \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z \frac{\partial u}{\partial z} \right) - g \frac{\partial \xi}{\partial x} - \frac{g}{\rho_w} \int_z^0 \frac{\partial \rho}{\partial x} dz', \quad (1)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + lu = \frac{\partial}{\partial z} \left(k_z \frac{\partial v}{\partial z} \right) - g \frac{\partial \xi}{\partial y} - \frac{g}{\rho_w} \int_z^0 \frac{\partial \rho}{\partial y} dz', \quad (2)$$

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad (3)$$

В качестве уравнения состояния в модели используется одно из наиболее распространенных эмпирических соотношений для пресноводных водоемов (Simons, 1973):

$$\rho(T) = \rho_w (1 - 6.8 \cdot 10^{-6} (T-4)^2), \quad (T) = ^\circ C. \quad (4)$$

Уравнение распространения тепла имеет вид:

$$\vec{v} = (u(x, y, z, t), v(x, y, z, t), w(x, y, z, t))$$

$$\frac{\partial T}{\partial t} + u \frac{\partial T}{\partial x} + v \frac{\partial T}{\partial y} + w \frac{\partial T}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(v_x \frac{\partial T}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(v_y \frac{\partial T}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(v_z \frac{\partial T}{\partial z} \right). \quad (5)$$

Здесь – вектор скорости течения; l – параметр Кориолиса; $\xi(x, y, t)$ – уровенная поверхность жидкости, отсчитываемая от положения равновесия; ρ_w – средняя плотность пресной воды; $\rho = \rho(T)$ – плотность воды; g – ускорение свободного падения; $T = T(x, y, z, t)$ – температура воды. Через k_z, v_x, v_y, v_z обозначены соответственно коэффициент вертикальной турбулентной вязкости и коэффициенты турбулентной теплопроводности.

Полная математическая формулировка модели, включающая необходимые граничные и начальные условия, представлена в (Астраханцев и др., 2003).

Принятые в уравнениях модели (1)-(3) упрощения (отсутствие инерционных членов и членов, описывающих горизонтальный турбулентный обмен импульсом) сделаны на основе размерного анализа отдельных членов уравнений для пространственно-временных масштабов Онежского озера. Поскольку геометрические размеры Онежского озера имеют тот же порядок, что и у Ладожского, такие допущения вполне приемлемы, как это показано в работах (Астраханцев, Руховец, 1986, 1998; Астраханцев и др., 1987, 1998, 2003), а также в работах (Демин, Филатов, 1989; Филатов, 1991).

С помощью этой модели была построена круглогодичная климатическая циркуляция Онежского озера. Ее построение состояло в по-

лучении периодического решения дискретной модели при периодических внешних воздействиях на водоем с периодом, равным году. При этом в качестве средних многолетних среднемесячных воздействий на водоем использовались результаты обработки данных длительных наблюдений скорости ветра, температуры воздуха, элементов водного баланса (Тихомиров, 1982; Филатов, 1983, 1991; Онежское озеро ..., 1999). Из всех рек в модели учитывались 5 наиболее крупных водотоков бассейна Онежского озера. Это – Шуя, Суна, Водла и Вытегра, втекающие в озеро, и Свирь, вытекающая из него. Суммарный речной приток четырех втекающих рек составляет более 98% всего речного притока в водоем.

В отличие от Ладожского озера, моделирование климатической циркуляции которого осуществлялось с помощью той же самой модели, воспроизведение климатической циркуляции Онежского озера оказалось более сложной задачей, т.к. котловина озера имеет существенно более расчлененную структуру, причем значительная часть водоема состоит из заливов (губ). Этот фактор должен влиять на качество воспроизведения течений в озере в связи с тем, что пограничные слои занимают в Онежском озере относительно большую часть водного тела, чем в Ладожском.

Проведенный качественный и количественный анализ результатов расчетов показал, что модель в целом адекватно воспроизводит основные элементы крупномасштабной циркуляции и температурный режим озера: весеннюю и осеннюю гомотермию, летнюю и зимнюю стратификацию, процесс образования и таяния льда. Сравнение со средними многолетними данными результатов моделирования показало, что сроки смены гидрологических сезонов в модели близки к данным наблюдений.

Важной характеристикой циркуляции озера для моделирования экосистемы является воспроизведение фронтальных разделов. Так, о возникновении и развитии термобара можно судить по динамике изотермы 4°C (точнее $3,98^{\circ}\text{C}$) на поверхности озера. Наличие термобара должно подтверждаться интенсивным опусканием вод вблизи «вертикальной» поверхности, для которой изотерма 4°C на поверхности служит образующей. Однако воспроизвести корректно термобар на сетке с шагом $2,5$ км по горизонтали не удастся. Тем не менее, динамика перемещения изотермы 4°C по поверхности озера и в период гидрологической весны в вертикальном разрезе (поперечном) соответствует данным измерений (Тихомиров, 1982) и результатам комплексных исследований (Тержевик, 1981).

Подробное описание результатов расчетов климатической циркуляции представлено в препринте «Моделирование Онежского озера для решения задач использования и сохранения его водных ресурсов» (Санкт-

Петербург, 2003). Кроме того, результаты этих исследований публикуются в журнале «Водные ресурсы» (Руховец и др., 2006).

Моделирование циркуляций Онежского озера для оценки возможных изменений температурного режима и течений

Постановка задачи. Для оценки изменений в экосистеме озера под воздействием меняющихся климатических условий на водосборе, прежде всего, следует воспроизвести изменения в гидротермодинамическом режиме озера.

Для моделирования гидротермодинамического режима Онежского озера наиболее значимыми внешними воздействиями на водоем являются поток тепла через поверхность водоема и суммарный приток воды (речной приток + осадки – испарения). Для их определения необходимы данные о годовом ходе составляющих теплового и водного балансов водосбора озера.

Для задания потока тепла и суммарного притока воды в озеро в условиях будущего изменения климата на водосборе озера можно было бы использовать результаты прогностических расчетов. В работах (Мелешко и др., 2004; Голицын и др., 2000, 2002; Филатова и др., 2004) приводятся результаты прогностических расчетов с помощью МОЦАО и МОЦА возможных изменений климата на территории России и, в частности, на Северо-западе для различных сценариев изменения концентрации CO₂ и других парниковых газов в атмосфере планеты.

Поскольку авторы поставили своей задачей получить лишь оценки возможных изменений в гидротермодинамическом режиме водоема, то ими был выбран подход, в котором не использовались непосредственно результаты прогностических расчетов. Исходя из того, что изменения климата на водосборе озера определяют изменения теплового потока через поверхность водоема и суммарного притока воды, авторы изменяли эти внешние воздействия на водоем при моделировании, используя ретроспективные данные о водном балансе и теплозапасе озера.

Построение циркуляций. Прежде всего, отметим, что тепловой поток на границе вода – атмосфера в используемой модели гидротермодинамики озера задается как производная по времени от удельного теплового запаса озера. Подробно этот подход описан в работах (Астраханцев и др., 1988, 2003). Среднее значение потока тепла через поверхность водоема Q_S определяется так:

$$Q = \frac{1}{mes(S_0)} \int_{\Omega} c_p^v c_w T(x, y, z, t) d\Omega.$$

Здесь Ω – область, занимаемая водным телом озера в состоянии равновесия, ρ_w – средняя плотность пресной воды, c_p^v – удельная теплоем-

кость воды, S_0 – невозмущенная поверхность озера. Применение такого способа определения теплового потока для Онежского озера оказалось возможным, т.к. А.И. Тихомировым были вычислены значения удельного теплозапаса озера за все месяцы для периода 1956–1967 гг. по данным наблюдений. В дискретной модели поток тепла вычислялся как разностная производная по времени от величины удельного теплозапаса водоема.

Будем предполагать, что в результате изменений (потепления) климата удельный теплозапас озера на середину каждого месяца увеличится. Чтобы задать это увеличение рассмотрим таблицу 1, построенную нами на основе данных А.И. Тихомирова (1982).

Таблица 1

Средние за период 1956–1967 гг. значения удельного теплозапаса Онежского озера (ккал/см²) на середину каждого месяца и границы их изменений

Ме- Тепло- запас	сентя I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Max	7,60	3,70	2,40	2,80	7,26	15,50	32,86	36,89	33,91	27,90	19,84	12,71
Средний	3,91	2,11	1,81	1,81	5,12	13,85	23,78	29,50	27,99	22,58	14,45	7,53
Min	1,55	1,24	1,24	1,55	3,72	11,78	21,08	25,73	23,87	18,60	10,54	4,03

Напомним, что при построении климатической циркуляции для определения теплового потока использовались средние за период значения удельного теплозапаса из таблицы 1. Примем, что в результате потепления удельный теплозапас Онежского озера на середину каждого месяца равен соответствующему максимальному значению из таблицы 1. Такой год будем называть теплым. Циркуляцию озера, при построении которой тепловой поток задавался на основе максимальных значений, будем называть теплой. Теплая циркуляция, также как и климатическая, представляет собой периодическое решение дискретной модели гидротермодинамики большого стратифицированного озера при периодических внешних воздействиях. При построении теплой циркуляции все внешние воздействия, кроме теплового потока и температуры воды во втекающих реках, задавались те же, что и для климатической циркуляции. Это относится и к заданию расходов рек и заданию ветра (Моделирование Онежского озера..., 2003). Температура воды в устьях основных рек, втекающих в озеро, задавалась в соответствии с таблицей 2 максимальными значениями.

Таблица 2

Средние многолетние (числитель) и максимальные (знаменатель) температуры воды в устьях главных рек бассейна Онежского озера (°С)

Месяц	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Шуя	<u>0,01</u> 0,02	<u>0,01</u> 0,04	<u>0,01</u> 0,04	<u>0,10</u> 0,41	<u>4,90</u> 8,89	<u>12,90</u> 14,44	<u>15,50</u> 21,42	<u>13,80</u> 17,26	<u>8,00</u> 9,69	<u>1,40</u> 1,73	<u>0,50</u> 0,69	<u>0,01</u> 0,02
Суна	<u>0,01</u> 0,02	<u>0,01</u> 0,04	<u>0,01</u> 0,04	<u>0,10</u> 0,41	<u>5,30</u> 9,61	<u>12,90</u> 14,44	<u>15,60</u> 21,56	<u>13,50</u> 16,88	<u>7,40</u> 8,97	<u>1,00</u> 1,24	<u>0,30</u> 0,41	<u>0,01</u> 0,02
Водла	<u>0,01</u> 0,02	<u>0,01</u> 0,04	<u>0,01</u> 0,04	<u>0,10</u> 0,41	<u>4,00</u> 7,25	<u>12,80</u> 14,33	<u>16,00</u> 22,11	<u>14,20</u> 17,76	<u>8,10</u> 9,81	<u>1,00</u> 1,24	<u>0,40</u> 0,55	<u>0,01</u> 0,02
Вытегра	<u>0,01</u> 0,02	<u>0,01</u> 0,04	<u>0,01</u> 0,04	<u>0,50</u> 2,05	<u>5,80</u> 10,52	<u>12,60</u> 14,11	<u>15,50</u> 21,42	<u>14,20</u> 17,76	<u>8,80</u> 10,66	<u>2,00</u> 2,47	<u>0,60</u> 0,82	<u>0,01</u> 0,02

Теплую циркуляцию Онежского озера и будем рассматривать как циркуляцию, которая может сложиться в перспективе в результате потепления.

По данным о тепловом потоке были построены циркуляции Онежского озера при среднемноголетнем, наименьшем и наибольшем за рассматриваемый период суммарном годовом притоке воды в озеро. Первая строилась для суммарного среднего многолетнего годового притока воды в озеро (средний многолетний речной приток – 16,8 км³/год; осадки-испарения – 1,8 км³/год), равного 18,6 км³/год. Вторая циркуляция строилась для величины суммарного годового притока, равного 26,3 км³/год, зарегистрированного в 1962 г. Наконец, третья циркуляция была построена для аномально малого суммарного притока, равного 9,5 км³/год в 1940 г. Таким образом, наряду с теплой циркуляцией рассматриваются еще две – теплая с повышенным притоком и теплая с пониженным притоком.

Кроме теплых циркуляций авторы построили циркуляцию Онежского озера для теплового потока, определенного по минимальным значениям удельного теплозапаса (строка 3 в таблице 1), и для суммарного годового притока, равного 18,6 км³/год. Эту циркуляцию будем называть холодной. Эксперименты с холодной циркуляцией проведены для оценки возможной межгодовой изменчивости термогидродинамики озера.

Построение указанных циркуляций состояло в получении с помощью дискретной модели, аппроксимирующей сформулированную выше математическую модель (1)–(5), периодических решений. Все внешние воздействия при расчетах считались периодическими функциями с периодом 1 год. При моделировании физическое время получения периодического решения с требуемой точностью для Онежского озера составляло не менее двадцати лет.

Обоснование избранного подхода. Следует отметить, что использовавшиеся при построении циркуляций Онежского озера изменения суммар-

ного притока в озеро (т.е. изменения его водного баланса) и изменения среднегодовой температуры водной массы мажорируют те изменения, которые прогнозируются для региона крупных озер Европы на вторую половину XXI в. в работах (Мелешко и др., 2004; Голицын и др., 2000, 2002; Филатов и др., 2003; Bengtsson, 1997).

Так, по прогнозам В.П. Мелешко с соавторами (2004) величины изменения речного стока и количества осадков в бассейне Балтийского моря возрастет в пределах 6–10% по сравнению с периодом 1981–2000 гг., а по данным ИВПС КарНЦ РАН эти изменения в бассейне Онежского озера почти в два раза меньше. В наших численных экспериментах на модели суммарный годовой приток воды изменялся при построении теплых циркуляций с повышенным и пониженным суммарным годовым притоком почти в полтора-два раза по сравнению со средним многолетним, причем, конкретные величины взяты из данных наблюдений.

В работе Н.Н. Филатова, Л.Е. Назаровой и Ю.А. Сало в настоящем сборнике даны предварительные оценки возможных изменений среднемесячных значений температуры водной массы Онежского озера на перспективу до 2050 г. Эти оценки получены на основе данных о среднемесячных значениях температуры водной массы озера за период 1956–1967 гг. и данных о среднемесячной температуре воздуха над Онежским озером для периода 1961–1990 гг., а также на основе результатов моделирования для одного из сценариев изменений глобального климата по модели ЕСНАМ-4 на перспективу до 2050 г. Результаты этих оценок таковы, что увеличение среднегодовой температуры водного тела озера к 2050 году составляет 0,6°C, тогда как для теплой циркуляции в наших расчетах это увеличение не менее 1,4°C.

На рисунках 1–4 представлены результаты моделирования циркуляций, связанных с возможными изменениями климата на водозаборе Онежского озера, в сопоставлении с климатической циркуляцией, которая была получена ранее и надежно верифицирована (Руховец и др., 2006).

Об адекватности результатов моделирования можно судить также по информации в таблице 3, в которой дана сводка сведений о времени наступления основных гидрофизических процессов и явлений озера, полученных по результатам моделирования и по данным длительных наблюдений.

Все отличия теплой циркуляции от климатической представляются вполне естественными. Перечислим ряд отличий теплой циркуляции от климатической:

- весной гомотермия по вертикали исчезает на 10 дней раньше;
- термический бар, если судить по появлению на поверхности изотермы 4°C, возникает на 20 дней раньше;

- к концу июня, когда термобар полностью исчезает, изотерма 4°C расположена значительно глубже, что видно на поперечном разрезе озера;
- осенний термический бар на поверхности озера для теплой циркуляции в результатах расчетов не проявляется;
- смещаются сроки образования ледового покрова, озеро полностью покрывается льдом в первой половине февраля, тогда как для климатической циркуляции по данным наблюдений это явление наблюдается в конце декабря – начале января.

Таблица 3

Некоторые характеристики круглогодичного изменения температурного режима Онежского озера

Наблюдаемое явление	По данным наблюдений	Результаты моделирования	
		климат. год	теплый год
Исчезновение ледового покрова	18 мая	28 мая	16 мая
Появление на поверхности изотермы 4°C, Весенний термобар	10–25 мая	18 мая	29 апреля
Конец гидрологической весны, исчезновение термобара на поверхности, наступление прямой термической стратификации	20–25 июня	13 июня	10 июня
Толщина верхнего перемешанного слоя поздним летом, август	20–25 м	25–50 м	35–45 м
Появление на поверхности изотермы 4°C, осенний термобар, наступление гомотермии	конец октября – начало ноября	2 ноября	17 ноября
Исчезновение на поверхности изотермы 4°C	середина декабря	12 декабря	8 января
Установление полного ледового покрова	18 января	28 января	4 марта

Важным практическим результатом проведенных вычислительных экспериментов является то, что характер циркуляции вод, как при потеплении, так и при похолодании климата не будет иметь принципиальных отличий от климатической циркуляции. А это значит, что особенности циркуляции вод в Петрозаводской губе и водообмен между губой и открытым озером мало изменятся по сравнению с настоящим временем. Вследствие этого, рассчитывать на улучшение качества воды в районе водозабора, расположенного в пределах Петрозаводской губы, в новых климатических условиях нельзя. Больше того, при потеплении климата увеличится толщина верхнего перемешанного слоя, который может достигать дна. В результате за счет усиления перемешивания вод взвеси, поднимаемые со дна, могут попадать в водозабор. Таким образом, с учетом особенностей, как современной циркуляции, так и циркуляций вод, которые могут сложиться при изменениях климата, для кардинального улуч-

шения питьевого водоснабжения жителей столицы Карелии требуется вынести водозабор в открытое озеро – в район Ивановских островов.

Моделирование функционирования экосистемы озера

Модель экосистемы озера

Для Онежского озера трехмерная модель экосистемы создана впервые. Первым шагом в создании модели экосистемы стал выбор переменных для описания состояния экосистемы. Поскольку для Онежского озера такого уровня модель экосистемы создавалась впервые, было решено построить модель с возможно малым числом переменных.

Для Ладожского озера такого типа модель была создана В.В. Меншуткиным и О.Н. Воробьевой (1987). Следует отметить, что эта модель стала базовой для всех созданных моделей экосистемы Ладожского озера (Астраханцев и др., 2003). Рассматриваемая далее модель экосистемы Онежского озера – это адаптация модели экосистемы Ладоги (Astrakhantsev et al., 1996; Астраханцев и др., 1997), созданной путем объединения биотической части модели В.В. Меншуткина и О.Н. Воробьевой (1987) с моделью климатической циркуляции Ладожского озера (Астраханцев и др., 1987, 1988). Несмотря на общность основных механизмов функционирования экосистем больших стратифицированных озер, в каждом конкретном озере одни и те же механизмы имеют различные приоритеты (Меншуткин, 1993). Вполне возможно, что использование модели, созданной для Ладоги, могло не дать положительных результатов для Онеги. Однако отмеченное выше сходство многих характеристик и особенностей экосистем этих озер обеспечило пригодность созданной модели для обоих озер.

За последние годы создан комплекс математических моделей для Ладожского озера (Астраханцев и др., 2003), основанный на результатах многолетних исследований озера сотрудниками Института озераедения РАН, а также сотрудниками Института водных проблем Севера КарНЦ РАН (Антропогенное эвтрофирование..., 1982; Современное состояние..., 1987; Ладожское озеро – критерии..., 1992; Ладожское озеро, 2000; Ладожское озеро – прошлое..., 2002).

С помощью этих моделей удалось на уровне современных знаний о гидрофизических процессах и закономерностях развития экосистем глубоких стратифицированных озер достаточно достоверно воспроизвести основные особенности круглогодичного функционирования экосистемы Ладожского озера. Кроме того, была воспроизведена эволюция экосистем озера в процессе антропогенного эвтрофирования за последние сорок лет (Астраханцев и др., 2003; Rukhovets et al., 2006).

Исследования экосистемы Онежского озера с помощью моделей проводились по той же схеме, что и исследования Ладожского озера.

Математическая формулировка модели

В модели воспроизводятся следующие процессы: перенос субстанций течениями, турбулентная диффузия и оседание некоторых субстанций, трансформация органического вещества и биогенов с участием фитопланктона и зоопланктона. Состояние экосистемы описывается трехмерными полями концентраций следующих семи субстанций:

A – обобщенной сырой биомассы фитопланктона, измеряемой в мг/л;
 Z – обобщенной сырой биомассы зоопланктона, измеряемой в мг/л;
 P – растворенных в воде минеральных форм фосфора (мкг P/л);
 N – растворенных в воде минеральных форм азота (мкг N/л);
 DP – детритного фосфора (фосфора, содержащегося в детрите) (мкг P/л);

DN – детритного азота (азота, содержащегося в детрите) (мкг N/л);

OX – растворенного в воде кислорода, измеряемого в мг OX/л.

Все моделируемые процессы описываются системой уравнений в частных производных:

$$\begin{aligned} \frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + (w - w_c) \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(v_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \\ + \frac{\partial}{\partial y} \left(v_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(v_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + L_C, \end{aligned} \quad (6)$$

где C – одна из субстанций A, Z, P, N, DP, DN и OX ; L_C – нелинейные операторы, описывающие процессы биохимической трансформации субстанций; (u, v, w) – вектор скорости течения воды в озере; $(0, 0, w_c)$ – скорости оседания субстанций; v_x, v_y, v_z – коэффициенты турбулентной диффузии.

Подробное описание этой модели содержится в работах (Астраханцев и др., 1997, 2003).

Адаптация модели к условиям Онежского озера состояла в настройке ее на «габариты» озера (задание береговой линии, морфометрии, основных рек, поступления биогенов и т.д.), а также калибровку и верификацию модели на данных наблюдений за экосистемой Онежского озера.

При реализации модели экосистемы Онежского озера, так же как и при построении его климатической циркуляции, использовались более совершенные вычислительные алгоритмы (Astrakhansev & Rukhovets, 1993, 1994), чем при реализации аналогичной модели для Ладожского озера (Астраханцев и др., 1997).

Воспроизведение круглогодичного функционирования экосистемы Онежского озера.

Функционирование в условиях климатической циркуляции. Для проведения расчетов использовались данные о поступлении азота и фосфора,

предоставленные сотрудниками Института водных проблем Севера КарНЦ РАН. В использованных данных учитывалось поступление биогенов с речным притоком, с атмосферными осадками и сточными водами (Сабылина, 1999).

Расчеты функционирования экосистемы озера были проведены для двух вариантов биогенной нагрузки.

Первый вариант соответствовал годовой нагрузке, равной 1003 т. Р/год и 17739 т. N/год. Эта нагрузка представляет собой среднюю годовую нагрузку для периодов 1986–1987 и 1992–1997 гг. (Онежское озеро..., 1999, с. 62–64). Анализ внутригодового распределения поступления биогенов в озеро показывает, что это распределение сильно коррелирует с внутригодовым распределением водного притока. Поэтому дополнительное поступление биогенов (за счет сточных вод и атмосферных осадков) в озеро в модели распределялось в соответствии с указанной связью.

Второй вариант соответствовал годовой нагрузке, имевшей место в 2001–2002 гг.: 786 т. Р/год и 15051 т. N/год (Данные ИВПС). При этом следует отметить, что снижение биогенной нагрузки, в основном, связано со снижением поступления биогенов с речным притоком.

Для каждого из вариантов биогенной нагрузки воспроизведение круглогодичного функционирования экосистемы озера состояло в построении периодического решения дискретной модели, аппроксимирующей приведенную выше систему уравнений в частных производных (6), описывающую моделируемые процессы. При этом все внешние воздействия (поступления биогенов, речной приток и сток) считались периодическими функциями времени с периодом, равным 1 году.

Для построения периодического решения расчеты проводились на срок не менее 15 лет. Это время условного водообмена для Онежского озера, которое определяет время отклика экосистемы озера на внешние воздействия.

Как уже отмечалось, данные о температурном режиме и скоростях течений, использованные в расчетах, это результаты воспроизведения круглогодичной климатической циркуляции Онежского озера (Моделирование Онежского озера..., 2003).

Расчеты показали, что модель экосистемы Онежского озера адекватно воспроизводит круглогодичное функционирование экосистемы, по крайней мере, с точки зрения годовой динамики обобщенной сырой массы фитопланктона. Уместно отметить, что темпы развития фитопланктона в Онежском озере, если рассматривать биомассу, существенно уступают таковым в Ладожском.

Моделирование изменений в экосистеме озера. Для того чтобы оценить возможные изменения в экосистеме озера при изменениях климата на его

водосборе и при изменениях антропогенной нагрузки, было воспроизведено круглогодичное функционирование экосистемы Онежского озера. Для каждой из построенных циркуляций для двух вариантов биогенной нагрузки было построено периодическое решение дискретной модели, аппроксимирующей исходную математическую модель экосистемы.

Результаты расчетов представлены на рисунках 5–14 в сопоставлении с результатами, полученными для климатической циркуляции.

Заключение

Для решения задач использования и сохранения водных ресурсов Онежского озера созданы трехмерные математические модели гидротермодинамики озера, его экосистемы, трехмерная модель для расчета распределения загрязнений по акватории озера и двумерная модель для расчета распространения поверхностных загрязнений, прежде всего нефтяных.

С помощью моделей гидротермодинамики воспроизведены климатическая циркуляция Онежского озера и циркуляции, которые могут сформироваться при возможных изменениях климата на водосборе озера вследствие глобального потепления.

С помощью моделей экосистемы проведены вычислительные эксперименты по оценке возможных изменений в экосистеме озера под влиянием изменений климата при различных уровнях антропогенной нагрузки на водоем.

Вычислительные эксперименты показали, что изменения в гидротермодинамическом режиме озера при возможных изменениях климата, в целом, незначительны. В основном изменения относятся к осеннему периоду и второй половине лета. Характер общей циркуляции вод в разные сезоны сохраняется.

Полученные в вычислительных экспериментах оценки возможных изменений в экосистеме озера показывают, что изменения в годовой динамике биомассы фитопланктона (основного продуцента в экосистеме Онежского озера) при возможных изменениях климата заметны только в осенний период, и эти изменения незначительны. Реакция зоопланктона на изменение температурного режима озера более заметна, чем у фитопланктона, и она имеет место в течение всего вегетационного периода. Существенно более значимой является реакция экосистемы озера на изменения антропогенной нагрузки, которая, как и для Ладожского озера, является основным фактором, определяющим устойчивое состояние экосистемы озера.

На основе многолетних наблюдений и результатов моделирования можно сделать вывод, что, по крайней мере, пелагиаль Онежского озера в настоящее время сохраняет олиготрофный статус. Сохранение этого ста-

туса может быть обеспечено поддержанием поступления биогенов на уровне, не превышающем 800 т. Р/год и 15000 т. N/год, и строительством комплексов очистных сооружений в городах, расположенных на побережье озера.

Литература

Антропогенное эвтрофирование Ладожского озера. / Под ред. Н.А. Петровой. М., Л.: Наука, 1982. 304 с.

Астраханцев Г.П., Егорова Н.Б., Петрова Н.А., Писухин И.В., Расплетина Г.Ф., Руховец Л.А. Модель экосистемы Ладожского озера // Невская губа – опыт моделирования / Под ред. В.В. Меншуткина. СПб.: СПб НЦ РАН, 1997. С.44–125.

Астраханцев Г.П., Егорова Н.Б., Руховец Л.А. Численное моделирование круглогодичной циркуляции глубоких озер // Докл. АН СССР. 1987. Т. 296. № 6. С.1331–1334.

Астраханцев Г.П., Руховец Л.А. Дискретная гидродинамическая модель климатической циркуляции глубокого озера // Вычислительные системы и процессы. Вып. 4 / Под ред. Г.И. Марчука. М.: Наука, 1986. С.135–178.

Астраханцев Г.П., Руховец Л.А. Об одном методе определения интегральной циркуляции в задаче геофизической гидротермодинамики // Вычислительные процессы и системы. Вып. 6 / Под ред. Г.И. Марчука. М.: Наука, 1988. С.40–47.

Белецкий Д.В., Демин Ю.Л., Филатов Н.Н. Диагностический расчет летней циркуляции вод Онежского озера // Изв. АН СССР. ФАО. Т. 25. № 5. 1989. С.556–557.

Бояринов П.М., Лифшиц В.Х., Петров М.П., Титов В.С. Натурные исследования и моделирование горизонтального и вертикального переноса в крупном озере // Взаимодействие между водой и седиментами в озерах и водохранилищах. Л., 1984. С.173–190.

Голицын Г.С., Ефимова Л.К., Мохов И.И. и др. Изменения температуры и осадков в бассейне Ладожского озера по расчетам климатической модели общей циркуляции в XIX–XXI вв. // Изв. РГО. 2002. Т. 134. Вып. 6. С.36–47.

Голицын Г.С., Мелешко В.П., Ефимова Л.К. и др. Составляющие водного и теплового балансов на водосборе Ладожского озера по фактическим и модельным данным // Ладожское озеро. Мониторинг, исследование современного состояния и проблемы управления Ладожским озером и другими большими озерами / Под ред. Н.Н. Филатова. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 2000. С.312–319.

Демин Ю.Л., Филатов Н.Н. В Особенности динамики вод разнотипных озер // Моделирование гидрофизических процессов в морях. М.: Наука, 1989. С.79–93.

Колодочка А.А. Постановка краевых задач глубинно-зональной модели сезонной изменчивости озерной экосистемы. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 1997. 116 с.

Колодочка А.А., Чекрыжева Т.А. Имитационная модель как инструмент экосистемной диагностики биотического круговорота в Онежском озере. Гидроэкологические проблемы Карелии и использование водных ресурсов. Изд. КарНЦ РАН. 2003. С.91–102.

Ладожское озеро – критерии состояния экосистемы / Под ред. Н.А. Петровой и А.Ю. Тержевика. СПб.: Наука, 1992. 326 с.

Ладожское озеро – прошлое, настоящее, будущее / Под ред. В.А. Румянцева и В.Г. Дробковой. СПб.: Наука, 2002. 327 с.

Ладожское озеро / Под ред. Н.Н. Филатова. Петрозаводск: Изд. КарНЦ РАН, 2000. 489 с.

Литвиненко А.В., Литвинова И.А., Карпечко В.А. Водохозяйственные проблемы прибрежной зоны озера // Онежское озеро. Экологические проблемы. Петрозаводск, 1999. С.49–57.

Лукьянов Н.К., Свирижев Ю.М. Имитационная модель экосистемы олиготрофного озера // Математические модели водных экосистем. М., 1984. С.75–96.

Марчук Г.И., Дымников В.П., Залесный В.Б. Математические модели в геодезической динамике и численные методы их реализации. Л.: Гидрометеиздат, 1987. 296 с.

Математические модели циркуляции в океане // Под ред. Г.И. Марчука и А.С. Саркисяна. Новосибирск, 1980. 341 с.

Мелешко В.П., Катцов В.М., Говоркова В.А., Малевский-Малевич С.П., Надежина Е.Д., Спорышев П.В. Антропогенные изменения климата в 21 веке в Северной Евразии // Метеорология и гидрология. 2004. № 7. С.5–26.

Меншуткин В.В. Имитационное моделирование водных экологических систем. СПб.: Наука, 1993. 154 с.

Меншуткин В.В., Воробьева О.Н. Модель экосистемы Ладожского озера // Современное состояние экосистемы Ладожского озера. Л.: Наука, 1987. С.187–200.

Михайлов В.В., Казанский А.Б., Васильева Е.П., Вислянская И.Г., Пирожкова Г.П. Прогнозирование состояния экосистемы Онежского озера с помощью агрегированной модели // Сб. научн. тр. ГосНИОРХ. Л., 1989. Вып. 302. С.153–164.

Моделирование Онежского озера для решения задач использования и сохранения его водных ресурсов. Под ред. Л.А. Руховца и Н.Н. Филатова. СПб: СПб ЭМИ РАН. 2003. 31 с.

Назарова Л.Е., Сало Ю.А., Филатов Н.Н. Изменение климата и водные ресурсы восточной Фенноскандии. (Препринт). Петрозаводск: Институт водных проблем Севера Кар. НЦ РАН. 2001. 35 с.

Невская губа – опыт моделирования / Под ред. В.В. Меншуткина. СПб., 1997. 375 с.

Онежское озеро. Экологические проблемы. Под ред. Н.Н. Филатова. Петрозаводск: Изд. КарНЦ РАН, 1999. 294 с.

Руховец Л.А., Астраханцев Г.П., Мальгин А.Н., Полосков В.Н., Тержевик А.Ю., Филатов Н.Н. Моделирование климатической циркуляции Онежского озера // Водные ресурсы. Т. 33. № 5. 2006.

Руховец Л.А., Астраханцев Г.П., Минаева Т.Р., Петрова Н.А., Полосков В.Н. Оценка возможных изменений в экосистеме Ладожского озера под влиянием антропогенных и климатических факторов // Водные ресурсы, 2006. Т. 33. № 3. С.367–382.

Сабылина А.В. Современный гидрохимический режим озера // Онежское озеро. Петрозаводск: Изд. КарНЦ РАН. 1999. С.58–108.

Современное состояние экосистемы Ладожского озера / Под ред. Н.А. Петровой и Г.Ф. Расплетинной. Л.: Наука, 1987. 244 с.

Тержевик А.Ю. О возможном механизме взаимодействия системы атмосфера-озера в период существования термобара // Цикл вещества и энергии в водоемах. Иркутск, 1981. С.76–77.

Титов В. С., Тамсалу Р. Э. Трехмерная модель неустановившихся течений в Онежском озере // Лимнология Онежского озера. Оперативно-информ. матер. Петрозаводск, 1985. С.6–11.

Титов В.С. Математическое моделирование течений озера в период гомотермии. // Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения / Под ред. З.С. Кауфмана. Л.: Наука, 1990. С.71–84.

Тимакова Т.М., Теканова Е.В. Характеристика процессов первичного продуцирования органического вещества. // В кн. Онежское озеро Петрозаводск. 1999. С.146–158.

Тихомиров А.И. Термика крупных озер. Л.: Наука, 1982. 232 с.

Филатов Н.Н. Изменения климата Восточной Фенноскандии и уровня воды крупнейших озер Европы. Петрозаводск: Изд. КарНЦ РАН, 1997. 148 с.

Филатов Н.Н. Гидродинамика озер. СПб.: Наука, 1991. 200 с.

Филатов Н.Н. Динамика озер. Л.: Гидрометеиздат, 1983. 165 с.

Филатов Н.Н., Белецкий Д.В., Зайцев Л.В. Особенности изменчивости течений Онежского озера в период стратификации по данным наблюдений и моделирования // Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения / Под ред. З.С. Кауфмана. Л., Наука, 1990. С.85–94.

Филатов Н.Н., Назарова Л.Е., Сало Ю.А., Тержевик А.Ю. Оценки возможных изменений климата в бассейне крупнейших озер Европы – Ладожского и Онежского // Влияние потепления климата на экосистемы больших озер Северо-запада России (Ладога и Онего). Препринт / Под ред. Л.А. Руховца и Н.Н. Филатова. СПб, 2003. С.6–22.

Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения / Под ред. З.С. Кауфмана. Л.: Наука, 1990. 264 с.

Astrakhsantsev G.P., Rukhovets L.A. A three-dimensional model of transformation of biogenes and organic matter in lakes. Russ.J.Numer.Anal. Math.Model., 1994. Vol. 9. N 1. P.1–12.

Astrakhsantsev G.P., Rukhovets L.A. On the improvement of the approximation order for the discrete model of circulation in the deep lake. Jyvaskyla-St.-Petersburg Seminar on partial differential equations and numerical methods. Ber.Univ.Jyvaskyla Math. Inst. 56, 1993. P.5–24.

Astrakhsantsev G.P., Poloskov V.N., Rukhovets L.A. Numerical model of the Lake Ladoga: model of the climatic circulation and ecosystem model. Proceeding of workshop in Helsinki. May, 1998. P. 80–97.

Beletsky D.V., Filatov N.N. & Ibraev R.A. Hydrodynamics of Lakes Ladoga and Onega. Water Poll. Res. J. Canada. 29, 1994. P. 365–384.

Bengtsson L. Numerical modeling of the Earth's Climate. Publ. of Max-Planck Inst. for Meteorology. Hamburg, 1997. 94 p.

Simons, T.S. Development of three-dimensional numerical models of the Great Lakes. Sci. Ser. CCIW, 1973. № 17. 23 p.

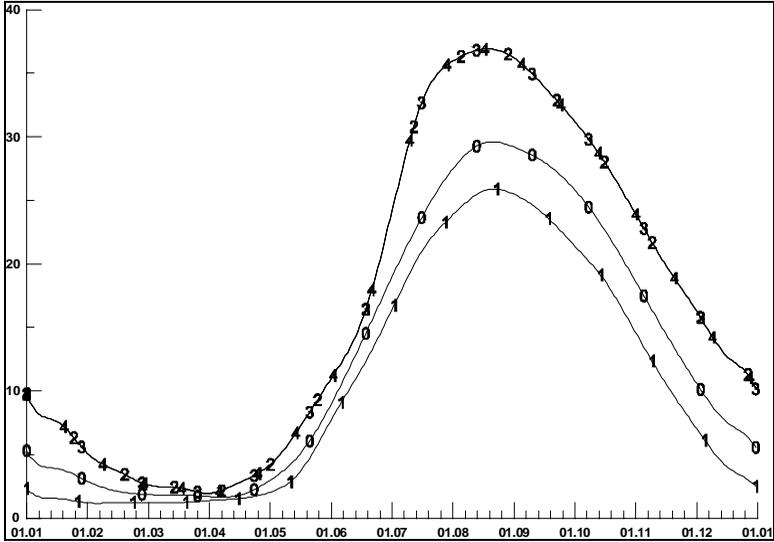


Рис. 1. Теплозапас (ккал/см²) Онежского озера

0 – климатическая циркуляция; 1 – холодная циркуляция; 2 – теплая циркуляция; 3 – теплая циркуляция с повышенным притоком; 4 – теплая циркуляция с пониженным притоком

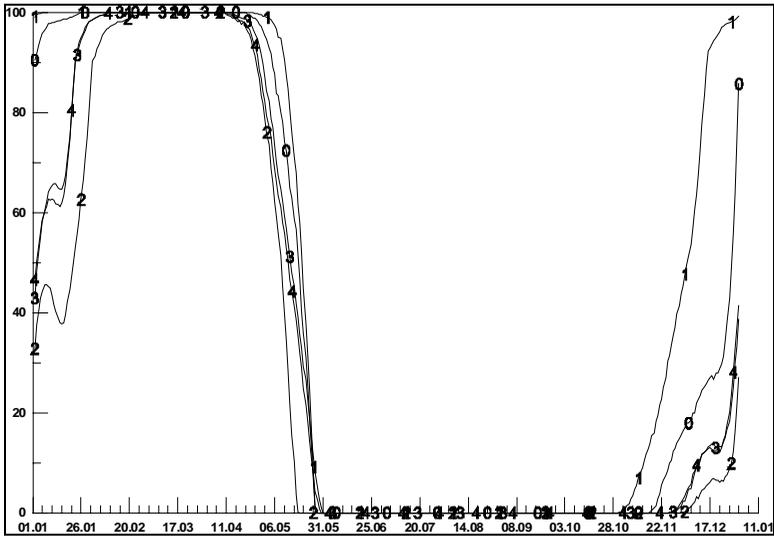
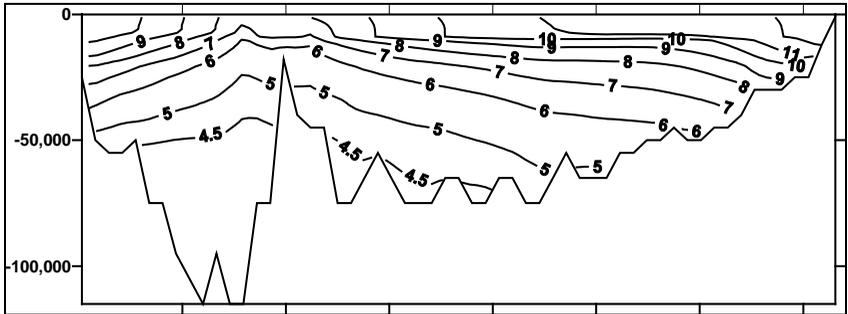
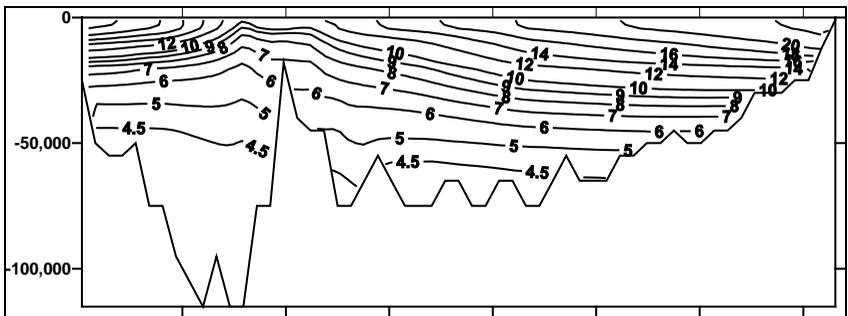


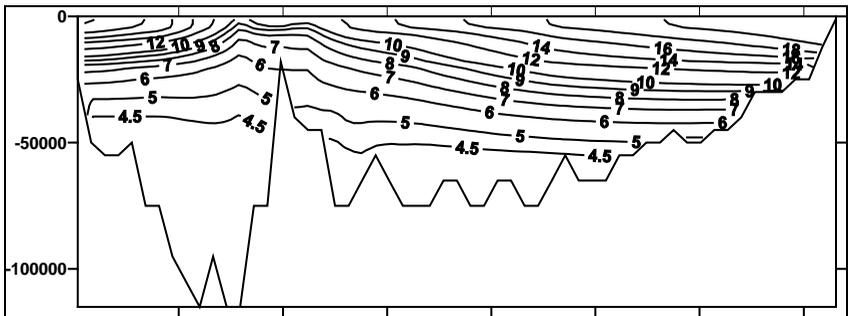
Рис. 2. Площадь льда (в% от площади водоема)



(а)



(б)



(в)

Рис. 3. Температура на продольном разрезе Онежского озера 15.07

а) климатическая циркуляция, б) теплая циркуляция; в) теплая циркуляция с повышенным притоком

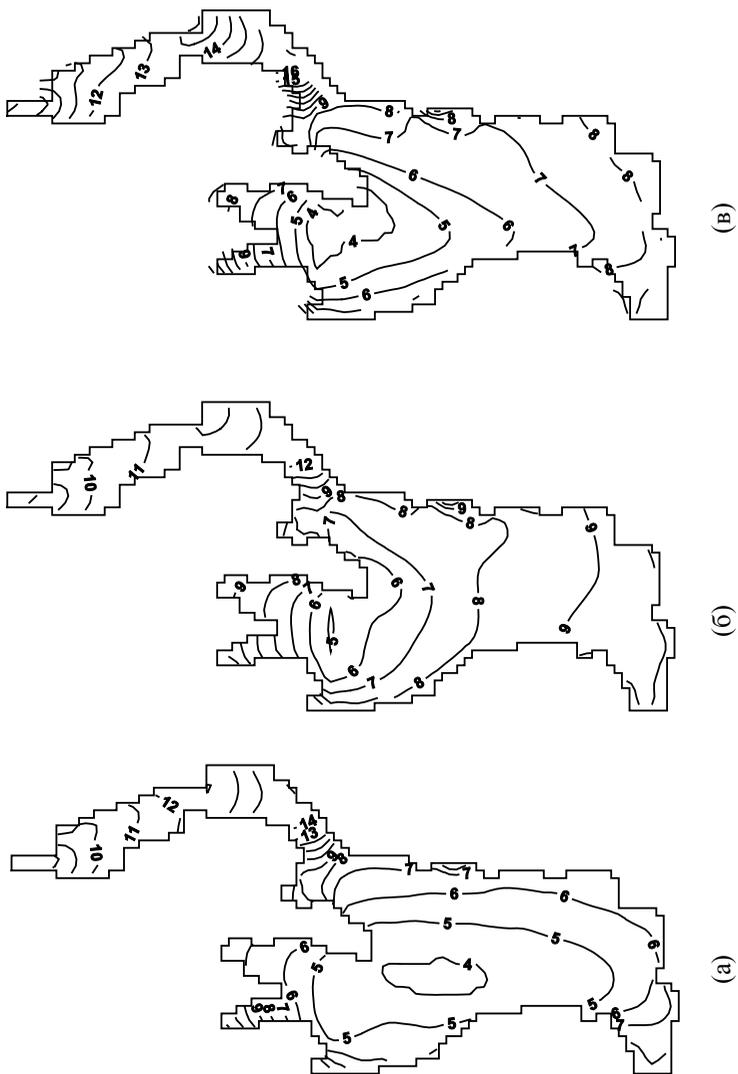


Рис. 4. Температура на поверхности Онежского озера 15.06: а) климатическая циркуляция, б) теплая циркуляция; в) теплая циркуляция с повышенным притоком

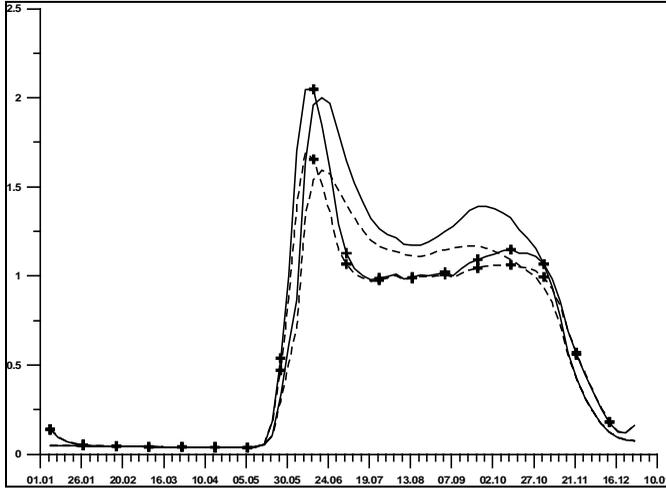


Рис. 5. Фитопланктон в эпилимнионе Онежского озера (мг/л) для климатической циркуляции при нагрузках: сплошная линия – 1003 т. Р/год, 17739 т. N/год; пунктирная линия – 786 т. Р/год, 15051 т. N/год; линии с + для случая теплой циркуляции при тех же нагрузках

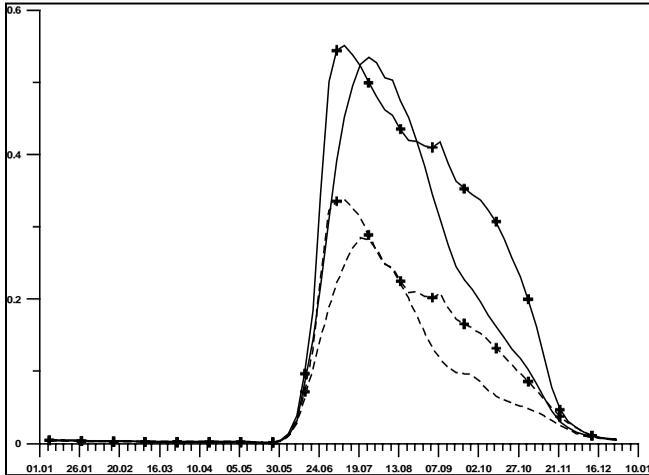


Рис. 6. Зоопланктон в эпилимнионе Онежского озера (мг/л) для климатической циркуляции при нагрузках: сплошная линия – 1003 т. Р/год, 17739 т. N/год; пунктирная линия – 786 т. Р/год, 15051 т. N/год; линии с + для случая теплой циркуляции при тех же нагрузках

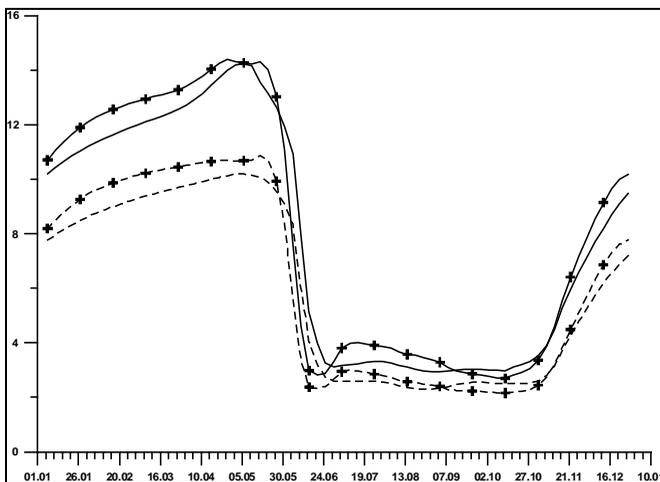


Рис. 7. Минеральный фосфор в эпилимнионе Онежского озера (мкг/л) для климатической циркуляции при нагрузках: сплошная линия – 1003 т. Р/год, 17739 т. N/год; пунктирная линия – 786 т. Р/год, 15051 т. N/год; линии с + для случая теплой циркуляции при тех же нагрузках

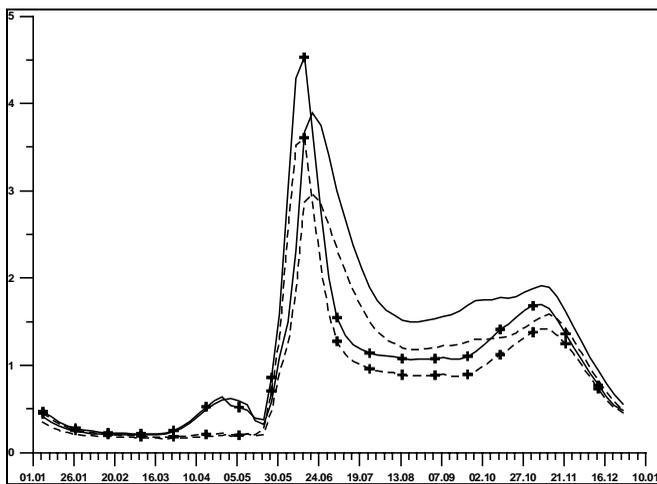


Рис. 8. Детритный фосфор в эпилимнионе Онежского озера (мкг/л) для климатической циркуляции при нагрузках: сплошная линия – 1003 т. Р/год, 17739 т. N/год; пунктирная линия – 786 т. Р/год, 15051 т. N/год; линии с + для случая теплой циркуляции при тех же нагрузках

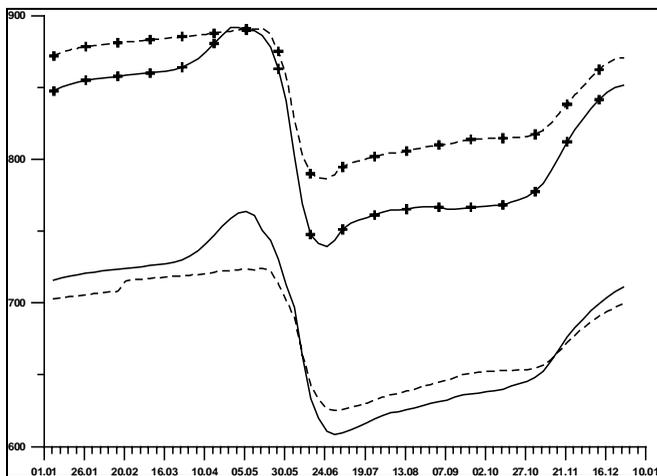


Рис. 9. Минеральный азот в эпилимнионе Онежского озера (мкг/л) для климатической циркуляции при нагрузках: сплошная линия – 1003 т. Р/год, 17739 т. N/год; пунктирная линия – 786 т. Р/год, 15051 т. N/год; линии с + для случая теплой циркуляции при тех же нагрузках

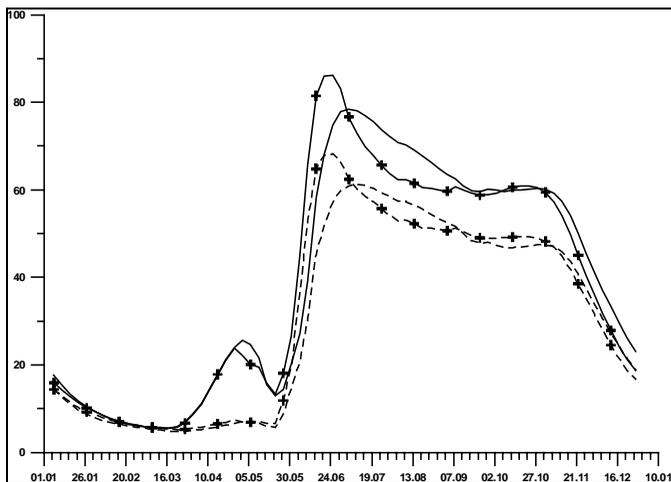


Рис. 10. Детритный азот в эпилимнионе Онежского озера (мкг/л) для климатической циркуляции при нагрузках: сплошная линия – 1003 т. Р/год, 17739 т. N/год; пунктирная линия – 786 т. Р/год, 15051 т. N/год; линии с + для случая теплой циркуляции при тех же нагрузках

СУКЦЕССИЯ ЭКОСИСТЕМЫ ОЗЕРА ИМАНДРА ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ АНТРОПОГЕННЫХ НАГРУЗОК И ТЕНДЕНЦИИ К ВОССТАНОВЛЕНИЮ

*Моисеенко Т.И. *, Гашикина Н.А. *, Шаров А.Н. **, Вандыш О.И. ***, Кудрявцева Л.П. ***,*

* Институт водных проблем Российской академии наук
119991 Москва ГСП-1, ул. Губкина, 3

** Институт водных проблем Севера Карельского научного центра РАН
185003 Республика Карелия, г. Петрозаводск, пр. А.Невского, 50

***Институт проблем промышленной экологии Севера Кольского научного центра РАН.
184200 г.Апатиты Мурманской области, ул.Ферсмана, д. 14.

Введение

Рост народонаселения на планете обуславливает необходимость вовлечения минерально-сырьевых ресурсов арктических регионов, поэтому интерес к изучению последствий человеческой деятельности для северных экосистем возрастает во многих странах. Природа Арктики чрезвычайно уязвима к антропогенному вмешательству вследствие низкого уровня масс- и энергообменов в экосистемах холодных широт.

Среди всех арктических регионов мира Кольский Север России (Мурманская область) является наиболее индустриально развитым. На берегах его самого крупного озера Имандра (площадь озера – 880 км², водосбора – 12,3 тыс. км²) сосредоточены горно-металлургическая, обогатительная и химическая индустрии, атомная энергетика, построены города и поселки, проживает более 300 тыс. человек, что составляет почти 35% от общего числа жителей Мурманской области.

Индустриальное освоение месторождений на берегах озера началось в 1930–1940-х годах, более полувека озеро, водоемы и водотоки его водосбора используются как источник технического и питьевого водоснабжения, в интересах рекреации и туризма, рыбного промысла. Одновременно озеро загрязнялось различными видами сточных вод, среди которых наибольшую опасность представляли стоки медно-никелевого производства. В последние 15 лет вследствие экономического кризиса антропогенная нагрузка на озеро снизилась, особенно со стороны медно-никелевого производства. Поэтому озеро Имандра можно рассматривать, как модельный водоем для понимания антропогенных модификаций арктической экосистемы – основных закономерностей деградации и тенденций восстановления.

Цель работы – выполнить ретроспективный анализ состояния элементов экосистемы, выявить основные закономерности сукцессий водной экосистемы в условиях антропогенных нагрузок и их снижения: от фоновых характеристик через период деградации к восстановлению.

Представляемая работа основана на обобщениях многолетних исследований элементов экосистемы озера, изложенных в ряде публикаций (Верещагин, 1930; Крогиус, 1930; Рихтер, 1934; Порецкий и др., 1934; Воронихин и др., 1935; Крохин, Семенович, 1940; Берг, Правдин, 1948; Галкин и др., 1966; Петровская, 1966; Дольник, Стальмакова, 1975; Деньгина, 1980; Моисеенко, Яковлев, 1990; Яковлев, 1995.1998; Вандыш, 1998; 2000; Ильяшук, 2002; Моисеенко и др., 2002). К сожалению, непрерывного мониторинга на озере не проводилось, поэтому авторы при обобщениях исходили из имеющейся опубликованной информации. Ретроспективный анализ дополнен результатами авторского коллектива с 1979г. и последних исследований 2003г., которые публикуются впервые. Детальная характеристика методов исследований изложена в приведенных выше публикациях, поэтому здесь не приводится. Не имея возможности поместить в статье все показатели, в работе сфокусировано внимание на основных критериях состояния сообществ, которые наиболее информативно отражают ее трансформацию.

Динамика антропогенной нагрузки на водоем и его водосбор

В соответствии с обозначенной целью первоочередной задачей являлся анализ антропогенной нагрузки. Схема размещения основных производств представлена на рис. 1.

Условно выделены временные периоды, в пределах которых происходили антропогенные изменения на водосборе озера Имандра :

1) Допромышленное состояние, когда на водосборе проживало преимущественно местное население (до 1930 г.) и влияние антропогенной нагрузки не отражалось на состоянии его экосистемы.

2) Период промышленного освоения месторождений на берегах озера, создание и нарастание мощностей крупных горно-промышленных производств:

30–40 гг. прошлого столетия – строительство рудников и обогатительной фабрики ПО Апатит, специализирующегося на добыче и переработке апатито-нефелиновых руд,

40–50 гг. – строительство к-та «Североникель», нацеленного на выплавку никеля и меди.

50–60 гг. – строительство Оленегорского ГОКа, специализирующегося на добыче и обогащении железо-марганцевых руд;

1974 г. – ввод в строй Кольской АЭС на прямоточной системе охлаждения для обеспечения электроэнергией промышленных мощных плавильных производств.

Соответственно, в этот период промышленные производства становятся градообразующими и создаются города Мончегорск, Оленегорск,

Апатиты, Полярные Зори, что приводит к увеличению численности населения и нагрузке на озеро сточных вод коммунального хозяйства. Как ни парадоксально, озеро Имандра используется одновременно как приемник и утилизатор сточных вод различных производств, так и для питьевого водоснабжения указанных городов.

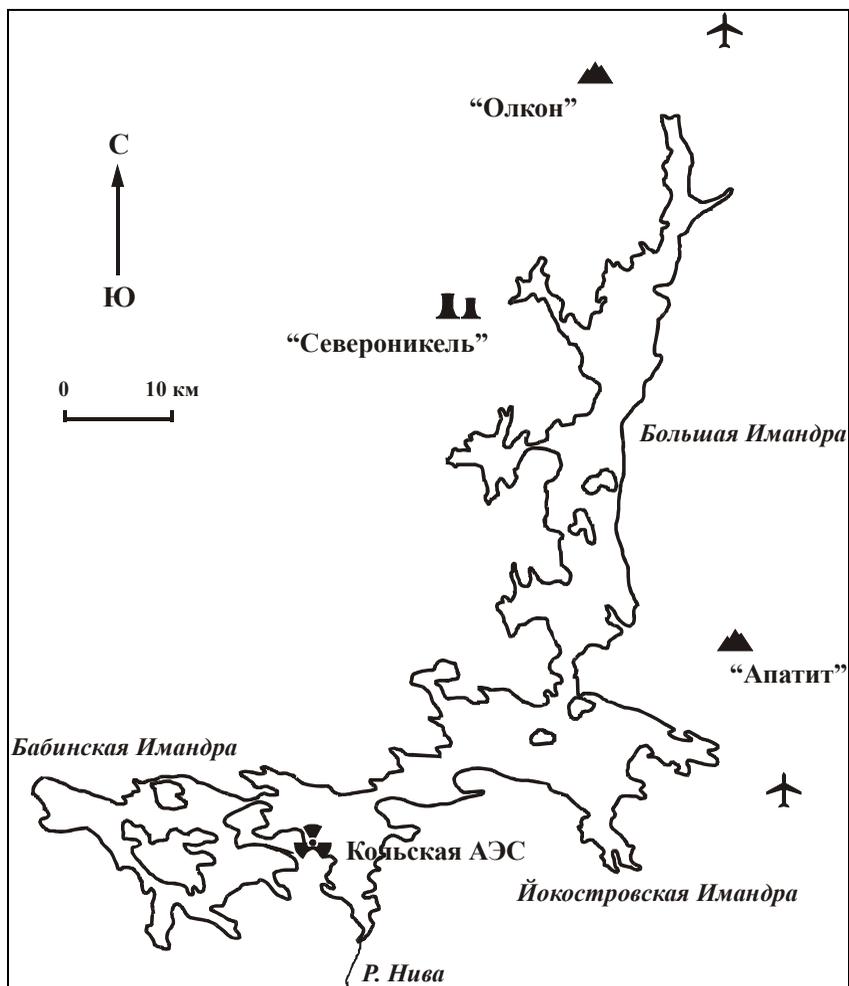


Рис. 1. Схема озера Имандра и размещения промышленных производств на его берегах

Большой спектр загрязняющих веществ в массе без должной очистки сбрасывается в озеро Имандра в период 1940–1990 гг., водосбор загрязняется аэротехногенным путем. Основные загрязняющие вещества – тяжелые металлы (преимущественно никель и медь), флотореагенты, сульфаты, хлориды, фосфор, азот и другие.

Комбинат Североникель сбрасывает стоки по реке Нодуай (после отстоя в озере Нюдуай) в северную часть озера (Большая Имандра), в которых массовыми загрязняющими веществами являются никель, медь, сульфаты. Дополнительно водосбор подвергается воздействию кислотных осадков, которые способствуют выщелачиванию элементов в озеро. По реке Монча поступают хозяйственные стоки г. Мончегорска.

ПО «Апатит» сбрасывает в губу Белая (западная часть плеса Большая Имандра) ответвленную часть отходов обогащения апатито-нефелиновых руд, содержащих мелкодисперсные взвешенные вещества, флотореагенты, а также сульфаты. В эту же часть поступают хозяйственные отходы г. Апатиты и Кировска. В 1980гг. на производстве было введено 80% замкнутое водоснабжение, что несколько улучшило ситуацию в этой части озера.

Оленегорский ГОК сбрасывал свои стоки до 1970 гг., вследствие чего на дне образовались гематитовые шламы. После введения замкнутого водооборота потоки сточных вод от этого производства сократились.

Кольская АЭС, работающая на прямоточной системе охлаждения, сбрасывает подогретые воды в южную часть озера – плес Бабинская Имандра.

Период экономического кризиса и оттока населения, вследствие которого происходит снижение антропогенной нагрузки (1990–2003 гг.). Оживление экономики в последний период происходит на фоне модернизации технологий и строительства очистных сооружений, что не приводит к значимому увеличению загрязнения вод. На рисунке 2 отражено снижение объемов поступления никеля в озеро.

Детальный анализ баланса (поступления и выноса) загрязняющих веществ проведен для наиболее загрязняемого плеса Большая Имандра в два временных периода – 1989 г. и 2003 г. (табл.1). За период в 14 лет снизился приток никеля по реке Нюдуай более чем в 7 раз, в меньших количествах – сульфатов и меди. Особенно значимо сократилось поступление никеля, меди и азота, более чем в два раза – поступление сульфатов. Вместе с тем, поступление фосфора увеличилось, в основном за счет притока из реки Большой Белой, которая является коллектором сточных вод городов Апатиты и Кировска, а также стоков из хвостохралищ ОАО Апатит. Исходя из анализа полученных данных, видно, что в целом в 2003г. антропогенная нагрузка на озеро, как со стороны прямых сбросов, так и аэротехногенных потоков на водосбор, уменьшилась.

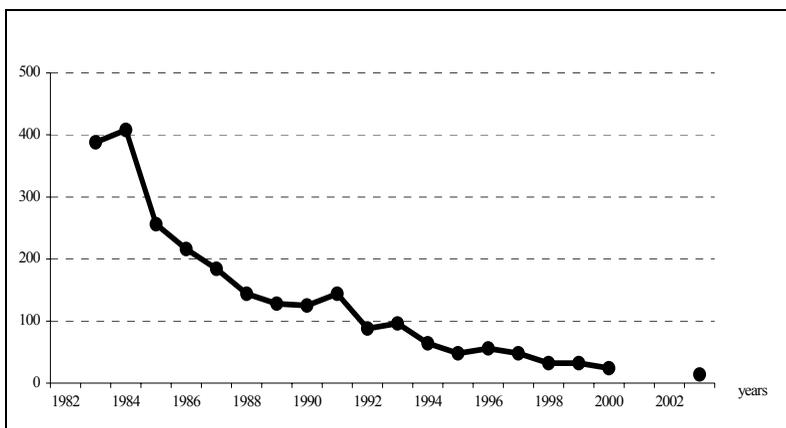


Рис. 2. Динамика поступления никеля (тонны) в озеро Имандра по реке Нюдауй в период с 1982 по 2002 годы.

Таблица 1

Поступление загрязняющих веществ с водосбора в плес Большая Имандра (числитель – в 1989 г., знаменатель – в 2003 г.)

Реки	Площадь водосбора, км ²	Расход, м ³ /сек	SO ₄ , т/год	Ni, т/год	Cu, т/год	P, т/год	N, т/год
Нюдауй	86,37	1,29	<u>39867,8</u>	<u>101,704</u>	<u>4,882</u>	<u>2,766</u>	<u>69,92</u>
			25548,0	14,239	3,958	2,795	20,14
Монче	1583,5	20,5	<u>23624,3</u>	<u>39,711</u>	<u>47,307</u>	<u>6,239</u>	<u>75,32</u>
			2595,6	6,872	6,316	2,392	75,57
Гольцовка	92,3	1,84	<u>46,4</u>	<u>0,128</u>	<u>0,116</u>	<u>1,378</u>	—
			78,3	0,034	0,028	0,151	5,16
Вите	236,2	5,68	<u>1048,8</u>	<u>1,433</u>	<u>1,084</u>	<u>2,257</u>	<u>59,61</u>
			505,5	0,759	0,856	1,021	23,25
Куркенйок	176,8	3,37	<u>791,7</u>	<u>0,978</u>	<u>0,832</u>	<u>2,568</u>	<u>50,05</u>
			518,6	0,414	0,468	0,637	13,39
Б.Белая	236,1	4,72	<u>4465,5</u>	<u>0,744</u>	<u>0,893</u>	<u>24,784</u>	<u>771,94</u>
			3646,8	0,119	0,376	54,479	332,53
Сумма поступления с крупными реками			<u>69844,5</u>	<u>144,698</u>	<u>55,114</u>	<u>39,992</u>	<u>1026,84</u>
			32892,8	22,437	12,002	61,475	470,04
Неучтенный приток			<u>1509,5</u>	<u>2,031</u>	<u>1,626</u>	<u>4,962</u>	<u>87,73</u>
			881,9	0,966	1,082	1,447	33,44
Общее поступление			<u>71354,0</u>	<u>146,729</u>	<u>56,740</u>	<u>44,954</u>	<u>1114,57</u>
			33774,7	23,403	13,084	62,922	503,43
Сток			<u>41683,2</u>	<u>31,530</u>	<u>12,158</u>	<u>32,064</u>	<u>482,30</u>
			32732,0	9,486	6,279	22,712	142,95
Аккумуляция			<u>29670,8</u>	<u>115,199</u>	<u>44,582</u>	<u>12,890</u>	<u>632,27</u>
			1042,7	13,917	6,805	40,210	360,48

Расчет балансов между поступлением в плес и стоков из него показывает объемы аккумуляции элементов в этом плесе (табл. 1.). Аккумуляция никеля и меди за анализируемый период сократилась пропорционально объемам поступления в озеро и составила 13,9 и 6,8 т в год соответственно. Если на 1998г. в озере аккумуляровалось до 90% никеля от объемов его поступления и 75% меди, то в 2000г. этот процент снизился и составляет для обоих элементов около 50%. Сульфаты выносятся из озера практически в том же объеме, что и поступают в озеро. Однако аккумуляция фосфора и азота относительно их поступления увеличилась, что, очевидно, связано с увеличением биологического потребления элемента в трофической структуре экосистемы. Подводя итог анализу поступления загрязняющих веществ в рассматриваемый период, можно сделать заключение, что нагрузка токсичных веществ на озеро снизилась, тогда как биогенных элементов, в частности – фосфора, несколько возросла.

Природные черты

Характеристики природного состояния экосистемы в ретроспективном анализе необходимы как ориентир, к которому необходимо стремиться при управлении восстановлением водных экосистем. Оценка фоновых условий озера Имандра проведена на основе территориально-временного анализа показателей элементов экосистемы. Используются литературные данные предшествующих исследований, а также измерения на участках и сходных озерах региона, отдаленных от влияния промышленных производств, что позволило воссоздать с той или иной степенью достоверности природные условия озера. При анализе данных по элементам экосистем для сопоставимости здесь и далее приводятся результаты исследований в летний период вегетации.

Климатические условия формирования вод Арктического бассейна, с учетом особенностей атмосферного переноса, высокого вклада атмосферных выпадений, тонкий почвенно-растительный покров, низкие температуры и соответственно замедленные процессы химического выветривания и круговорота элементов, формируют ультрапресные воды (сумма ионов была 24–30 мг/л). По природным свойствам озеро – типичный олиготрофный водоем с гидрокарбонатно-натриевой (северный плес) и гидрокарбонатной кальциевой минерализацией (южный плес) с низкими концентрациями взвешенного материала (0,7–1,0 мг/л) и микроэлементов (микрограммы на литр и менее) (табл.2). Содержание общего фосфора менее 2 мкг/л, фосфаты и нитраты в период вегетации практически полностью утилизировались в продукционных процессах. Прозрачность вод достигала 8м. Для этого водоема было характерно высокое насыщение вод кислородом (до дна) благодаря впадению горных незамерзающих рек.

Концентрации основных ионов, биогенных элементов, микроэлементов в различные периоды в зонах влияния: 1) медно-никелевого производства; 2) апатито-нефелинового производства и 3) в целом для плеса Большая Имандра

Показатель	Фоновые значения	1983–1992 г.г.			2003 г.		
		1	2	3	1	2	3
pH	6,4–7,2	$7,04 \pm 0,3$ 6,3–7,4	$7,5 \pm 0,3$ 6,5–8,0	$7,3 \pm 0,3$ 6,3–8,1	$7,3 \pm 0,1$ 7,1–7,5	$7,5 \pm 0,1$ 7,4–7,7	$7,4 \pm 0,2$ 6,8–7,7
Σ ионов, мг/л	20–30	$78,1 \pm 41,2$ 16,0–168	$88,3 \pm 28,7$ 13,3–176	$82,7 \pm 27,8$ 13,3–176	$81,1 \pm 13,0$ 71,8–111,2	$83,6 \pm 2,6$ 80,0–86,3	$81,3 \pm 9,1$ 67,0–112
Электро-др-ть, мкСм/см		$15,3 \pm 6,5$ 6,1–26,0	$17,7 \pm 4,2$ 14,0–26,7	$14,5 \pm 4,6$ 6,1–26,7	$14,9 \pm 2,4$ 12,5–20,0	$13,0 \pm 0,3$ 12,8–13,4	$13,1 \pm 1,8$ 10,8–20,0
Ca, мг/л	1,6–4,0	$4,3 \pm 1,3$ 1,3–8,4	$5,8 \pm 2,9$ 1,60–15,0	$4,8 \pm 1,8$ 1,3–15,0	$3,60 \pm 0,09$ 3,43–3,7	$3,94 \pm 0,20$ 3,65–4,1	$3,73 \pm 0,2$ 3,43–4,1
Mg, мг/л	0,5–1,3	$2,1 \pm 0,9$ 0,4–5,1	$1,4 \pm 0,5$ 0,8–2,7	$1,6 \pm 0,7$ 0,4–5,1	$1,3 \pm 0,1$ 1,2–1,4	$1,0 \pm 0,1$ 1,0–1,2	$1,2 \pm 0,1$ 0,9–1,4
Na, мг/л		$23,2 \pm 11,9$ 3,7–51,9	$21,9 \pm 3,9$ 17,0–34,6	$20,7 \pm 8,7$ 2,6–62,0	$20,3 \pm 4,6$ 16,4–30,0	$17,0 \pm 0,5$ 16,2–17,7	$17,5 \pm 3,2$ 13,6–30,0
K, мг/л		$1,7 \pm 0,6$ 0,5–3,0	$4,7 \pm 2,0$ 2,88–10,9	$3,1 \pm 1,5$ 0,42–10,9	$2,2 \pm 0,3$ 1,64–2,85	$2,8 \pm 0,2$ 2,54–3,10	$2,4 \pm 0,3$ 1,64–3,10
HCO ₃ , мг/л	13–18	$16,8 \pm 4,9$ 2,4–24,4	$27,2 \pm 13,4$ 8,5–70,5	$21,1 \pm 8,6$ 2,4–70,5	$19,7 \pm 3,1$ 13,7–21,8	$25,7 \pm 1,0$ 24,4–27,2	$22,3 \pm 2,9$ 12,7–27,2
SO ₄ , мг/л	1–3	$37,0 \pm 15,9$ 7,6–64,5	$29,1 \pm 5,2$ 14,7–37,1	$30,4 \pm 10,1$ 4,0–64,5	$33,6 \pm 8,5$ 25,6–50,8	$27,7 \pm 0,8$ 26,9–28,5	$28,8 \pm 5,8$ 22,7–50,8
Cl, мг/л	1,4–1,8	$10,4 \pm 9,9$ 1,0–48,0	$8,3 \pm 2,2$ 1,5–12,8	$8,1 \pm 5,1$ 1,0–48,0	$6,4 \pm 1,7$ 4,8–10,3	$5,3 \pm 0,3$ 5,0–5,7	$5,4 \pm 1,1$ 4,3–10,3
PO ₄ , мкг/л	0–8	$2,6 \pm 1,3$ 1,0–3,9	$6,1 \pm 8,1$ 1,4–15,4	$2,1 \pm 3,2$ 2–15,4	2 ± 4 0–12	3 ± 2 1–6	2 ± 3 0–12
P _{общ} , мкг/л		$3,2 \pm 2,1$ 5–7,6	$3,5 \pm 4,7$ 2–17,6	$2,6 \pm 2,9$ 2–17,6	$3,0 \pm 1,3$ 1,7–4,9	$3,3 \pm 2,0$ 1,7–6,8	$2,6 \pm 1,4$ 1,3–6,8

NH ₄ , мкг/л		-	37±2 35-38	41±19 26-75	33±21 15-76	30±24 6-74	23±20 2-76
NO ₃ , мкг/л	0-35	71±78 4-257	469±567 55-1271	102±243 1-1271	11±24 1-70	64±56 5-158	19±38 1-158
N _{общ} , мкг/л		374±216 164-813	792±749 180-1925	436±386 164-1925	253±90 125-402	222±97 132-363	195±84 106-402
Si, мг/л	0,3-0,6	2,3±1,4 0,6-5,1	0,9±1,1 0,06-4,7	1,0±1,1 0,02-5,1	0,7±0,3 0,3-1,4	0,2±0,1 0,1-0,3	0,4±0,3 0,1-1,4
Цветность, Pt		33±6 21-42	36±21 23-81	30±12 16-81	10±2 8-12	7±0 7-7	8±2 6-12
Перманг. ок-ть	3-5	3,6±0,9 1,3-4,8	3,3±1,7 0,9-9,9	3,3±1,1 0,9-9,9	3,2±0,6 2,5-3,8	2,7±0,2 2,5-2,9	2,9±0,4 2,3-3,8
Ni, мкг/л	1	82±36 6-150	28±18 4-63	43±32 4-150	16±5 10-27	8±1 7-9	11±5 7-27
Cu, мкг/л	1	28±36 0-165	9±10 2-45	14±22 0-165	8±2 5-10	4±0,3 4-5	6±2 4-10
Si, мкг/л	26	33±12 15-53	78±28 53-149	57±22 15-149	46±10 32-61	69±3 63-72	58±11 32-72
Al, мкг/л	30	26±14 9-51	82±108 15-540	58±109 0-540	24±7 14-35	92±27 64-145	55±34 14-145
Fe, мкг/л	34	29±18 10-70	60±127 6-645	34±67 9-645	29±16 9-53	40±13 26-55	34±14 9-60
Mn, мкг/л	5,6	17±11 4-38	13±9 5-41	12±12 0-75	15±12 6-35	13±3 9-18	13±8 6-35
Zn, мкг/л	2	19±28 5-113	17±13 1-57	16±18 1-113	2±1 1-4	4±5 1-15	3±3 1-15

Водное население представлено преимущественно арктическими холодноводными видами.

В фитопланктоне в допромышленный период Н.Н. Воронихин (1935) отмечал обилие десмидиевых и диатомовых водорослей, особенно представителей родов *Cosmarium* и *Staurastrum*. Наиболее распространенными в планктоне видами были: *Ceratium hirundinella*, *Quadrigula closterioides*, *Spondylosim planum*, *Stichogloea olivacea*, *Botryococcus braunii*, *Coelosphaerium naegelianium*, *Anabaena lemmermannii*; в обрастаниях макрофитов – *Oocystis grandum*, *Spirogyra* sp., *Mougeotia* sp., *Chlorococcus turgidus*, *C. minutus*, *Nostoc* sp. В работе В.С. Порецкого и др. (1934) приводится список 412 видов и форм диатомей трех крупных озер Кольского п-ова, в том числе ископаемая флора донных отложений. Анализ состава водорослей этого периода показал значительное богатство и разнообразие диатомовых, с преобладанием северо-альпийских форм: *Aulacoseira alpigena*, *A. distans*, *A. valida*, *A. subarctica*, *Cyclotella bodanica*, *C. schumanii* и др. (табл.3)

Таблица 3 и следующая 4 составлены по данным: Верещагин, 1930; Крогиус, 1930; Рихтер, 1934; Порецкий и др., 1934; Воронихин и др., 1935; Крохин, Семенович, 1940; Берг, Правдин, 1948; Галкин и др., 1966; Петровская, 1966; Дольник, Стальмакова, 1975; Деньгина, 1980; Моисеенко, Яковлев, 1990; Яковлев, 1995.1998; Вандыш, 1998; 2000; Ильяшук, 2002; Моисеенко и др., 2002 и дополнена данными исследований в период восстановления экосистемы озера – 2003 г.

Биомасса фитопланктона в природно-чистых водоемах Кольского Севера низкая, средние значения за вегетационный сезон, как правило, не превышали 1 г/м³ (Rodhe, 1948; Петрова, 1971; Lund, 1964; и др.). В незагрязненных участках озера структура биомассы фитопланктона наиболее близка к природному состоянию олиготрофных глубоких озер, при котором основная часть фитопланктона представлена диатомовыми и золотистыми водорослями. Всего по уточненным данным А.Н.Шарова (2002) в озере Имандра обнаружено 234 таксона фитопланктона. Средняя за летний период общая биомасса фитопланктона менее 1 г/м³ и численность не более 155 тыс. кл./л. Доминируют *Rhizosolenia longiseta*, *R. eriensis*, *Aulacoseira alpigena*, *A. italica*, *Dinobryon bavaricum*, *Peridinium aciculiferum*, *P. cintium*. Индекс биоразнообразия (Шеннона) в период вегетации составлял в августе в среднем около 3,5 бит/экз. Средние значения хлорофилла «а», отражающие продукционные процессы за период открытой воды, можно принять 0,2–0,3 мг/м³ по аналогии с другими озерами Севера (табл.4).

Таблица 3

Доминирующие комплексы сообществ озера Имандра в различные периоды

	Природные условия	В условиях сильного загрязнения	В период снижения нагрузок
Фитопланктон	¹⁾ <i>Aulacoseira distans</i> , <i>A. italica</i> , <i>A. islandica</i> , <i>Asterionella formosa</i> , <i>Cyclotella comta</i> , <i>Tabellaria fenestrata</i> , <i>Dinobryon divergens</i> , <i>Anabaena sp.</i>	²⁾ <i>Aulacoseira islandica</i> , <i>Rhizosolenia</i> , <i>Eudorina elegans</i> , <i>Pandorina morum</i> , <i>Cryptomonas sp.</i> , <i>Stephanodiscus sp.</i> , <i>Asterionella formosa</i> , <i>Sphaerocystis schroeteri</i>	³⁾ <i>Cryptomonas sp.</i> , <i>Stephanodiscus sp.</i> , <i>A. islandica</i> , <i>Cyclotella sp.</i> , <i>Synedra sp.</i> , <i>Asterionella formosa</i> , <i>Pandorina morum</i> , <i>Anabaena sp.</i> , <i>Limnithrix planctonica</i> , <i>Tabellaria fenestrata</i>
Зоопланктон	³⁾ <i>Kellicottia longispina</i> , <i>Conochilus unicornis</i> , <i>C. hippocerpis</i> , <i>Bosmina obtusirostris</i> , <i>Daphnia longispina v. hyalina</i> , <i>Cyclops scutifer</i> , <i>Eudiaptomus gracilis</i>	⁴⁾ <i>Synchaeta pectinata</i> , <i>K. cochlearis</i> , <i>Polyarthra sp.</i> , <i>Ploesoma sp.</i> , <i>Filinia sp.</i> , <i>B. obtusirostris</i> , <i>Daphnia sp.</i> , <i>Mesocyclops sp.</i> , <i>Cyclops sp.</i> , <i>Eudiaptomus sp.</i>	⁵⁾ <i>A. priodonta</i> , <i>P. vulgaris</i> , <i>B. hudsoni</i> , <i>K. cochlearis</i> , <i>K. quadrata</i> , <i>K. longispina</i> , <i>N. caudata</i> , <i>B. obtusirostris</i>
Зообентос	⁵⁾ <i>Trissocladius parataticus</i> , <i>Tanytarsus spp.</i> , <i>Procladius spp.</i> , <i>Monoporeia affinis</i> , <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	⁶⁾ <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> , <i>Eutliodrilus hammoniensis</i> , <i>Tubifex tubifex</i> , <i>Chironomus spp.</i>	⁷⁾ <i>Monoporeia affinis</i> , <i>Tubifex tubifex</i> , <i>Chironomus spp.</i> , <i>Tanytarsus spp.</i>
Ихтиофауна	⁶⁾ <i>Salmo trutta(L.)</i> , <i>Coregonus lavaretus(L.)</i> , <i>C. albula(L.)</i> , <i>Salvelinus alpinus(L.)</i> , <i>Thymilus thymallus(L.)</i>	⁶⁾ <i>C. lavaretus</i> , <i>C. albula</i> , <i>Esox lucius</i> , <i>Perca fluviatilis</i> , <i>Phoxinus phoxinus(L.)</i>	⁹⁾ <i>Coregonus lavaretus</i> , <i>C. albula</i> , <i>Esox lucius</i> , <i>Perca fluviatilis</i> , <i>Osmerus eperlanus(L.)</i>

В зоопланктоне в ранних исследованиях Рылов (1916, 1917) отмечал присутствие в оз. Имандра веслоногих – *Cyclops scutifer*, *Cyclops viridis*, *Eudiaptomus gracilis*, *Hetercope appendiculata* и ветвистоусых рачков – *Holopedium gibberum*, *Daphnia longiremis*, *Bosmina longirostris*, *Polyphemus pediculus*, *Bythotrephes longimanus*, *Leptodora kindtii*. Е.М. Крохин и Н.И. Семенович (1940) выявили в 44 видах: простейших – 4, коловраток – 19, веслоногих – 6, ветвистоусых – 15. В руководящий комплекс организмов входили *Kellicottia longispina*, *Polyarthra platyptera*, *Keratella cochlearis*, *Asplanchna priodonta*, *Conochilus unicornis*, *Bosmina obtusirostris*, *Cyclops scutifer*, *Diaptomus gracilis*. Всего по уточненным данным Деньгиной(1980) и Вандыш (1998; 2000)) в структуре зоопланктона определено 105 таксонов. Характеристика доминирующего комплекса представлена в таблице 3.

Динамика основных показателей структуры сообществ в зонах влияния производств: 1 – медно-никелевого; 2 – анатито-нефелинового и 3 – в целом для загрязняемого плеса Большая Имандра

Участки	Показатели	Природные			В условиях сильного загрязнения			В условиях снижения уровня загрязнения		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3
Фитопланктон										
Хлорофилл «а», мг/м ³		4,7±1,4	5,3±0,5	3,8±0,9						
Биомасса, г/м ³		6,8±1,5	5,0±0,9	3,6±0,5			4,5±0,6	3,6±0,3	3,4±0,3	
Численность, млн.кл./л		6,9±0,8	6,5±0,6	3,8±0,3			3,1±0,4	2,5±0,2	2,2±0,1	
Индекс разн. Н бит/экз		2,0±0,2	1,9±0,3	2,5±0,2			2,7±0,3	2,9±0,3	3,1±0,2	
Инд. биомасса, B/N 10 ⁶		0,9±0,2	0,8±0,2	0,9±0,2			1,5±0,2	1,4±0,1	1,5±0,2	
%B <i>Stehrapodiscus</i>		14±1,2	27±2,3	6±1,7			9±1,9	15±3,2	8±0,7	
%B <i>Scutigomus</i>		21±2,3	28±1,5	17±2,5			18±4,1	23±8,9	15±1,	
%B синезеленых		22±2,4	7±0,8	9±1,2			17±4,8	9±3,4,	11±0,5	
%B зеленых		18±1,5	23±2,1	21±1,9			21±5,4	25±6,3	20±0,7	
Зоопланктон										
Биомасса, г/м ³		1,13±0,6	3,3±1,3	1,74±0,3			0,87±0,2	0,63±0,1	0,64±0,3	
Численность, Тыс. экз/м ³		260±76	420±51	149±48			71,4	35,8±9,6	47,6±23	
Индекс разн. Н бит/экз		1,4±0,5	1,9±1,4	1,74±0,2			2,8	2,96±0,4	2,84±0,1	
Роматопя, % В		61±4,9	32±4,8	44 ±17			–	–	20 ±11	
Инд. биомасса, B/N 10 ³		4±0,8	8±0,8	9 ±2,3			12±4,8	18±3,6	12±1,8	
Зообентос										
Численность, Тыс. экз./м ²		1,7	62,0	23,9			1,1	11,0	6,2	
Биомасса, г/м ²		8,6	49,0	21,3			8,0	9,6	12,9	
Индекс разн. Н бит/экз		3,5	1,66	2,2			0,95	1,05	1,1	
Tubificidae + Chironomus, % В		86,0	57,0	68,0			–	–	–	
Инд. биомасса, B/N		6,1	1,8	2,5			7,7	0,8	2,05	

**Характеристика заболеваемости сиговых рыб (*Coregonus Lavaretus L.*)
в плесе Большая Имандра в различные годы: % от обследованных**

Основные симптомы заболеваемости	1981 n = 788	1986 n=721	1991 n=453	1996 n=462	2003 n=235
Нефрокальцитоз	52	47	45	14	–
Фиброэластоз	48	53	55	48	39
Липоидная дегенерация печени и цирроз	100	89	78	48	39
Аномалии в строении гонад	34	27	8	–	–
Сколиоз	6	4	2	–	–

Данные о численности и биомассе зоопланктона в этот период отсутствуют, вместе с тем по аналогии с не загрязняемыми участками данного озера (юго-западные участки Бабинской Имандры) можно предположить, что показатели численности и биомассы зоопланктонного сообщества колебались в пределах 10–100 тыс. экз/м³ и 0,2–1,0 г/м³ соответственно, индекс видового разнообразия Шеннона находился в пределах (2,5–3,0 бит/экз), показатель средней индивидуальной массы зоопланктона достаточно высок (0,01–0,02), что свидетельствует о преобладании в сообществе наиболее ценных в кормовом отношении крупных ветвистоусых (*Bosmina obtusirostris*, *Daphnia cristata*, *Holopedium gibberum*) и веслоногих (*Mesocyclops leuckarti*, *Eudiaptomus gracilis*) ракообразных (табл. 4). Следует отметить обильное развитие каланоид, являющихся чувствительными к воздействию загрязнения.

В зообентосе профундальной зоны озера было найдено 42 вида и формы беспозвоночных, среди которых по количеству видов (27 видов) и частоте встречаемости доминировали личинки хирономид, двусторчатые моллюски представлены были *Euglesa* spp (табл.3). Как и во всех озерах Фенноскандии, широко распространены были реликтовый ракообразные – *Monoporeia affinis* и *Monoporeia relict*a (Герд, 1949). Среди малощетинковых червей были отмечены представители семейств Lumbriculidae, Naididae и Tubificidae.

На видовой состав и структуру зообентосного сообщества большое влияние оказывает характер биотопа. Поэтому, по аналогии с не загрязняемыми участками сложно восстановить его природные характеристики. Отметим лишь, что в незагрязненном плесе доминирует реликтовый бокоплав *Monoporeia affinis* (до 100% встречаемости) в пробах зообентоса (Яковлев, 1998; Ильяшук, 2002).

Наиболее ранние исследования состояния сообществ зообентоса в озере Имандра, выполненные в период с 1930 по 1978 гг., носили эпизодический характер и часто проводились только на отдельных плесах озера (Дольник, Стальмакова, 1975). В период, предшествующий интенсив-

ному развитию индустрии на водосборной территории озера, а именно в 1930 г., средние значения биомассы зообентоса для озера в целом были 1,1–1,4 г м⁻² (Крогиус, 1930; Крохина, Семенович, 1940) и соответствовали α - β -олиготрофному водоему. Значения индекса видового разнообразия сообществ во всех зонах плеса Бабинская Имандра составляли более 3,5 бит экз⁻¹

Рыбное население представлено 16 видами. По составу уловов озеро было типичным сигово-гольцовым водоемом с наличием озерной кумжи. В уловах 1945–1960 гг. доминировали виды пресноводно-арктического комплекса, которые в уловах составляли 90%: сиговые – *Coregonus lavaretus* (L) – 20% и *Coregonus albula* (L) – 50%, голецовые – *Salvelinus alpinus* (L) – 7% и лососевые – *Salmo trutta trutta* (L) – 3%. (Берг, Правдин, 1948) Рыбопродуктивность водоема оценивалась в 4 кг/га (Галкин, 1966) (табл. 4).

Тенденции деградации

Многолетняя антропогенная нагрузка на озеро повлекла изменения всех структурных компонентов экосистемы. Не имея данных непрерывных исследований, выделен период, когда загрязнение вод проявилось наиболее отчетливо, а деградационные процессы достигли максимального развития.

Химический состав вод. Загрязнение вод, которое началось с сороковых годов, достигло максимума к 80-м годам прошлого столетия. Из таблицы 2 можно заключить, что в период максимальных антропогенных нагрузок изменения водной химии в озере произошли по всему озеру, но особенно в местах сброса сточных вод: снизилась прозрачность, увеличилась электропроводность, рН сместился в сторону подщелачивания воды. Как следствие поступления солей изменился ионный состав вод в сторону нарастания доли техногенных сульфатов, которые заняли доминирующее положение над гидрокарбонатами. Влияние сточных вод металлургического предприятия привело к увеличению содержания в водоеме тяжелых металлов, особенно – никеля и меди. Максимально высокие концентрации были характерны для северной части плеса, куда сбрасывают стоки к-т «Североникель» – в губе Монче. Вследствие малых содержаний взвешенных и органических веществ поверхностные воды Субарктики обладают низкой комплексообразующей способностью и, соответственно, низкой буферной емкостью по отношению к металлам, поэтому основная часть техногенно-привнесенных металлов мигрирует в виде ионной наиболее токсичной форме (Moiseenko, 1999)

Антропогенное поступление азота и фосфора в оз. Имандра привело к увеличению как общего содержания этих элементов, так и их минераль-

ных форм (по сравнению с природным содержанием), особенно на участках – приемниках промышленных и хозяйственных сточных вод. Вследствие многолетнего поступления биогенных элементов озеро эвтрофируется. Большая часть озера по содержаниям фосфора (согласно классификации RA.Vollenweider, 1979) в этот период стала соответствовать мезотрофному состоянию, а небольшие заливы – губы Монче и Белая и другие прогреваемые участки – эвтрофному. Для арктических водоемов роль биогенных элементов в эвтрофировании существенно выше вследствие увеличения их уязвимости, связанной с продолжительным периодом существования ледового покрова. Как следствие накопления органического вещества у дна стали формироваться аноксичные условия, усиливая стресс для обитателей северных вод (Моисеенко, 2002).

В условиях загрязнения вод металлами и сопутствующего антропогенного эвтрофирования вод, несмотря на ускоренные процессы связывания и седиментации металлов, возникающий у дна дефицит кислорода приводит к их круговороту в придонных слоях и созданию аномально высоких концентраций для большого спектра металлов (Mn, Fe, Cd, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Co, Zn), что создает стресс для водных обитателей (Moiseenko, 1999).

Таким образом, условия обитания для гидробионтов в этот период стали отличными от природных характеристик, появилось новое свойство – токсичность вод, что повлекло изменения структуры всех звеньев экосистемы.

Фитопланктон. Перестройка структуры фитопланктонных сообществ в условиях загрязнения произошла в направлении формирования обедненных сообществ из эврибионтных видов и космополитов. На загрязненных участках массовое развитие получают зеленые водоросли – родов *Scenedesmus*, *Pandorina* и ряда видов диатомовых. Биомасса фитопланктона увеличилась и достигла на отдельных участках более 20 г/м³. Это объясняется избытком биогенных элементов, которые поступают в составе хозяйственно-бытовых сточных вод.

Перестройка структуры фитопланктонного сообщества в зоне влияния медно-никелевого производства и хозяйственно-бытовых сточных вод города Мончегорска происходит в направлении увеличения разнообразия зеленых водорослей, количество видов которых в пробах достигает 17 (обычно для оз. Имандра около 5). По числу видов лидирует род *Scenedesmus*. Десмидиевые водоросли здесь не обнаружены. Количество сине-зеленых заметно выше по сравнению с другими участками озера. В составе диатомовой флоры заметно снизилась роль видов рода *Tabellaria*. Особенно интенсивное развитие водорослей отмечено в районах смешивания озерной воды и коммунальных стоков. Это явление характерно для

губы Монче – зона влияния стоков г. Мончегорска и губы Белая – зона влияния стоков гг. Апатиты и Кировск.

Для водорослей установлено, что виды-индикаторы загрязнения тяжелыми металлами отсутствуют, а показатель разнообразия сообщества не является надежным индикатором в условиях слабого загрязнения (Моого, 1981). Повышение биомассы зеленых и криптофитовых водорослей, вероятно, может служить индикатором эвтрофирования в оз. Имандра. Индекс биоразнообразия в этой зоне низкий (табл. 3).

В зоне стоков горно-рудного производства ОАО «Апатит» по биомассе и по числу видов в планктоне доминируют зеленые и диатомовые водоросли. Распространенные в северных водоемах золотистые и перидиневые водоросли здесь встречаются редко. Среди диатомовых практически отсутствуют обычные виды из родов *Asterionella* и *Tabellaria*. Наиболее массовыми являются представители родов *Fragilaria*, *Synedra*, *Diatoma*, *Aulacoseira*, *Stephanodiscus*. Из них по биомассе доминируют *Stephanodiscus minutulus*, *Aulacoseira islandica*, *Fragilaria teneras*. Здесь зарегистрировано массовое развитие (численность свыше 11 млн. кл./л.) *S. minutulus*. В летнем планктоне присутствуют виды рода *Cyclotella*. Из зеленых доминируют *Sphaerocystis schroteri*, *Eudorina elegans*, *Scenedesmus ecornis*. Не редко криптомонады, в основном виды рода *Cryptomonas*, образуют до трети от общей биомассы фитопланктона.

Таким образом, в оз. Имандра под влиянием различных антропогенных факторов изменился видовой состав фитопланктона, структура доминирующих комплексов, увеличился диапазон колебания максимальных и минимальных значений численности и биомассы фитопланктона. При увеличении градиента загрязнения средние значения показателей биоразнообразия снижаются, хотя диапазон колебаний минимальных и максимальных величин может увеличиваться.

Зоопланктон. Нарастание антропогенной нагрузки привело к изменениям доминирующего комплекса зоопланктона: не были обнаружены совсем или найдены в минимальном количестве взрослые каланоиды и циклопоиды, хищные клadoцеры (*Leptodora kindtii*, *Polyphemus pediculus*). В период интенсивного загрязнения озера отсутствовали *Collotheca sp.*, *Conochilus sp.*, *Holopedium gibberum*, преобладали эврибионтные виды *Keratella cochlearis*, *Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina*, *Bosmina obtusirostris*. В зоне распространения стоков медно-никелевого и горно-рудного производств доминировали *Asplanchna priodonta*, *Keratella cochlearis*, *K. quadrata*, *Notholca caudata*, *Bosmina obtusirostris*. Единично обнаружены *Leptodora kindtii*, *Polyphemus pediculus*, *Daphnia cristata*, *Eudiaptomus graciloides*, *Heterocope appendiculata*. Коловратки наиболее устойчивы к влиянию сточных вод промышленных производств, поэтому

занимают доминирующее положение в условиях комплексного загрязнения арктических водоемов (табл.3). Следует отметить, что на долю *Asplanchna priodonta* приходилось в среднем 40–50% их общей численности.

Максимальные количественные показатели зоопланктона были зарегистрированы в 1994 г. (численность 260,62 тыс. экз/м³, биомасса 1,13 г/м³) и 1996 г. (численность 309,6 тыс. экз/м³, биомасса 1,49 г/м³). Индекс видового разнообразия Шеннона по численности колебался в пределах 1,48–2,26 бит/экз (табл. 4). Показатель средней индивидуальной массы зоопланктона сообщества (B/N) невысок (0,004–0,005), что говорит о преобладании в сообществе этого периода мелкоразмерных организмов с низкой индивидуальной массой (в основном коловраток).

Общая численность, биомасса и продукция зоопланктона в наиболее загрязненных зонах озера увеличилась в этот период по сравнению с таковыми в контрольном районе и фоновых условиях. Это явление связано с одновременно идущим эвтрофированием, вызванным высоким содержанием в воде биогенных элементов.

Зообентос. Общая численность и биомасса зообентоса также увеличились в зонах загрязнения на фоне снижения видового разнообразия. В заливах загрязнения сформировались сообщества высокой численности с ограниченным составом видов. В губе Монче – это *Chironomus*, *Procladius*, *Dytiscidae*, *Nematoda*; в губе Белой – *Chironomus*, *Tubifex tubifex*, *Limnodrilus hoffmeisteri*, *Procladius* (табл.3). Индекс видового разнообразия в зонах сильного загрязнения находился в пределах 0,5–1,0 бит/экз. Биомасса бентосных организмов возросла, особенно в зонах максимального загрязнения, в губе Белой преобладали олигохеты (биомасса – до 200г/м²), в губе Монче – хирономиды (биомасса более 50 мг/м²). На остальных участках биомасса зообентоса находилась в пределах 6–44 г/м² (Моисеенко, Яковлев, 1990). Устойчивость хирономид и нематод к действию тяжелых металлов отмечена рядом авторов. Олигохеты развиваются в условиях эвтрофирования вод и накопления на дне органических соединений.

Вспышка развития этих видов обусловлена в первую очередь загрязнением донных отложений органическим веществом, во-вторую – отсутствием конкурентных связей с типичными обитателями северных вод. В целом по озеру видовое разнообразие снижается, исчезают реликтовые формы и виды – типичные представители для Палеарктики. В целом для плеса Большая Имандра индекс биоразнообразия в период максимального загрязнения вод не превышал 2 бит/экз (табл. 4).

За последние три десятилетия (1960–1990 гг.) значения биомассы и численности зообентоса в этом плесе увеличились в 7 и 11 раз, соответственно, что свидетельствует об интенсивно протекающих здесь процессах

эвтрофирования. При этом, доля как чувствительных к загрязнению личинок хирономид, так и двусторчатых моллюсков, в общей численности донных беспозвоночных снизилась более чем в 2 раза. Из двух, ранее отмечаемых в оз. Имандра реликтовых ракообразных, *M. relicta*, вероятно, исчез из состава фауны. Вид *M. affinis* оказался значительно более устойчивым к загрязнению озера тяжелыми металлами и биогенными элементами.

Рыбы. В период деградации преобладали сиговые, значительно сократилась численность гольцов и кумжи, что связано с их чувствительностью к загрязнению вод. На фоне отсутствия промысловых уловов рыбопродуктивность снижается до менее 1 кг/га. Массовые заболевания рыб регистрируются в 1970–1980-х годах: отеки; эксудаты; кровоизлияния; изменения в стенках кровеносных сосудов; белково-жировая (токсическая) дистрофия печени, ведущая к атрофии органа; соединительно-тканые разрастания; изменения эпителия и др. Наряду с общими патологиями, у рыб появляются специфические заболевания, характерные для каждого из районов. В зоне влияния медно – никелевых стоков – нефрокальцитоз, а в зоне стоков апатито-нефелинового производства – миопатия и нефрокальцитоз.

В этот период сформировавшиеся высоко-продуктивные с токсичными свойствами участки на дне озера играют роль своеобразных «ловушек», в которых высокие биомассы зообентоса привлекают рыб-бентофагов.

На примере наиболее распространенного вида, обитающего в течение 50 лет в условиях загрязнения, показаны изменения популяционных характеристик, которые произошли в направлении: снижения показателей роста, увеличения вариабельности в сроках полового созревания (наблюдается как отсрочка, так и преждевременное созревание), сокращения кратности нерестов, снижения продолжительности жизни. В основе данных изменений лежит гормональная и биохимическая регуляция, направленная на повышение уровня поддерживающего метаболизма (увеличиваются процессы катаболизма) в ущерб ассимилированной энергии, расходуемой на процессы роста и созревания гонад. Экологическую целесообразность в условиях загрязнения приобрели перестройки в популяции, соответствующие г-отбору, когда преобладают более мелкие и раносозревающие особи, способные реализовать свой репродуктивный потенциал в более молодом возрасте и оставить полноценное потомство. Показано, что у рано созревающих особей формируется полноценная в структурном и энергетическом плане яйцеклетка, а у рыб, которые впервые созревают в более позднем возрасте, отмечен ряд патологий воспроизводительной системы (Моисеенко, 2002). Следует отметить, что, несмотря на много-

летние и разноплановые исследования рыбной части сообществ, полученные авторами выводы остаются дискуссионными и требуют дальнейшего исследования. В таблице 5 приведены основные показатели заболеваемости рыб, свидетельствующие о неблагоприятном состоянии «здоровья» всей экосистемы.

Тенденции восстановления

В ответ на снижение антропогенной нагрузки, которая стала наблюдаться с 90-х годов, обозначились тенденции к улучшению качества вод и восстановлению экосистемы.

Химический состав вод. Концентрации основных металлов в воде снизились как в целом по плесу Большая Имандра, так и в зонах техногенного воздействия. Если содержания никеля в губе Монче достигали 150 мкг/л, то в 2003г. они не превышали 27 мкг/л. Аналогичная тенденция характерна и для концентраций меди и цинка, что позволяет сделать заключение о снижении токсичных свойств вод. Содержание общих форм фосфора сохраняется на прежнем уровне, хотя концентрация биодоступных фосфатов уменьшилась, что свидетельствует об их более активной утилизации в звеньях экосистемы. Концентрации общего фосфора и азота в последнее десятилетие остались практически на прежнем уровне, что свидетельствует о стабилизации процессов эвтрофирования вод. Ионный состав вод также сохраняет стабильность. Интересна динамика кремния: если в период максимального загрязнения его содержание увеличилось, то в современный период наблюдается снижение его концентрации вследствие эвтрофирования вод и утилизации этого элемента развивающимися водорослями (табл.2).

Фитопланктон. Результаты исследований в августе 2003 г. показали незначительное снижение обилия фитопланктона по сравнению с аналогичными периодами 1994–1996 гг.. Значения биомассы варьировали от 2,3 до 7,9 г/м³ (табл. 4), концентрации хлорофилла «а» – от 2.8 до 4.5 мг/м³. Отмечалось более равномерное распределение водорослей по акватории плеса по сравнению с периодом максимального загрязнения. В видовом составе больших изменений не произошло. По-прежнему отмечается высокое обилие видов рода *Cryptomonas*, *Stephanodiscus* и *Aulacoseira islandica*. Диатомовая водоросль *Tabellaria fenestrata*, широко распространенная в северных водоемах и в оз. Имандра, в частности, вновь обильно встречалась в планктонных пробах. В среднем в пробе обнаруживали около 35 таксонов водорослей, что свидетельствует о богатстве планктонной флоры.

Зоопланктон. В 1998 и 2003 гг. отмечается резкое снижение показателей численности зоопланктонного сообщества (69,6 и 71,4 тыс. экз/м³ соот-

ответственно); биомасса снижается не столь значительно (до 0,7 и 0,9 г/м³ соответственно), возрастает величина средней индивидуальной массы зоопланктона сообщества (0,012) и индекс видового разнообразия Шеннона по численности (2,6–2,8 бит/экз). Это свидетельствует о снижении доли коловраток (типичных индикаторов загрязнения) в данной акватории озера и возрастании доли ветвистоусых (*Bosmina obtusirostris*) и веслоногих ракообразных (*Cyclops sp.*, *Cyclops*, *Mesocyclops leuckarti*). Однако наиболее чувствительные к загрязнению ракообразные *Leptodora kindtii*, *Polyphemus pediculus*, *Eudiaptomus graciloides*, *Heterocope appendiculata* по-прежнему встречаются в незначительных количествах (табл.3,4).

В середине августа 2003 г. величины общей численности и биомассы зоопланктона резко снизились по сравнению с предыдущими годами исследований и составляли 35,8 тыс. экз/м³ и 0,63 г/м³ соответственно. Доминировали коловратки *Bipalpus hudsoni*, *Kellicottia longispina*, *Notholca sp.* Индекс видового разнообразия Шеннона возрос 2,96 бит/экз, увеличилась также индивидуальная биомасса зоопланктона (величина В/Н – 0,018). В составе зоопланктона вновь были обнаружены ранее обычные в озере, но исчезнувшие в период максимального загрязнения вод, ценные в кормовом отношении ветвистоусые ракообразные – *Holopedium gibberum*, *Daphnia sp.*, *L. kindtii*.

Зообентос. Данные по зообентосу были получены Ильяшук (2002) в 1998 г. Отмечено, что в профундальном бентосе плеса Большая Имандра среди групп беспозвоночных доминировали ракообразные, представленные реликтовым бокоплавом *M. affinis*. Одновременно, роль ракообразных, представленных бокоплавом *M. affinis*, в зообентосе плеса Большая Имандра возросла почти в 2 раза – с 36 до 60%.

Попрежнему сохраняются низкие показатели видового разнообразия, средние по плесу Большая Имандра составили 1.06 бит экз⁻¹. На участках данного плеса, испытывающих непосредственное воздействие стоков медно-никелевого и/или апатитонифелинового производств совместно с хозяйственно-бытовыми стоками, сообщества характеризовались наиболее низкими значениями разнообразия – 0,95–1,05 бит экз⁻¹.

В последние годы резко возросли значения обилия *M. affinis* в озере, при котором возросло и подавляющее влияние популяции этого ракообразного на фауну хирономид. По мнению Ильяшук (2002) спад производства, имеющий место с начала 1990-х годов, и связанное с этим снижение антропогенной нагрузки на оз. Имандра, позволят ожидать соответствующее снижение обилия *M. affinis* в текущем десятилетии. Сохраняются крайне экстремальные условия для развития донных беспозвоночных в зонах загрязнения. По-прежнему количественное развитие беспозвоночных здесь на 75% определяют олигохеты *T. tubifex* и *L. hoffmeisteri*, что

объясняется высокими концентрациями органического вещества, накопленного в ДО за весь предшествующий период загрязнения губы.

Рыбы. По-прежнему сохраняется тенденция к снижению ценных лососевых и сиговых рыб. Однако заболеваемость рыб снизилась как ответ на снижение токсичной нагрузки на озеро (табл.5). Физиологическое состояние рыб улучшилось, что следует из полученных данных 2003 г. Практически не встречено особей с нефрокальцитозом и сколиозом, миопатией. Единичные случаи патофизиологических изменений регистрируются как следствие хронического пролонгированного действия токсичной нагрузки, и преимущественно в зонах распространения сточных вод медно-никелевого производства. Увеличились показатели среднего веса особей. В данном случае сказываются совместные эффекты повышения кормовой базы как следствие эвтрофирования вод, и ослабления токсичных нагрузок. Следует отметить, что в этот период значительно увеличились объемы неорганизованных (браконьерских) уловов рыб, которые в совокупности с загрязнением, эвтрофированием могли повлиять на структуру рыбного населения. Выделить ведущий фактор в успехах рыбной части сообществ сложно, поскольку невозможно учесть объемы изъятия рыбы из водоема.

Общие закономерности антропогенных сукцессий (заключение)

Пример многолетнего использования водосбора озера Имандра в интересах горно-промышленного комплекса позволил получить уникальные данные по закономерностям антропогенных модификаций арктической водной экосистемы.

Известно, что экосистема под действием возмущающего (антропогенного) фактора переходит из одного в качественно новое стабильное состояние через критическое (Экосистемы в крит.сост., 1989). Под критическим состоянием понимается такое состояние системы, в котором происходит процесс ее качественной перестройки. Качественные изменения начинаются тогда, когда происходит изменение числа элементов системы или связей между элементами. По отношению к экосистемам понятие «нормы и патологии» приобретает смысловую нагрузку и содержание лишь в том случае, когда мы определяем исходные условия и позиции, с которых рассматриваются процессы, протекающие в экосистеме. Исходя из комплексного анализа динамики показателей структурных элементов экосистемы можно сделать заключение о закономерностях ее модификации (рис. 3).

В прошлом – это олиготрофный ультрапресный водоем с низкими концентрациями биогенных элементов, взвешенного материала и микроэлементов. Водное население представлено преимущественно холодолюбивыми стенобионтными видами, характерными для Палеарктики.



Рис. 3. Схема развития экосистемы в качественно новое состояние под воздействием токсичных нагрузок, сопряженных с эвтрофированием озера

Исторически сложилось, что более 60 лет токсичное загрязнение озера сопровождалось поступлением биогенных элементов, которые обеспечили приток энергетических субсидий в экосистемы. В период антропогенной нагрузки гидрохимический режим озера трансформировался - воды стали соответствовать классу сульфатов техногенной природы, повысилось содержание взвешенных веществ. Произошло сильное загрязнение вод тяжелыми металлами, фосфором, азотом. Донные отложения накопили металлы и органическое вещество. Под влиянием хоз-бытовых сбросов водоем эвтрофировался, соответственно – возросли концентрации биогенных элементов.

Из стабильного состояния экосистема перешла в новую развивающуюся стадию. Ее признаки: на фоне снижения численности типичных в Палеарктике видов, уязвимых к токсикантам, возрастает численность эврибионтных видов, которые благодаря высоким концентрациям биогенных элементов и отсутствию конкурентных связей в токсичных условиях с другими обитателями, значительно увеличивают свою численность. Уменьшение условной индивидуальной массы планктонных сообществ свидетельствует о преобладании мелких форм (r -стратегов), обеспечивающих более быстрый оборот биомассы в экосистеме и утилизацию дополнительной энергии, как признак нестабильной развивающейся стадии в сукцессии (Одум, 1986; Алимов, 2000). В бентосных сообществах в условиях токсичного загряз-

нения прослеживается увеличение численности устойчивых к загрязнению вод тяжелыми металлами хириноид. Следует отметить, что на отдельных участках, где преобладает эвтрофирование, также уменьшается средняя индивидуальная масса донных организмов за счет массового развития на заиленных грунтах олигохет.

В условиях снижения токсичного загрязнения происходит реколонизация озера обитателями арктических вод, что подтверждается сменой доминирующих комплексов. Происходит повышение индивидуальной массы организмов в сообществах, увеличивается индекс биоразнообразия планктонных сообществ. Накопленные биогенные элементы вовлечены в биологический круговорот в экосистеме, о чем свидетельствует превышение общих концентраций фосфора над минеральными (8,7 в 2003 г. по отношению к 2,6 в 1983 г.). Снижение концентраций биодоступных форм биогенных элементов и содержания кремния является следствием утилизации их диатомовыми водорослями, которые в период реколонизации занимают доминирующее положение, но в более высокой численности. Поэтому, биомасса водорослей практически не снижается на протяжении последних десятилетий, свидетельствуя о повышенной биопродуктивности озера по отношению к природной. Происходит увеличение числа крупных форм (К-стратегов) и хищных организмов в структуре зоопланктона и бентоса, очевидно, и рыб. К сожалению, прямых данных о рыбопродуктивности озера в последний период нет. Однако опросы населения свидетельствуют о повышении неорганизованного вылова рыбы. При этом биомасса зоопланктона и бентоса снижается, что может быть объяснено двумя факторами: 1) увеличением доминирования хищных форм над мирными в составе этих сообществ, 2) фактором выедания рыбами.

Бентосные сообщества более инертны к восстановлению, их биоразнообразие низко. Накопленные в донных отложениях тяжелые металлы могут вовлекаться в редокс-цикл вследствие окисления органического вещества и аноксичных условий у дна. Более высокий градиент концентраций металлов в придонных слоях вод озера оказывает угнетающее воздействие на донные организмы. Однако на участках с хорошим кислородным режимом обитатели придонных слоев, такие как бокоплав *Monoporeia affinis*, получают преимущества для своего развития в условиях снижения токсичной нагрузки и благоприятных для них кормовых условиях. Исходя из симптомов заболеваемости рыб, также можно сделать заключение об улучшении «здоровья» экосистемы.

Приводимые в работе признаки оживления экосистемы, а именно: повышение роли верхних звеньев трофической структуры экосистемы, ус-

пешная утилизация минеральных форм биогенных элементов, увеличение доли К-стратегов согласуются с закономерностями сукцессий экосистем (по Одуму): от природной через развивающую стадию к более стабильной зрелой (климаксной) ее модификации, но отличной от ее природной структуры. Поэтому, термин «*восстановление экосистем*» в данном случае нельзя отождествлять с понятием возвращения к природному состоянию.

Дискуссионным является вопрос – достижимы ли природные параметры при дальнейшем снижении антропогенных нагрузок или их прекращении. Если да – то за какой период? Учитывая, что полный водообмен в озере происходит за 2 года, то в случае полного прекращения токсичного загрязнения, водная среда очистится от металлов за 2–3 периода водообмена, т.е. 5–6 лет. Однако накопленные на дне металлы могут быть источником вторичного загрязнения вод. Более медленно будет происходить олиготрофикация озера. Наши исследования показали, что вовлеченные в биологический круговорот биогенные вещества поддерживают биопродуктивность сформированных в период загрязнения модифицированных сообществ за счет эврибионтных видов, которые получают преимущества для своего развития в новых условиях. Поэтому достижение природного состояния арктических экосистем после высокого антропогенного стресса будет достаточно длительным процессом и, возможно, не достижимым, поскольку водная экосистема с новыми свойствами приобретает стабильность.

Приведенные материалы показывают основные тенденции антропогенных сукцессий арктических водных экосистем под влиянием многофакторной антропогенной нагрузки, которые могут возникнуть и в других водных системах при освоении минерально-сырьевых ресурсов арктических регионов. Следует в заключение отметить, что народонаселение арктических регионов в перспективе будет возрастать, и соответственно – антропогенная нагрузка на их водные экосистемы.

Литература

Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. С-Пб.: Наука, 2000, 147 с.

Берг Л.С., Правдин И.Ф. Рыбы Кольского полуострова. Л.: Изв. ВНИОРХТа, 1948. Т. XXVI. 442 с.

Вандыш О.И. Зоопланктон как индикатор состояния озерных экосистем (на примере Субарктического оз. Имандра). Вод. рес. 2000. Т. 27, № 3. С.364.

Вандыш О.И. Особенности структурно-функциональных показателей зоопланктона водоемов Кольского региона в условиях разнофакторного антропогенного загрязнения. Автореф. дис. ... канд. биол. наук. СПб, 1998. 27 с.

Верещагин Г.Ю. Методы морфометрической характеристики озер. / Тр. Олонецкой науч. экспедиции. Л., 1930. Ч.2, вып.1. 116с.

Воронихин Н.Н. Водоросли и их группировки в озерах Имандра и Нотозеро (Кольский полуостров) // Тр. Ботан. ин-та АН СССР. Сер. 2. Спорыиые растения. М.-Л., 1935. Вып. 2. С.107–150.

Галкин Г.Г., Колышев А.И., Покровский В.В. Ихтиофауна водохранилищ и озер Мурманской области // Рыбы Мурманской области. Мурманск, 1966. С.177–193.

Герд С.В. Бентос озер Верхнего, Среднего и Нижнего Куйто в связи с вопросом о питании рыб // Тр. Карельской науч.-иссл. станции ВНИИОРХ, 1935. Т. 1. С.103–151.

Деньгина Р.С. Зоопланктон и зообентос озера Имандра // Экосистема озера Имандра под влиянием техногенного загрязнения. Апатиты: Изд-во Кольского филиала АН СССР, 1980. С.78.

Дольник Т.В., Стальмакова Г.А. Зоопланктон и зообентос // Большие озера Кольского полуострова. Л.: Наука, 1975. С.317.

Ильяшук Б.П. Зообентос // Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. М: Наука, 2002, С.200–226.

Крогус Ф.В. Предварительный отчет о работе экспедиции на Умбозере и оз. Имандры летом 1930 г. // Изв. Ленингр. науч.-иссл. ихтиол. ин-та, 1931. Т. 13. Вып. 1. С.45–61.

Крохин Е.М., Семенович Н.И. Материалы к познанию озера Умбозеро // Материалы к изучению вод Кольского полуострова. Мурманск, 1940. Сб. 1. С.151–191.

Моисеенко Т.И., Лукин А.А., Кудрявцева Л.П. и др. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. М: Наука, 2002, 476с.

Моисеенко Т.И., Яковлев В.А. Антропогенные преобразования водных экосистем Кольского Севера. Л.: Наука, 1990. 221 с.

Никулина В.Н. Фитопланктон // Биологическая продуктивность северных озер. Ч.2. Озера Зеленецкое и Акулькино. Л., 1975 б. С.37–52.

Одум Ю. Экология. М.: Мир, 1986. Ч. 1. 376 с.

Петрова Н.А. Фитопланктон Онежского озера. Л., 1971. С.88–129.

Порецкий В.С., Жузе А.П., Шешукова В.С. Диатомовые Кольского полуострова в связи с микроскопическим составом кольских диатомитов // Тр. Геоморфол. ин-та АН СССР. Л., 1934. С.96–210. (Кольский диатомитовый сборник. Вып. 8).

Рихтер Г.Д. Физико-географический очерк озера Имандра и его бассейна. Л.: Гос. технико-теоретическое изд-во, 1934. 144 с.

Рылов В.М. К фауне Cladocera Русской Лапландии // Тр. Сиб. общ. естествоиспыт. Петроград, 1916. Т. 45, вып. 4. С.109–136.

Рылов В.М. Материалы к фауне свободноживущих пресноводных Соперода Северной России // Ежегодник Зоол. музея Российской АН. Петроград, 1917. Т. 22. № 1–3. С.247–310.

Семенович Н.И. Лимнологические условия накопления железистых осадков в озерах / Тр. Лаборатории озераедения. М.-Л.: Изд-во АН СССР, 1958. Т. 6. 186 с.

Шаров А.Н. Фитопланктон водоемов Кольского полуострова. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2004. 113 с.

Яковлев В.А. Изменение структуры зообентоса северо-восточной Фенноскандии под влиянием природных и антропогенных факторов. Автореф. дисс. ... докт. биол. наук. СПб, 1999. 50 с.

Яковлев В.А. Оценка многолетних изменений в развитии и структуре зоопланктона и зообентоса крупного субарктического водоема (на примере оз. Имандра) // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского Севера. Апатиты, 1995а. С.89–104.

Яковлев В.А. Реакция зоопланктона и зообентоса на изменение качества воды Субарктического водоема (на примере оз. Имандра). Вод. рес. 1998. Т. 25, № 6. С.715.

Lund J.W.G. Primary production and periodicity of phytoplankton // Verh. Intern. Vereinig. theor. and angew. Limnol. 1964. Vol. 15. P.37–56.

Moiseenko T. I. A Fate of Metals in Arctic Surface Waters. Method for Defining Critical Levels // The Science of the Total Environment. – 1999. P.19–39.

Rodhe W. Environmental requerents of freshwater plankton algae // Symb. Bot. Upsal. 1948. Bd 10, f.1. P.1–149.

Vollenweider R.A. Advances in defining critical loading levels for phosphorous in lake eutrophication. Met Ins Ital Jdrobion 1979; 33: 53–83.

ОЦЕНКИ ВОЗМОЖНЫХ ИЗМЕНЕНИЙ КЛИМАТА И ИХ ВОЗДЕЙСТВИЕ НА НЕКОТОРЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ ГИДРОЛОГИЧЕСКОГО РЕЖИМА ЛАДОЖСКОГО И ОНЕЖСКОГО ОЗЕР

Филатов Н.Н., Назарова Л.Е., Сало Ю.А., Тержевик А.Ю.

Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, Петрозаводск

Введение

К концу столетия обострилась дискуссия о соотношении антропогенных и естественных изменений климата. Особый интерес вызывают процессы в экосистемах крупнейших озер Европы и, в частности, колебания уровня воды, которые отражают климатические изменения. Знание их имеет важное значение для решения разнообразных практических задач.

В настоящей работе рассматриваются тенденции современных изменений климата и оценивается их возможное воздействие на крупнейшие озера Европы. Исследование основано на материалах инструментальных наблюдений, проведенных Федеральной службой Российской Федерации по гидрометеорологии и мониторингу природной среды, а также математическом моделировании климатических изменений в регионе на моделях глобального климата (МГК).

Изучение меж- и внутривековой изменчивости водного баланса, уровень крупнейших озер Европы (Ладожского, Онежского) представляет ин-

терес в связи с заметными изменениями водности в XX веке. С начала 80-х годов наметилась тенденция повышения уровня крупных озер Европы (КОЕ), которая сменилась в конце XX века – начале XXI заметным падением уровня озер. Большое значение имеет прогноз уровня режима озер в связи с использованием их как транспортных артерий, для гидротехнического строительства, для питьевого водоснабжения. Заметное падение уровня многих озер, в особенности с 1990 г. по настоящее время, создало существенные проблемы для питьевого водоснабжения населенных пунктов. В Карелии была создана специальная правительственная комиссия, в задачу которой входит прогнозирование будущих изменений уровня для принятия управленческих решений. Исследование современного состояния уровня озер и элементов водного баланса (ЭВБ) при изменениях климата представляется весьма актуальной задачей в связи с тем, что анализ этих процессов в предыдущих работах ограничивался данными, собранными до начала 80-х годов, т.е. до заметного изменения уровня водоемов, отмечаемого в последние два десятилетия. Для оценки колебаний уровня озер и факторов, его определяющих, были использованы гидрометеорологические, дендрохронологические, палеолимнологические, геофизические данные, характеризующие особенности изменения климата в регионе в XIX–XX веках.

Настоящее исследование ограничивается анализом данных, собранных для Онежского и Ладожского озер. При этом нами было показано (Климат Карелии, 2004), что крупнейшие озера Европы могут сами влиять на региональные климатические особенности.

Для оценки общих закономерностей важен также анализ «дальних связей» с изменениями уровня удаленных на многие сотни километров озер, что позволяет выявить как общие глобальные особенности, так и региональные закономерности изменчивости уровня озер и ЭВБ. Современное состояние водных ресурсов определяется природными климатическими особенностями региона и антропогенным влиянием на них. Природное качество вод изменяется в результате сброса промышленных и коммунальных бытовых сточных вод, сельскохозяйственного использования, загрязнения атмосферными выпадениями при трансграничных переносах. Изменения климата оказывают определенное влияние на водные ресурсы региона, гидрологический режим водоемов и состояние их экосистем.

Среди наиболее важных задач:

- изучение влияния изменений климата на гидротермодинамический режим Онежского и Ладожского озер;
- оценка изменений экосистем озер под влиянием антропогенных и климатических факторов.

1. Климатические особенности в районе Ладожского и Онежского озер

По генетической классификации Б.А.Алисова, в основу которой положена зависимость возникновения различных типов климата от условий общей циркуляции, климат района Ладожского и Онежского озер – крупнейших озер Европы – относится к атлантико-арктической зоне умеренного пояса. Характер климата обусловлен географической близостью Балтийского, Белого и Баренцева морей, преобладанием интенсивной циклонической деятельности во все времена года. Водосбор Ладожского озера относится к подзоне тайги, которая характеризуется умеренным климатом, теплым и влажным летом, холодной и облачной зимой (Веселова, Кириллова, 1968). Терморегулирующее воздействие озера сказывается на годовом ходе температуры воздуха, особенно в переходные периоды (весна и осень). В среднем за год доминирующей формой циркуляции атмосферы, по классификации Г.Я. Вангенгейма, над территорией КОЕ является западный перенос (151 день), восточная циркуляция встречается реже (94 дня) и 120 дней приходится на меридиональную циркуляцию. Формирование режима ветров Ладожского озера происходит под влиянием атмосферных процессов, общих для большей части северо-запада России. Особенность ветрового режима Ладоги по сравнению с Онегой – сравнительная однородность повторяемости направления ветров. Преобладают юго-западные, южные и юго-восточные ветры, часто отмечаются ветры западного, северо-западного и северного направлений, реже остальных – восточные ветры. Доминирующие направления скорости ветра наблюдаются лишь в 2–3 раза чаще, чем отмечаемые с наименьшей повторяемостью. Так, для ст. Видлица господствующими являются ветры юго-западного направления (повторяемость 14%), реже отмечаются северо-западные, повторяемость которых всего в два раза меньше – 6,7%. Ладожское озеро, по данным И.В. Молчанова, отличается наименьшей по сравнению с соседними районами облачностью. Среднегодовые значения общей облачности над Ладогой и прилегающими территориями составляют около четырех баллов. Распределение среднегодовой общей облачности по озеру характеризуется большой однородностью: облачность на озерных и береговых станциях отличается менее чем на 0,3 балла. В среднем за год с увеличением облачности на один балл величина суммарной радиации падает на 15%.

Северная часть озера находится под воздействием промышленных и коммунально-бытовых сточных вод городов Питкяранта, Сортавала и Лахденпохья и речного стока в северной и северо-восточной частях бассейна. На режиме этого района, учитывая высокую активность динамических процессов в озере, отражается вся совокупность антропогенных факторов, имеющих место для остальной части озера и водосбора.

Особенности гидрохимического и гидробиологического режимов северной части Ладожского озера определяются высокой динамикой водных масс и процессами антропогенного эвтрофирования (Ладожское озеро..., 2002). Даже зимой динамические процессы в озере способствуют распределению загрязнений по всей толще воды. В летнее время антропогенное влияние прослеживается и в северной части Ладоги. Воды Ладожского озера по данным мониторинговых исследований ИВПС КарНЦ РАН по тяжелым металлам являются незагрязненными (Современное состояние..., 1997), такие же выводы получены и в работах Г.Т. Фрумина (1999).

Время образования Ладожского и Онежского озер относится к эпохе дегляциации ледникового покрова (Давыдова, Суббето, 2000). Около 4 тыс. лет назад закончилось формирование Балтийского моря, к этому времени Онежское озеро стало иметь вид, близкий к современному, а Ладожское продолжало меняться. Изостатическое поднятие территории в результате ледниковой разгрузки было неравномерным, из-за чего северо-западное побережье Онежского озера оказалось более приподнятым, что хорошо прослеживается по высотному положению террас. Оно привело к формированию стока из Онежского в Ладожское озеро по р. Свири и прекращению стока в северной части Онего-Ладожского перешейка. Уровень вод Ладоги начал расти, а наибольшего подъема он достиг примерно 2 тыс. лет назад, и затем, когда уровень озера превзошел высоту водораздела, его воды прорвали узкий перешеек и образовалась р. Нева, соединяющая озеро с Балтийским морем. В результате уровень вод Ладоги стал понижаться и с формированием русла р. Невы образовалась система крупнейших озер. Изучение строения донных отложений озер позволило проследить как основные этапы развития геосистемы, так и ландшафтные преобразования на водосборе, связанные с климатом на протяжении голоцена, а также отметить изменения, происходящие в различных районах озер под влиянием усиливающегося антропогенного воздействия. Глубоководные впадины были в то время заполнены льдом. На окружающих территориях доминировали безлесные пространства, кое-где покрытые растительностью, сформировавшейся в приледниковой зоне в условиях сухого и холодного климата, что подтверждается составом диатомей, в которых преобладали североальпийские виды. Данные диатомового анализа подтверждают, что осадконакопление происходило в эпоху потепления климата. В диатомовых комплексах преобладали бореальные виды, существенно снизилась доля североальпийских видов. С похолоданием и сокращением поступления талых вод озера мелели, растительный мир обеднялся. Озера в это время представляли собой холодноводные малопродуктивные водоемы, на их водосборах господствовали сосново-березовые леса. К концу бореального времени в заливах начина-

ется формирование типичных озерных илов, а на водосборах озера господствуют сосновые леса.

Похолодание в последующей суббореальной эпохе (5–2,5 тыс. лет назад) не прервало процесса роста продуктивности экосистемы озер. Суббореальное время характеризуется развитием на водосборах елово-сосновых лесов и сокращением доли участия в них широколиственных пород.

Таким образом, естественные изменения климата приводили к существенной перестройке экосистемы озер.

Особый интерес для оценки изменений климата при антропогенном воздействии представляют сведения, полученные в доиндустриальное время. Такими данными могут быть косвенные источники, в частности, величины концентрации CO_2 в дендробразцах, ширина прироста колец деревьев. Сравнивая колебания прироста деревьев, растущих в непосредственной близости от воды, с изменением уровня водоема, можно ретроспективно восстановить уровень того периода, для которого отсутствуют гидрологические данные, а имеются дендроданные (Гриппа, 1999).

Сопоставление графиков хода уровня озера и прироста модельного дерева показало их совпадение в период как естественного режима, так и зарегулированного стока. В спектрах рассматриваемых временных рядов колебаний уровня озера, прироста деревьев и температуры воздуха отмечаются энергонесущие зоны с временными масштабами порядка 25–30 лет и относительно небольшие 7- и 11-летние цикличности. Высокая когерентность для временных масштабов порядка 30 лет отмечается для флуктуаций уровня озера и прироста деревьев $F(\omega) = |0,65|$, а разность фаз близка к нулю, т.е. изменение процессов прироста деревьев происходит синхронно с колебаниями уровня озера.

По данным завершеного в Финляндии проекта SILMU показано, что при потеплении климата для озер бореальной зоны следует ожидать существенных изменений в гидрологическом режиме и в целом экосистемы. Например, по данным наблюдений на Великих озерах Северной Америки показано, что ледяной покров становится примерно на 20 см тоньше за последние 20 лет (Mortsch, Quinn, 1996). Существенно меняются условия существования биоты в экосистеме Великих озер. Исследований, посвященных изучению изменений климата в районе крупнейших озер Европы, не так много, и почти не изучена возможная реакция экосистем озер на возможные изменения климата.

2. Исследования изменений климата и воздействия

этих изменений на гидрологический режим Ладожского озера

Изучению изменений климата в регионе КОЕ и воздействия этих изменений на озера были посвящены в свое время работы А.В. Шнитникова

(1966), Т. И. Малининой (1966), М. Д. Масановой (1979), В.Н. Адаменко (1985), Н.Н. Филатова, И.В. Филатовой (1988), В.Н. Адаменко, К.Я. Кондратьева (2000), А.М. Догановского, Н.В. Мякишевой (2000), Ю.А. Трапезникова, А.С. Григорьева (2000) и др.

В последние годы большое внимание этой проблематике уделено в работах Г.С. Голицына с соавторами (2000, 2002), Арпе и др., (2000), С.А. Кондратьева с соавторами (2002), а также Н.Н. Филатова с соавторами (Климат Карелии, 2004). Приведем результаты некоторых последних исследований. В работах А.М. Догановского и Н.В. Мякишевой (2000) рассматривается по натурным данным многолетняя изменчивость уровня и ледяного покрова Ладожского озера. Выделены многоводные и маловодные годы, вплоть до 1995 г.

В работе Г.С. Голицына с соавторами (2000) анализируются составляющие теплового и водного балансов на основе моделирования и по фактическим данным до 1988 г. для водосбора Ладожского озера. Исследования выполнены на 14 современных моделях глобального климата (МГК) для периода 1980–1988 гг. Качество воспроизведения моделями различных составляющих теплового и водного балансов: температуры, балансов солнечной и длинноволновой радиации, осадков, испарения, а также связанной с ними облачности, сильно варьирует при расчетах конкретных составляющих конкретными моделями.

В другом исследовании Г.С. Голицына с соавторами (2002) анализируется температурно-влажностный режим в бассейне Ладожского озера по результатам численных экспериментов с совместной моделью общей циркуляции атмосферы и океана (или моделью глобального климата – МГК). В последней работе ими использована модель Метеорологического института Макса Планка ЕСНАМ 4. Численное моделирование осуществлялось на период времени с 1860 до 2100 г., при этом для периода 1860–1990 гг. – с заданными по данным наблюдений концентрациями парниковых газов в атмосфере, а для описания их изменений во времени за период 1991–2100 гг. использовался сценарий, разработанный Межправительственной группой экспертов по изменению климата (IPCC).

Для сопоставления модельных расчетов с данными наблюдений были использованы фактические данные о среднемесячной и среднегодовой температуре приземного воздуха и месячных и годовых суммах осадков в Санкт-Петербурге, а также приземная температура воздуха для водосбора Ладожского озера по среднемесячным данным для периода 1860–1993 гг. Наиболее характерная черта изменчивости региональной среднегодовой температуры в модели – это тенденция увеличения температуры на водосборе Ладожского озера для всего периода с середины XIX в., которая особенно сильно проявляется в XXI в. В ука-

занной работе были вычислены линейные температурные тренды по модельным результатам (1860–2100 гг.) и данным наблюдений за период 1860–1993 гг., сделаны выводы, что положительные линейные тренды модельной температуры для периода 1860–2100 гг. статистически значимы как для среднегодовой температуры, так и для всех месяцев года. Наиболее сильная тенденция увеличения температуры приземного слоя атмосферы в модели отмечается для среднемесячной январской температуры, а наименьший линейный тренд – для июльской температуры. Показано, что среднегодовая модельная температура воздуха на водосборе Ладожского озера, составлявшая в среднем за XX в. по модельным расчетам 3,8 °С, может увеличиться в целом для первой половины XXI в. до 6,6 °С, а для второй половины XXI в. – до 8,9 °С. При этом модель довольно существенно завышает осадки за периоды времени январь-май и сентябрь-декабрь, а с июня по сентябрь она их занижает.

В работе С.А. Кондратьева и Л.К. Ефимовой и др. (Ладожское озеро..., 2002) выполнена оценка изменений гидрологического режима бассейна р. Волхов – крупнейшего притока Ладожского озера в зависимости от изменений климата. Ими проведено детальное изучение гидрологического отклика водосбора на изменения климатических параметров с использованием математической модели гидрологического режима. Математическая модель описывает накопление и таяние снега, увлажнение почв зоны аэрации, испарение с поверхности водосбора, формирование стока с разделением на быструю и медленную составляющие и изменение уровня воды в озере. Для оценки будущих изменений климатических параметров (осадков и температуры воздуха) использованы результаты моделирования общей циркуляции атмосферы и океана по нескольким моделям для условий водосбора Ладожского озера (Голицын и др., 2001). Согласно полученным данным, увеличение среднегодовой температуры воздуха на водосборе р. Волхов для периода 2000–2049 гг. по отношению к периоду 1981–1990 гг. составит 3,0 °С. Увеличение слоя осадков на водосборе за тот же период составит 159 мм/год для периода 2000–2049 гг. При этом ожидается существенное внутригодовое перераспределение осадков, например, наибольшее количество осадков будет выпадать в осенне-зимний период. При потеплении климата и увеличении сумм выпадающих осадков может существенно возрасти слой стока. По данным этой работы увеличение стока в среднем за период 2000–2049 гг. составит 45% по сравнению с периодом апробации модели. Как пишут сами авторы, некоторые из сделанных выводов могут вызывать сомнение, поскольку их достоверность определяется точностью прогноза изменения климатических параметров, в первую очередь – осадков на моделях. Особенно большие неопределенности связаны с оценкой изменений осадков, в связи с этим авто-

ры делают вывод о необходимости комплексирования различных моделей глобального климата.

Работы Ю.А. Трапезникова с соавторами (Трапезников и др., 2000) посвящены изучению механизма формирования годового хода и межгодовой изменчивости уровня озера под воздействием температуры воздуха и осадков с использованием методов теории периодически коррелированных случайных процессов (ПКСП). Показано, что уровень озера значительно реагирует на изменения температуры воздуха и осадков текущего и двух предшествующих лет. При этом максимальный вклад в формирование уровня озера вносят температура воздуха и осадки предшествующего года. Увеличение математического ожидания изменения температуры воздуха на 1°С при потеплении климата в августе приведет к уменьшению среднегодового уровня на 37 см, в сентябре – к уменьшению на 12 см, в декабре – не скажется на поведении уровня, а в ноябре – к повышению уровня на 12 см. Выполненные ими расчеты показывают, что отклонения уровня озера от современных условий могут быть связаны не только с изменениями численных значений климатических показателей (температуры воздуха, атмосферных осадков). Значительные изменения уровня озера могут быть обусловлены смещением границ гидрологических сезонов.

На результатах моделирования и анализа данных в работе (Климат Карелии, 2004) остановимся подробнее в настоящей работе. Определенным отличием является, то, что рассмотрены данные вплоть до 2002 г. для всего водосбора Ладожского и Онежского озер.

3. Современные изменения климата, состояния водоемов и водосборов

Для оценки изменчивости климата и элементов водного баланса (ЭВБ), колебаний уровня озер как интегрального показателя изменений климата, были собраны данные многолетних инструментальных наблюдений за температурой воздуха, осадками, испарением, стоком рек, продолжительностью солнечного сияния (ПСС), данные о ледоставе на озерах, уровне озер и другие параметры за период 1880–2002 гг. на станциях и постах Федеральной службы Российской Федерации по гидрометеорологии и мониторингу природной среды. Анализ основных тенденций в долгосрочных климатических и гидрологических временных рядах по северо-западной части России начиная с 1880 по 2002 гг. выявил наличие положительных линейных трендов годовых температур воздуха (Т), осадков (Р), суммарного испарения (Е) и отрицательный тренд речного стока. В исследуемом регионе, так же, как и по всему северо-западу России, с конца 1970-х гг. были отмечены высокие годовые суммы осадков и уве-

личение уровня воды в озерах. Заметные климатические изменения в регионе в эти годы проявились также в уменьшении продолжительности периода с устойчивым снежным покровом, увеличении безледного периода на озерах и уменьшении ПСС.

Положительная тенденция отмечена и в рядах годовых сумм осадков, что, прежде всего, является следствием увеличения продолжительности периодов с западным переносом воздушных масс в течение года над территорией. Можно отметить увеличение годовых сумм осадков в течение двадцатого столетия. В общем случае увеличение осадков и повышение годовой температуры воздуха приводит к возрастанию суммарного испарения с территории, которое все же не компенсирует полностью увеличение приходной части водного баланса. По полученным результатам нельзя сделать однозначный вывод о том, что изменения климата в регионе, а также реакция на эти изменения уровня и элементов водного баланса озер определяются антропогенными климатическими изменениями, вызванными «парниковым» эффектом. Приведенные выше результаты свидетельствуют о том, что климат и общая увлажненность водосбора подвержены значительным естественным флуктуациям, на которые накладываются колебания, вызванные антропогенными факторами. При этом межвековая и внутривековая изменчивость гидрометеорологических полей существенно влияют на состояние природного фона, на котором происходит функционирование водных экосистем.

Приведем данные об изменении уровня озер и их основные статистические характеристики по современным данным до 2002 г. включительно.

По полученным нами данным, основные тенденции изменений уровня исследуемых озер сохранились, по сравнению с ранее изучаемым периодом 1881–1995 гг., при общей тенденции с 1881 г. увеличения уровня Онежского озера, а Ладожского напротив – падения (отрицательный тренд). До начала 50-х годов XX века тенденции для обоих озер были одинаковые, но после зарегулирования Онежского озера средний уровень Ладожского озера за последние два климатических цикла 1940–2000 гг. был ниже нормы, а Онежского – выше (рис. 1 и 2, табл. 1). Начиная с 90-х годов XX века, наметилась тенденция падения уровня Ладожского и Онежского озер. При этом дисперсия колебаний уровня в течение климатического цикла 1970–2000 гг. минимальная (табл.1). За последние 10 лет отмечается маловодная фаза для обоих озер, однако среднегодовые значения уровня озер далеки от минимальных, наблюдавшихся в 1940 и 70-х годах.

Ладожское
Н, см

Онежское,
Н, см

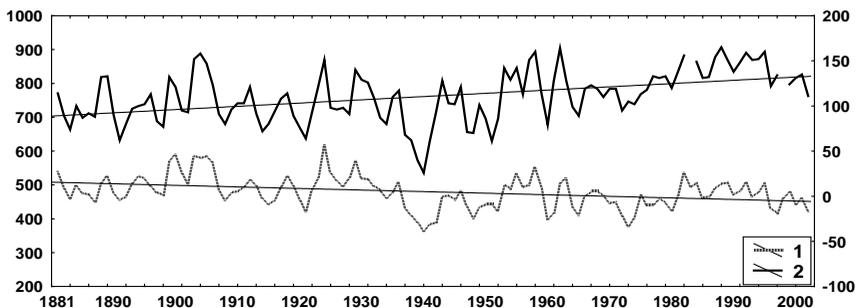


Рис. 1. Основные тенденции изменений уровня (в см.) крупнейших озер Европы: Онежского (1) и Ладожского (2) за 1881–2002 гг.

Н, см

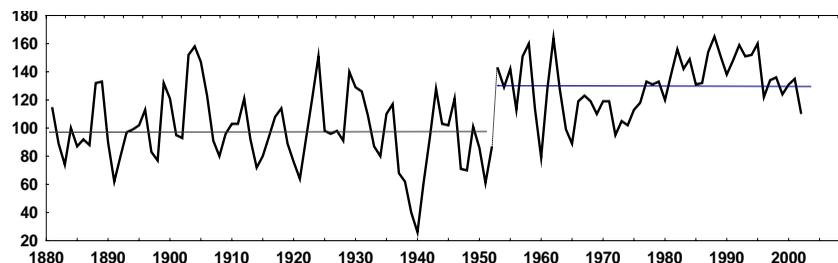


Рис. 2. График многолетних колебаний уровня воды Онежского озера в естественных условиях (1881–1951 гг.) и после создания Верхне-Сви́рского водохранилища (с 1953 г.)

Таблица 1

Основные статистические характеристики уровня озер по данным над нулем поста за 1881–2002 гг.

/Озеро Стат. значения/	Ладожское (нуль поста 0 м. БС)	Онежское (нуль поста 31,8 м.БС)
Среднее	479	111
Медиана	480	113
Максимум	620	165
Минимум	364	26
Дисперсия	2263	795
Стандартное отклонение	47,5	28,2
Асимметрия	0,22	-0,21
Экссесс	0,28	-0,32

В исследованиях (Климат Карелии, 2004), показано, что изменения климата могут воздействовать на изменения экосистем озер, сами водные объекты также могут влиять на климатические особенности водосбора. Нам было выявлено влияние Ладожского и Онежского озер на климатические характеристики региона.

Для оценки возможных изменений основных характеристик климата и ЭВБ исследуемой территории были использованы результаты численного моделирования на модели глобальной циркуляции атмосферы и океана, разработанной в Метеорологическом институте Макса Планка (Bengtsson, 1997).

В основе модели лежит система уравнений геофизической гидродинамики. Расчетные уравнения получены для сетки с пространственным разрешением $2,8^\circ \times 2,8^\circ$ по широте и долготе и от земной поверхности по 10 уровням до 30 км (до высоты 10 гПа) по вертикали для всего Земного шара. Минимально возможный временной шаг модели ЕСНАМ4/ОРУС3 составляет 24 мин, однако в нашем случае использовались результаты моделирования среднемесячных значений моделируемых параметров. Выходными данными модели являются хронологические ряды приземной температуры воздуха и осадков по 10 уровням в слое 0–30 км, облачности, относительной влажности, высоты снежного покрова, испарения с поверхности суши и водной поверхности, элементов солнечной радиации, характеристик ветра у земли и на высотах и др. Расчеты по модели были проведены в Метеорологическом институте Макса Планка С.И. Кузьминой (Нансеновский международный центр дистанционных методов и окружающей среды) за период 1950–1990 гг. (контрольный период для сопоставления модельных и инструментальных данных как по регионам, так и для всего Земного шара), а также на перспективу (2000–2100 гг.) по двум сценариям изменения климата. В качестве сценариев использовались оценки возможного постепенного увеличения концентрации парниковых газов, принятые при разработке и проверке известной модели глобального циркуляционного механизма IPCC (Noughton и др., 1995).

Для оценки соответствия данных наблюдений и модельных расчетов месячных и годовых осадков и температуры воздуха, полученных для отдельных метеостанций, было проведено сравнение с данными в наиболее близко расположенных узлах модели. Анализ измеренных и модельных данных для отдельных станций показал хорошее соответствие среднемесячных значений температуры воздуха, однако для месячных сумм осадков связь неудовлетворительна. Для годовых значений, рассчитанных в целом по каждой территории, модельные данные хорошо согласуются с измеренными значениями (Назарова и др., 2001).

В соответствии с результатами моделирования на модели ЕСНАМ4/ОРУСЗ в изучаемом районе возможны заметные изменения климата и гидрологического режима. На водосборе Онежского озера возможен рост годовой температуры воздуха от 1,6 до 2,7–3,0°C, увеличение годовых сумм осадков от 582 мм до 610–635 мм, при этом суммарное испарение может возрасти от 264 до 323–348 мм. Учитывая эти соотношения, суммарный речной сток при новых климатических условиях может уменьшиться с 319 в современном климате до 280–290 мм к 2050 году. В новых климатических условиях по обоим сценариям наибольший рост температуры воздуха будет отмечаться в зимние сезоны (декабрь–февраль). Согласно модельным данным, возможны значительные изменения в распределении среднемесячных температур воздуха: в Карелии месяцы с мая по октябрь станут более теплыми, чем в настоящее время, на Кольском полуострове все месяцы будут значительно теплее.

Для Карелии была разработана простая статистическая модель водного баланса для скользких 15-летних (Сало, 2003). Далее было выполнено численное моделирование по модели ЕСНАМ4/ОРУСЗ и были оценены тенденции изменения ЭВБ на перспективу (2000–2050 гг.) по двум сценариям изменения климата. После осреднения с периодом 15 лет полученные ряды вводились в модель регионального водного баланса, по соответствующим уравнениям которого рассчитывались испаряемость, суммарное испарение и, в конечном итоге, речной сток на период 2000–2050 гг. для G (удвоение концентрации CO₂ в атмосфере Земли в течение 2000–2100 гг.) и GA (дополнительно учитывается прямой эффект атмосферного аэрозоля) сценариев. Необходимо отметить, что стыковка двух моделей (МГК и регионального водного баланса) позволяет оценить возможные изменения тех ЭВБ, которые отсутствуют на выходе модели ЕСНАМ4/ОРУСЗ. Эти оценки показывают, что все ЭВБ на исследуемом водосборе, кроме речного стока, в новых климатических условиях по обоим сценариям будут возрастать. Наиболее интенсивно, в 1,2–1,3 раза или на 60–80 мм в сравнении с периодом 1950–1999 гг., возрастет суммарное испарение. Эта оценка хорошо согласуется с модельными данными, полученными по другим МГК (Бусарова, Гусев, 1995). При новых климатических условиях изменится внутригодовое распределение среднемесячных температур воздуха. Наибольшее потепление возможно в осенние и зимние месяцы, в то время как в течение весенних и летних месяцев повышение температуры воздуха не будет столь значительным. Необходимо отметить, что оценка месячных сумм осадков при новых климатических условиях была некорректна, поскольку модельные данные дают неудовлетворительную аппроксима-

цию рассчитанных и измеренных осадков за контрольный период 1960–1999 гг. Оценки возможных изменений температуры водной массы Ладожского озера в 2000–2050 гг. для двух сценариев изменения глобального климата производились следующим образом. Расчет температуры водной массы Ладожского озера ($T_{\text{ВМ}}$) за период 1956–1967 гг. был выполнен А. И. Тихомировым (1982), результаты расчета представлены в табл. 2.

Таблица 2

Среднемесячные средние и экстремальные значения температуры водной массы $T_{\text{ВМ}}$ Ладожского озера за 1956–1967 гг ($^{\circ}\text{C}$) по А. И. Тихомирову (1982)

		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	год
$T_{\text{ВМ}}$	Ср.	1,6	0,8	0,4	0,5	1,9	3,9	5,8	7,2	7,0	6,2	4,7	2,9	3,6
	Мин.	1,2	0,7	0,3	0,4	1,4	3,5	5,0	6,6,	6,6	5,8	3,7	3,5	3,4
	макс	2,4	1,0	0,8	0,8	2,4	4,2	6,1	7,9	7,2	6,8	6,0	4,2	3,9

Используя эти данные, нами установлена связь среднемесячных значений $T_{\text{ВМ}}$ со средневзвешенной температурой воздуха над акваторией Ладожского озера (T_{V}) за этот же период (рис. 3). Значения T_{V} рассчитаны по данным береговых метеостанций Сортавала, Олонек, Приозерск, Новая Ладога, Петрокрепость и островной станции Валаам по методу тяготеющих площадей. На этом же рисунке показана связь среднемесячных значений температуры водной массы с температурой воздуха для Онежского озера.

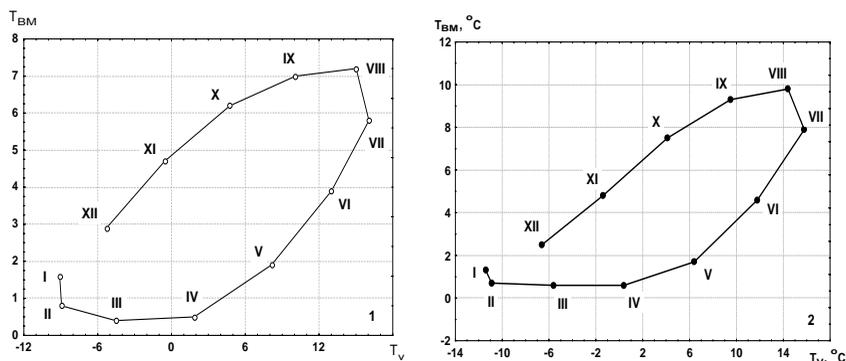


Рис. 3. График связи $T_{\text{ВМ}}$ и T_{V} для Ладожского (1) и Онежского (2) озер

В аналитическом виде связь $T_{\text{ВМ}}$ и T_{V} для Ладожского озера аппроксимируется достаточно точно полиномом пятой степени:

а) для периода февраль-июль

$$T_{\text{BM}} = 0,336 + 0,057 T_V + 0,017 T_V^2 + 8,52 \cdot 10^{-5} T_V^3 - 3,38 \cdot 10^{-5} T_V^4 + 1,9 \cdot 10^{-6} T_V^5, \quad (1)$$

б) для периода август-январь

$$T_{\text{BM}} = 4,891 + 0,336 T_V - 0,012 T_V^2 - 4,32 \cdot 10^{-4} T_V^3 + 4,57 \cdot 10^{-5} T_V^4 - 1,31 \cdot 10^{-6} T_V^5. \quad (2)$$

Таким образом, можно оценить возможные изменения среднемесячной температуры водной массы Ладожского озера для двух сценариев изменения глобального климата по уравнениям связи (1) и (2), используя в качестве ожидаемых значений T_V результаты численных экспериментов на модели ЕСНАМ4.

Анализ модельных данных ЕСНАМ4 показал, что в новых климатических условиях внутригодовой ход температуры воздуха над акваторией озера изменится, максимум среднемесячной температуры сместится на август, период с августа по январь будет теплее, а март-июнь – несколько холоднее, чем в настоящее время (рис. 4).

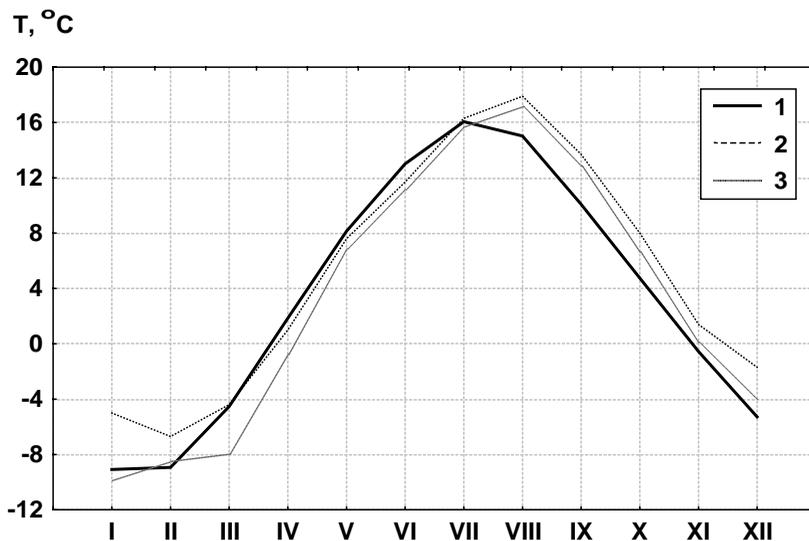


Рис. 4. Среднемесячная температура воздуха над акваторией Ладожского озера для периода 1950–1999 гг. (1) и ее возможные изменения в 2000–2050 гг. (2 – сценарий G, 3 – сценарий GA)

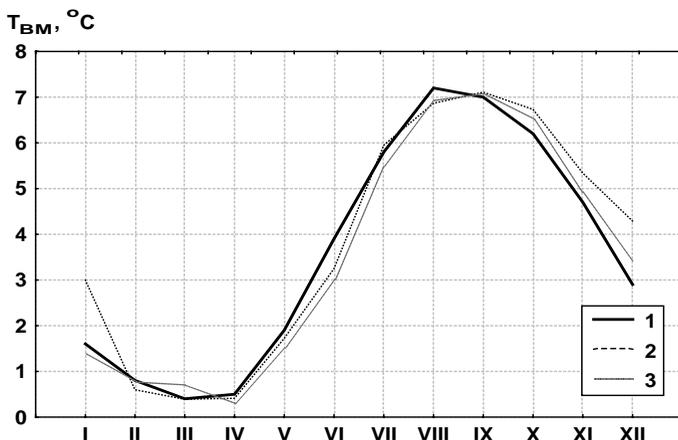


Рис. 5. Среднемесячная температура водной массы Ладожского озера для периода 1950–1999 гг. (1) и ее возможные изменения в 2000–2050 гг. (2 – сценарий G, 3 – сценарий GA)

Результаты расчета величин $T_{ВМ}$ по уравнениям связи (1) и (2) для условий нового климата приведены в табл. 3 и на рис. 5 для сценария G (удвоение концентрации CO_2 в атмосфере Земного шара в течение 2000–2100 гг.) и сценария GA (дополнительный учет прямого эффекта атмосферного аэрозоля). Результаты аналогичных расчетов температуры водной массы Онежского озера приведены в табл. 3.

Кроме оценки изменений средней многолетней температуры водной массы озера, имеющиеся данные модели ЕСНАМ4 позволяют выполнить расчет указанной характеристики для отдельных лет в течение 2000–2050 гг.

Таблица 3

Изменение среднемесячной температуры водной массы Ладожского и Онежского озер в среднем для периода 2000–2050 гг. для двух сценариев изменения глобального климата

Период	Сцен.	Температура водной массы, °C												
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	год
Ладожское озеро														
1956–1967		1,6	0,8	0,4	0,5	1,9	3,9	5,8	7,2	7,0	6,2	4,7	2,9	3,6
2000–2050	G	3,0	0,6	0,4	0,4	1,7	3,2	6,0	6,9	7,1	6,7	5,3	4,3	3,8
2000–2050	GA	1,4	0,8	0,7	0,3	1,5	3,0	5,5	6,9	7,1	6,5	4,9	3,4	3,5
Онежское озеро														
1956–1967		1,3	0,7	0,6	0,6	1,7	4,6	7,9	9,8	9,3	7,5	4,8	2,5	4,3
2000–2050	G	1,8	0,7	0,5	0,6	2,9	7,0	9,1	9,3	9,7	8,4	5,7	3,2	4,9
2000–2050	GA	3,0	1,0	0,5	0,7	2,5	5,3	7,3	9,6	9,7	8,9	7,2	5,0	5,1

При увеличении температуры воздуха возрастет температура воды озер Фенноскандии, с 7 до 8–9 месяцев возрастет безледоставный период, количество атмосферных осадков увеличится, что повлечет за собой повышение уровня озер (Филатов, 1997; Kuusisto, 1992). Такие изменения гидрометеорологических характеристик приведут к воздействию на водные и наземные экосистемы. Возможны и серьезные изменения гидродинамики крупнейших озер Европы. Ранее нами было показано (Limnology and Remote Sensing, 1999), что при вышеуказанных условиях возможно увеличение интенсификации течений, перемешивания. Если в настоящее время при климатическом масштабе осреднения основной вклад в механизм формирования общей циркуляции вод циклонического характера вносит циркуляция вод в весенне-осенний период (за счет совместного эффекта бароклинности, ветра и рельефа дна), то при потеплении климата в соответствии с рассчитанными значениями, возрастет интенсивность циркуляции зимой. При этом при длительном воздействии ветра в озерах формируется «двухъячeyковая» циркуляция вод. Существенно возрастет как и в Великих Американских озерах (ВАО) циркуляция вод, перемешивание в зимний период. Процессы переноса и перемешивания (термогидродинамические) в определенной степени схожи для крупных димиктических озер (Филатов, 1991). Как показали дальнейшие исследования (Beletsky et al., 1999), в ВАО интенсивность циркуляции в зимний период выше, поскольку в это время они не замерзают, за исключением оз. Эри, в то время как КОЕ полностью или частично в зимний период покрываются ледяным покровом и в них отмечается слабая интенсивность динамики вод.

Современные изменения термогидродинамики и экосистем крупнейших озер Европы исследуются в работах коллектива авторов из СПб ЭМИ РАН и ИВПС КарНЦ РАН (см. настоящий сборник и препринт «Влияние потепления климата на экосистемы больших озер Северо-Запада России (Ладога и Онега)», 2003).

Заключение

Оценивая последствия наложения взаимодействия климатических вариаций и антропогенного прессинга на крупнейшие озера Европы и Великие северо-американские озера за последние 40 лет, становится очевидным, что хозяйственная деятельность человека оказала за этот период большое влияние на их экосистемы, при том, что в изменениях климата, по всей видимости, преобладала естественная, природная изменчивость. Тем не менее, в будущем при условии снижения антропогенной нагрузки роль климатических факторов в формировании динамики экосистем крупнейших озер Европы может оказаться определяющей. По полученным в настоящей работе результатам нельзя сделать

однозначный вывод о том, что изменения климата в регионе, а также реакция на эти изменения уровня и элементов водного баланса озер определяются антропогенными климатическими изменениями, вызванными «парниковым» эффектом. Приведенные выше результаты свидетельствуют о том, что климат и общая увлажненность водосбора подвержены значительным естественным флуктуациям, на которые накладываются колебания, вызванные антропогенными факторами. При этом межвековая и внутривековая изменчивость гидрометеорологических полей существенно влияют на состояние природного фона, на котором происходит функционирование водных экосистем. В изучаемом районе возможны заметные изменения климата и гидрологического режима. На водосборе Онежского озера возможен рост годовой температуры воздуха от 1,6 до 2,7–3,0°C, увеличение годовых сумм осадков от 582 мм до 610–635 мм, при этом суммарное испарение может возрасти от 264 до 323–348 мм. Учитывая эти соотношения, суммарный речной сток при новых климатических условиях может уменьшиться с 319 в современном климате до 280–290 мм к 2050 году. В новых климатических условиях по обоим сценариям наибольший рост температуры приземного слоя воздуха будет отмечаться в зимние сезоны (декабрь–февраль). Согласно модельным данным, возможны значительные изменения в распределении среднемесячных температур воздуха: в Карелии месяцы с мая по октябрь станут более теплыми, чем в настоящее время, на Кольском полуострове все месяцы будут значительно теплее.

В настоящей работе оценены возможные изменения среднемесячной температуры водной массы Ладожского и Онежского озер для двух сценариев изменения глобального климата по уравнениям связи (1) и (2), используя в качестве ожидаемых значений T_v результаты численных экспериментов на модели ЕСНАМ4; выявлена статистика проявления наиболее важных гидрологических процессов и явлений (время наступления и исчезновения весеннего и осеннего термобара, время наступления ледяного покрова, стратификации вод и др., в озерах (см. табл. 1 работы Л.А. Руховца, Н.Н.Филатова и др. наст. сборник). Полученные сведения кроме самостоятельного научного интереса использовались в расчетах на 3-х мерных моделях термогидродинамики и экосистем озер.

Таким образом, на водосборах произойдут серьезные изменения. И эти изменения скажутся на самих озерах. Это может способствовать усилению процесса эвтрофирования водоемов. Изменения климатического и водного режима потребуют изменения в управлении водохозяйственными системами и отраслями экономики, базирующимися на использовании водных ресурсов (гидроэнергетика, промышленное и коммунальное водоснабжение, сельское хозяйство и др.).

Литература

Адаменко В.Н., Кондратьев К.Я. Глобальные изменения климата и их эмпирическая диагностика // В сб. Антропогенное воздействие на природу Севера и его экологические последствия. Под. Ред. Ю.А. Израэля, Г.В.Калабина, В.В.Никонова. КНЦ РАН, Апатиты, 1999. С. 17–34.

Адаменко В.Н. Климат и озера. Гидрометеиздат. Л. 1985, 264 с.

Бондарик Н.Л. Влияние лесопользования на водность рек Карелии // Пятая Санкт-Петербургская Ассамблея молодых ученых и специалистов: Тезисы докладов. СПб.: Изд-во СПбГУ, 2000. С.9.

Бусарова О.Е., Гусев Е.М. Использование результатов моделирования изменения климата для оценки изменения суммарного испарения для территории Европы // Метеорология и гидрология, 1995, № 10. С.29-34.

Влияние потепления климата на экосистемы больших озер Северо-Запада России (Ладога и Онега). Под ред. Л.А.Руховца и Н.Н.Филатова. Препринт доклада. Часть.1. Изд. СПб Институт экономики и математики и ИВПС КарНЦ РАН. СПб. 2003. 52 с.2003.

Догановский А.М., Мякишева Н.В. Уровень Ладожского озера в различных диапазонах частот // Ладожское озеро. Мониторинг, исследование современного состояния и проблемы управления Ладожским озером и другими большими озерами. Ред. Н.Н. Филатов. Петрозаводск. КарНЦ РАН, 2000. С.352–358.

Голицын Г.С., Мелешко В.П., Ефимова Л.К., Говоркова В.А., Сомова Н.Г. Составляющие водного и теплового балансов на водосборе Ладожского озера по фактическим и модельным данным //Ладожское озеро. Мониторинг, исследование современного состояния и проблемы управления Ладожским озером и другими большими озерами. Ред. Н.Н. Филатов. Петрозаводск. КарНЦ РАН, 2000. С.312–319.

Голицын Г.С., Ефимова Л.К., Мохов И.И., Семенов В.А., Хон В.Ч. Изменения температуры и осадков в бассейне Ладожского озера по расчетам климатической модели общей циркуляции в XIX—XXI вв. Изв. РГО, т.134, в.6, 2002 . с.

Гриппа С.П. Дендроиндикация естественных и антропогенных изменений природных условий Восточной Фенноскандии. Авт. дис. Петрозаводск, 1999. 23 с.

Давыдова Н.Н., Суббето Д.А. Геоэкологический мониторинг Ладожского озера по палеолимнологическим данным // Ладожское озеро. Мониторинг, исследование современного состояния и проблемы управления Ладожским озером и другими большими озерами. Ред. Н.Н. Филатов. Петрозаводск, КарНЦ РАН, 2000. С.66–75.

Карпечко Ю.В., Бондарик Н.Л., Карпечко В.А. Влияние антропогенных факторов на формирование речного стока на водосборе Белого моря // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера: Материалы II (XXV) Международной конференции (22–26 ноября 1999 г., Петрозаводск). Изд-во ПГУ, 1999. С.328–331.

Климат Карелии: изменчивость и влияние на водные объекты и водосборы. Под. Ред. Н.Н.Филатова. Изд. КарНЦ РАН. Петрозаводск. 204.223 с.

Кондратьев С.А., Ефимова Л.К., Маркова Е.Г. Оценка изменений гидрологического режима водосбора и притока в озеро в зависимости от изменений климата //Ладожское озеро: прошлое, настоящее, будущее. СПб. Наука. 2002. С. 50–54.

Ладожское озеро. Прошлое, настоящее будущее,. Под. Ред. В.А.Румянцева, В.Г.Драбковой. СПб. Наука. 2002. 327 с.

Малинина Т.И. Водный баланс Ладожского озера // Гидрологический режим и водный баланс Ладожского озера. Л., 1966. С. 182–203.

Масанова М.Д. Межгодовая изменчивость компонентов общей увлажненности территории Европы. Авт. дис. Л., 1979. 24 с.

Назарова Л.Е., Сало Ю.А., Филатов Н.Н. Изменение климата и водные ресурсы Восточной Фенноскандии. Препринт доклада. Петрозаводск, КарНЦ РАН, 2001. 35 с.

Сало Ю.А. Закономерности многолетних колебаний элементов водного баланса территории Карелии. Авт. дис. РГГМУ, СПб. 2003. 24 с.

Современное состояние водных объектов Республики Карелия. Отв. ред. Н.Н. Филатов, Т.П. Куликова, П.А. Лозовик. Петрозаводск. 1997. 188 с.

Трапезников Ю.А., Григорьев А.С., Хорбаладзе М.А. Уровень Ладожского озера под влиянием климатических факторов //Ладожское озеро. Мониторинг, исследование современного состояния и проблемы управления Ладожским озером и другими большими озерами. Ред. Н.Н. Филатов. Петрозаводск, КарНЦ РАН, 2000. С.581–365.

Филатов Н.Н. Изменение климата Восточной Фенноскандии и уровня воды крупнейших озер Европы. Петрозаводск, КарНЦ РАН, 1997. 148 с.

Филатов Н.Н., Филатова И.В. Закономерности изменчивости внешнего водообмена и уровня крупных озер. Тр.V Гидрологического съезда. Л. Гидрометеоздат . 1990. С.73–81.

Фруммин Г.Т. Оценка состояния водных объектов и экологическое нормирование. СПб. 1998. 96 с.

Шнитников А.В. Межгодовая изменчивость общего увлажнения в бассейне Ладожского озера // Гидрологический режим и водный баланс Ладожского озера. Ленинград, 1966. С.5–57.

Beletsky D., Saylor D., Schwab D. 1999. Mean circulation in the Great Lakes. J. Great Lakes Res. Vol. 25. No. 1. P. 78–93.

Bengtsson L. Numerical modeling of the Earth's Climate. Publ. of Max-Planck Inst. for Meteorology, Hamburg, 1997. 94 p.

Climate of Europe, 1995. First European Climate Assessment. ECSN, Netherlands, 731 p.

Filatov N., Nazarova L. and Salo Yu. Possible climate and water balance changes in Karelia (Russia) during the first half of the XXI century //In: the J. Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers Vol. 13, No. 3–4 141/3-4. С. 341–352, 2002

Houghton J.T., Meira Filho L.G., Callandar B.A., Harris N, Kattenberg A. Maskell (Eds.) / Climate Change 1995, The Science of Climate Changes. Contribution of working group I. Intergovernmental Panel of Climate Change (Cambridge Univ. Press), 1995.

Kuusisto E. Runoff from Finland in the period 1931–1990. J. Aqua Fennica, v. 22, 1, 1992. P. 9–22.

Limnology and Remote Sensing, Ed. By K.Kondratyev, N.Filatov. London.. Springer-Praxis. 1999. 412 p.

Mortsch L., Quinn F. 1996. Climate change scenarios for Great Lakes Basin ecosystem studies. Limnol. Oceanogr. Vol. 41. No.5. pp. 903–911.

ИССЛЕДОВАНИЯ ОЗЕРНО-РЕЧНЫХ СИСТЕМ И ПОДЗЕМНЫХ ВОД

СОВРЕМЕННЫЕ ПОДХОДЫ К ОЦЕНКЕ ПРОЦЕССОВ ТРАНСФОРМАЦИИ ПРЭСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ СЕВЕРА

*Н.А. Кашулин, В.А. Даувальтер, Б.П. Ильяшук,
Н.Е. Раткин, О.И. Вандыш*

Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН
nikolay@inep.ksc.ru

Высокие темпы индустриализации северных регионов в XX в. породили целый ряд проблем, связанных с изменениями качества окружающей среды. Сосредоточение на относительно небольших территориях населенных пунктов с большой численностью населения, мощных горнодобывающих, горноперерабатывающих, металлургических, энергетических, транспортных и других предприятий, при отсутствии научно-обоснованных региональных допустимых уровней нагрузки и использовании неэффективных методов контроля привели к образованию вблизи индустриальных центров зон экологического неблагополучия. Осознание необходимости гармонизации отношений между человеком и природой потребовало разработки новых методов оценки состояния природных экосистем и нормирования антропогенной нагрузки на них.

Первоначально внимание исследователей было сосредоточено на водоемах, испытывающих наибольшую техногенную нагрузку. На этом этапе были сформированы основные методологические подходы изучения процессов антропогенной трансформации пресноводных экосистем. В настоящее время встают новые проблемы изучения долговременных изменений под воздействием аэротехногенных загрязнений, когда основным объектом исследований стали водоемы, расположенные в региональных фоновых районах, где влияние техногенных факторов не столь очевидно, но последствия их продолжительных воздействий могут быть драматичными.

Северные территории Европы наиболее подвержены процессам загрязнения атмосферы, имеющим глобальный характер. Особенности распространения воздушных масс Северного полушария обуславливают выпадение здесь наибольшего количества переносимых ими загрязняющих веществ. Велика роль и местных источников загрязнения. Так, в Мурманской области насчитывается более 4 тыс. организованных источников выбросов загрязняющих веществ в атмосферу, и только 2477 из них оборудовано очистными системами. В целом по области на стационарные ис-

точники приходится около 85% выбросов, на автотранспорт – 15. Среди стационарных источников наибольший вклад вносят предприятия концерна «Норильский Никель» – до 73,4% (Кольская ГМК). Наибольшую опасность представляют вещества, способные к длительному существованию и накоплению в природных средах. К ним относятся и тяжелые металлы, обладающие высокой токсичностью, они накапливаются в живых организмах и длительное время циркулируют в биологических системах. При аэротехногенном характере загрязнения оценка биологических эффектов долговременных, медленно протекающих процессов накопления загрязняющих веществ в различных экосистемах вызывает значительные трудности. Они обусловлены как особенностями распространения, выпадения, миграций, трансформации веществ, трудностями аналитического определения долгосрочных изменений их низких уровней в природных средах, так и неопределенностью ответов биологических систем на продолжительное воздействие малых сублетальных доз.

Изучение отдельных компонентов экосистемы не дает представления об интегральной картине всех процессов, протекающих в них. Только комплексные подходы проведения исследований по различным направлениям, охватывающие как абиотические, так и биотические составляющие, позволяют проследить механизмы трансформации пресноводных экосистем.

Питание большинства водных систем Мурманской области можно отнести к смешанному, с преимуществом атмосферного, особенно для водоемов верхнего течения. Учитывая ведущую роль атмосферных осадков в питании рек Кольского полуострова, динамика их поступления и уровень загрязнения во многом определяют динамику стока и его гидрохимический состав. Талые снеговые воды весной образуют главную массу поверхностного стока рек. В период весеннего половодья проходит в среднем 40–60% годового стока. За счет этих вод формируется половодье, которое в основном и обуславливает общую водность реки и характер внутригодового распределения стока. Процесс формирования химического состава речных вод начинается с момента выпадения атмосферных осадков на поверхность водосбора. Снег, иней, дождь и сухие выпадения очищают воздух и загрязняют поверхности, на которые они выпадают. При этом в химическом составе дождевых осадков имеются ярко выраженные различия, связанные с сезонными изменениями характера атмосферного загрязнения (пыление хвостов и отвалов промышленных предприятий в летний период). Разработка апатито-нефелиновых месторождений Хибинского массива и добыча и обогащение железных руд на Оленегорском горно-обогатительном комбинате обуславливают более высокое аэротехногенное поступление на близлежащую территорию водосборов соединений азотной группы, Al, Fe, Mn, Sr, а разработка медно-никелевых руд – SO_4^{2-} , Cu, Ni, Co, которые в повышенных концентрациях приобретают токсичные свойства для водных ор-

ганизмов и человека. Это связано с выбросами в атмосферу большого количества мелкодисперсных пылевых и аэрозольных частиц вследствие технологических процессов пирометаллургии, обогащения, а также пыления хвостохранилищ и отвалов горных пород и шлаков. Если выбросы в атмосферу загрязняющих веществ в результате технологических процессов относительно равномерны в течение года, то пик пыления приходится на летние засушливые периоды. Пыление «нефелиновых хвостов» (губа Белая, плес Большая Имандра) обеспечивает «подщелачивание» атмосферных осадков в летний период, несмотря на резкое увеличение содержания сульфатов.

Химический состав снежного покрова и дождевых осадков в горных и равнинных районах также значительно отличается, что объясняется различными условиями формирования выпадений, географическим положением относительно источников загрязнения, а также микроклиматическими условиями территории водосбора (рис. 1).

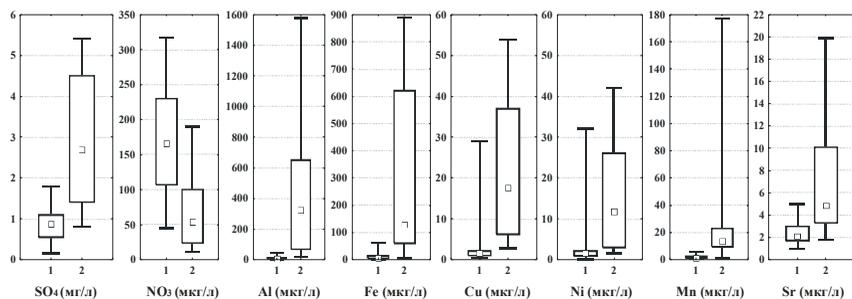


Рис. 1. Максимальное, минимальное и среднегодовое содержание загрязняющих веществ в снежном покрове (1) и дождевых осадках (2), выпадающих на территорию водосбора оз.Чунозеро

В рамках решения фундаментальной проблемы, связанной с изучением особенностей формирования качества поверхностных вод региона, в Институте проблем промышленной экологии Севера проводятся многолетние теоретические и экспериментальные исследования по изучению закономерностей аэротехногенного загрязнения водосборных территорий Мурманской области и северной Норвегии сульфатами и тяжелыми металлами. В методологическую основу исследований заложены фундаментальные разработки по изучению влияния метеорологических, синоптических, орографических, растительных и других факторов на процессы рассеяния загрязняющих веществ в атмосфере от стационарного источника загрязнения и их поступления на подстилающую поверхность в условиях сложнопереесеченного рельефа.

Методическое обеспечение работы основано на типизации элементарных ландшафтов по орографическим, морфометрическим и растительным признакам на опытных (модельных) территориях. Это позволило выявить влияние природных и техногенных факторов на закономерности загрязнения снежного покрова и жидких осадков в пределах сравнительно небольшой по площади территории. Благодаря данному подходу становится возможным экстраполировать результаты исследований на другие типичные объекты в пределах исследуемых регионов и, как следствие, на подобные регионы российской и зарубежной Субарктики.

В результате исследований выявлены закономерности поступления загрязняющих веществ из атмосферы на подстилающую поверхность. Разработана численная математическая модель адекватной аэротехногенной нагрузки сульфатов, никеля и меди на экосистемы исследуемых регионов во времени и пространстве. Установлено, что среди природных факторов, существенным образом определяющих характер воздушного загрязнения подстилающей поверхности, ведущую роль играют климатический и орографический, а, также фактор видового состава древесной растительности. Вклад техногенного фактора в пространственное загрязнение территории обусловлен технологией производства и зависит от физико-химических свойств загрязнителей и высоты источника выбросов. Совокупное влияние природных и техногенных факторов определяет протяженность зоны локального загрязнения сульфатами и тяжелыми металлами от стационарного источника загрязнения. При характерных для Мурманской области климатических условиях и типах производственных технологических процессов импактная зона источника выбросов представляет собой окружность с радиусом в среднем 65–70 км при загрязнении сульфатами и 35–40 км при загрязнении никелем и медью.

В целом в летний период атмосферные загрязнения вымываются жидкими осадками более эффективно. Хорошо известно, что характер воздушного переноса сильно зависит от сезона и положения основных погодноклиматических систем. Наивысших значений концентрации металлов в воздухе достигают в зимний период, когда аэрозоли остаются в воздухе во взвешенном состоянии и лишь небольшая их часть вымывается вблизи источников. Малая скорость ветров и температурные инверсии, вызываемые холодной зимней погодой, позволяют загрязняющим веществам скапливаться в атмосфере. Они не выпадают на земную поверхность поблизости от источника, а следуют за крупномасштабной атмосферной циркуляцией. Исследования по сравнительной оценке процессов вымывания из атмосферы сульфатов, никеля и меди дождем и снегом, а также сравнительной оценке «сухого» осаждения вышеназванных элементов показали, что при характерных для Мурманской области клима-

тических условиях сульфатов дождем вымывается из атмосферы на 70%, а меди – на 20% больше, чем снегом. В то же время вымываемость из атмосферы никеля снегом на 10% больше, чем дождем. Атмосферными осадками (твердыми и жидкими) за год меди вымывается из атмосферы на 15–20% больше, чем никеля, сульфатов на 20–25% больше, чем меди, и на 40–45% больше, чем никеля. Интенсивность «сухого» осаждения меди на 20–25% выше, чем никеля.

Динамика количества выпадающих атмосферных осадков определяет вариации накопления веществ в снежном покрове и жидких осадках. При сокращении выброса и значительном увеличении количества осадков вымывающая роль последних проявляется в том, что поступление загрязняющих веществ из атмосферы на подстилающую поверхность растёт, значит возрастает аэротехногенная нагрузка на экосистемы. Это характерно как для локальных, так для регионально-фоновых зон. С вариациями атмосферных осадков связаны и вариации объема вещества, уходящего за пределы региона. Для Мурманской области дальний перенос диоксида серы оценивается в 62–84% от выброса, никеля – 55–75%, а меди – 48–66%. Результирующий атмосферный перенос направлен на восточную часть Кольского полуострова. Уровень аэротехногенной нагрузки на территорию области во многом определяет объем трансграничного переноса сульфатов, никеля и меди. Вклад трансграничного переноса в годовое накопление сульфатов и никеля на подстилающей поверхности составляет в среднем 45%, меди – 54. Не выяснены до конца механизмы и динамика миграции загрязняющих веществ с территории водосбора непосредственно в водоем, что и определяет суммарную нагрузку за продолжительные периоды.

Вместе с тем с точки зрения экологического эффекта на пресноводные экосистемы зимние осадки представляют не меньшую опасность. В снежном покрове за весь зимний период накапливаются значительные количества загрязнений, прежде всего кислотообразующих веществ. Влияние кислотных выпадений на озера и водотоки зависит от того, фильтруется ли сток через буферные почвы, и от времени, которое отпущено для реакций нейтрализации в самих озерах и водотоках, что во многом определяется формой рельефа водосборной территории. В короткие периоды снеготаяния загрязняющие вещества залпово поступают в водоемы. От 80 до 90% пресной воды формируется в течение двух-трех недель весеннего снеготаяния. Вместо просачивания в грунт талая вода перетекает по замороженной поверхности, сливаясь в ручьи, реки, озера и различные заболоченные и увлажненные участки, которые покрывают обширные площади на плоских равнинах.

Влияние снежного покрова на гидрохимический режим проявляется через увеличение в водоемах концентраций определенных элементов, которое, как правило, наблюдается только во время половодья. При снеготаянии малые водотоки могут быть более чувствительны к подкислению, чем озера, поскольку паводковые воды, заполняющие русла, несут кислотную нагрузку, накопленную в снеге в течение всей зимы. Эта ситуация усугубляется тем, что преобладающая масса кислоты в снеге высвобождается в начале весеннего таяния. Часто первые 20% талой воды содержат до 80% главных кислотных анионов, увеличивая вчетверо среднюю концентрацию. Образовавшаяся в начале таяния вода редко проникает сквозь почву, поскольку грунт еще заморожен, и стекает сразу же в водотоки на водосборной площади. Даже в районах с небольшими выпадениями такие импульсы кислотности могут иметь рН ниже 5,5. Во время последнего этапа снеготаяния качество талой воды обычно улучшается, так как большая часть кислотных соединений уже вынесена поверхностным стоком. В летний и осенний периоды высокие коэффициенты фильтрации в подстилающих породах обеспечивают быстрое просачивание дождевых осадков в подземные горизонты и эффективно нейтрализуют кислотные составляющие.

В озерах в паводковый весенний период наблюдается ярко выраженный термоклин, так как паводковые талые воды имеют более низкую температуру, чем озерные, и они не перемешиваются. При этом концентрации металлов в них могут резко различаться. В озерах в летний период в штилевую погоду, как правило, в одной и той же точке концентрации металлов выше в придонных слоях по сравнению с поверхностными.

Для оценки состояния водоемов используется ограниченное количество доступных показателей. Наиболее распространены методы контроля абиотических показателей (гидрохимические анализы водной среды и геохимические анализы донных отложений). Для получения необходимых результатов в институте создан мощный аналитический центр коллективного пользования, оснащенный современным оборудованием, позволяющим проводить элементный анализ природных сред на мировом уровне, что регулярно подтверждается международными интеркалибровочными экспериментами. Широкомасштабные гидрохимические съемки в сочетании с режимными сезонными наблюдениями на отдельных водоемах позволили выявить основные тренды изменения гидрохимического режима, связанные с увеличением содержания техногеннопривнесенных веществ, снижения буферной емкости поверхностных вод, проявления процессов закисления. В то же время для природных водоемов характерна чрезвычайная вариабельность уровней веществ-загрязнителей во времени и пространстве, которая может зависеть от множества факторов: се-

зонности в изменении гидрохимического режима, уровня паводка, репрезентативности выбираемых точек для отбора проб, динамичности во времени потока промышленных стоков и/или потока с территории водосбора, гидрологических и морфометрических характеристик водоема и его водосбора и т.д. Необходимо также учитывать ограниченность количества контролируемых гидрохимических параметров, обусловленную техническими возможностями.

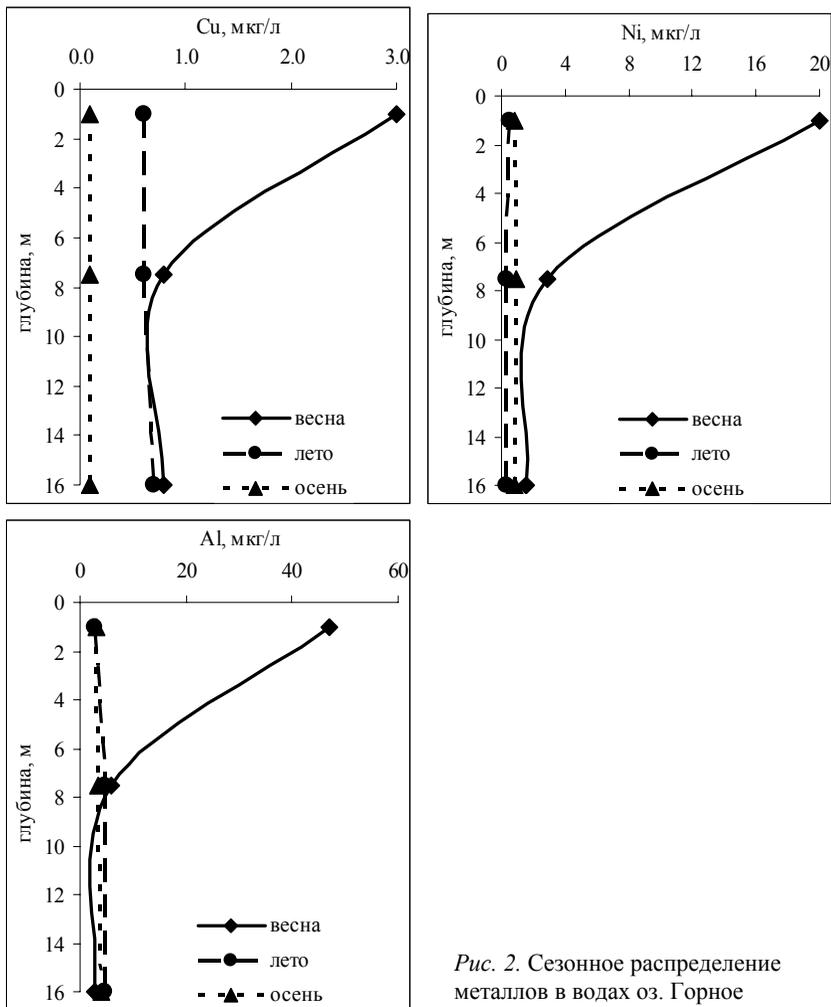


Рис. 2. Сезонное распределение металлов в водах оз. Горное

Другая большая проблема, возникающая при использовании гидрохимических показателей для определения биологических последствий долговременных воздействий, связана с определением биодоступности каждого конкретного вещества-загрязнителя в воде. В настоящее время применение методов ИСП-МС и ИСП-АЭС-спектроскопии позволяет значительно расширить список определяемых элементов (в частности, редких и редкоземельных), что зачастую меняет наше представление о процессах формирования качества поверхностных вод в условиях техногенных нагрузок. Однако необходимо констатировать, что даже самый полный и точный анализ дает информацию о химическом составе вод лишь в точке и в момент отбора данной пробы и при отсутствии длинных рядов наблюдений сложно делать выводы о долговременных тенденциях трансформации качества вод и в целом экосистем.

При оценке долговременных изменений в водоемах определение содержания загрязняющих веществ в донных отложениях имеет то преимущество, что этот показатель является интегрирующим во времени и в определенной степени в пространстве. Донные отложения, накапливая сведения о круговороте веществ в водных экосистемах, являются важным источником информации об условиях, существующих на водосборе и непосредственно в водоеме, и позволяют судить о состоянии водных экосистем в целом. В то же время необходимо учитывать, что это служит только косвенным показателем общей нагрузки на биоту водоема, так как отражает лишь «нерастворимую» фракцию.

В пределах европейской Субарктики, а именно в северных районах Норвегии и Финляндии, Кольского полуострова, Архангельской области и Республики Коми, изучены донные отложения в более чем 300 озерах (Моисеенко и др., 1996; Лукин и др., 2000; Кашулин и др., 2005; Dauvalter, 1997). Для определения экологического состояния водоемов разработаны три подхода, заключающиеся в оценке биодоступности элементов, предельно допустимых концентраций и фоновых значений.

В крупнейшем водоеме Кольского полуострова оз. Имандра отмечено увеличение доли биодоступных форм Ni и Cu, определяемых в результате ацетатно-аммонийной вытяжки, при повышении концентраций металлов в поверхностных загрязненных донных отложениях, что увеличивает экологическую опасность для гидробионтов и экосистемы озера в целом (Даувальтер, 2000).

На основе исследований экологического состояния сигов, рыб-бентофагов, и концентраций металлов в их органах были определены зависимости аккумуляции металлов и патологий рыб от концентраций металлов в донных отложениях. Наибольшей аккумулирующей способностью по отношению к Ni обладают функционально важные органы – почки, пе-

чень и жабры. Уровни заболеваемости рыб находятся в тесной зависимости от концентраций Ni, Cu, Zn, Co, Sr и Al в донных отложениях. По регрессионным зависимостям между концентрациями металлов в воде и поверхностных слоях донных отложений и значениям рыбохозяйственных ПДК в воде установлены величины концентраций металлов, которые предложены в качестве ПДК для донных отложений озер Северной Феноскандии (в мкг/г сух. веса): Ni – 200, Cu – 30, Zn – 200, Mn – 400, Pb – 500, Cd – 1.5, Al – 25000 (или 2,5%) (Даувальтер, 2001).

Для оценки состояния водоемов использовалась методика определения индекса экологической опасности. Коэффициент загрязнения рассчитывался как отношение концентрации вещества в поверхностном слое донных отложений к доиндустриальному фоновому его значению (рис. 3). Степень загрязнения определялась как сумма коэффициентов загрязнения для всех веществ. Для количественной оценки экологической опасности элементов определялись значения коэффициента токсичности, принимая во внимание среднее содержание элементов в различных типах геологической и биологической сред, а также продуктивность водоема. Коэффициент экологической опасности рассчитывался как произведение значений токсичного коэффициента на коэффициент загрязнения, а индекс экологической опасности – как сумма коэффициентов экологической опасности для всех веществ (Даувальтер, 1999, 2001; Dauvalter, 1997). Индекс экологической опасности имеет отрицательную корреляцию с показателями биоразнообразия сообществ фитопланктона и зообентоса и информативного показателя, представляющего собой отношение биомассы представителей различных групп зоопланктона, а именно ракообразных и коловраток. Выявлена высокая корреляция между показателями видового разнообразия диатомовых водорослей и индексом экологической опасности в оз. Имандра. Максимальное видовое разнообразие диатомовых водорослей отмечено на глубине 10 см донных отложений, что соответствует началу деятельности предприятий, небольшому увеличению концентраций фосфора и появлению не характерных для озера видов. Дальнейшее увеличение концентраций тяжелых металлов и фосфора привело к исчезновению чувствительных видов диатомовых водорослей и снижению показателей видового разнообразия. Обнаружена высокая корреляция индекса экологической опасности с индексами патологий рыб. При превышении величины средней фоновой концентрации в донных отложениях водных экосистем происходят отрицательные изменения, выражающиеся в снижении видового разнообразия гидробионтов и появлении различных патологий рыб (Даувальтер, 1999).

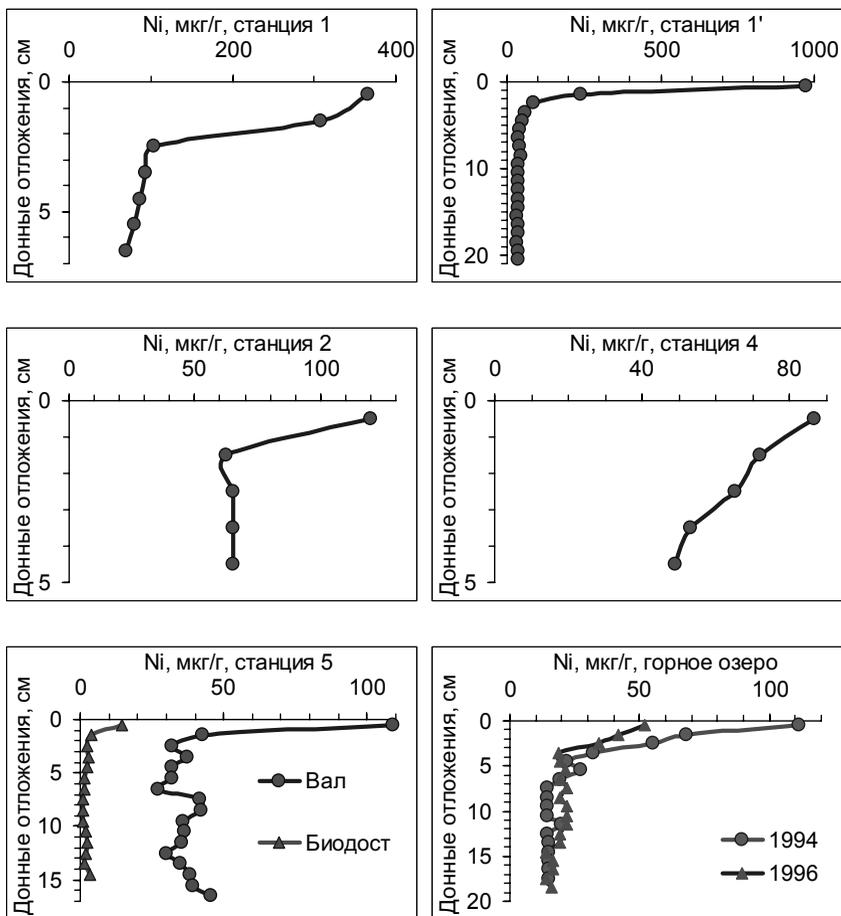


Рис. 3. Концентрации Ni(мкг/г_{сух. веса}) в толще донных отложений исследуемых озер водосбора р. Чуна

При оценке экологического состояния водоемов биологические показатели (видовое разнообразие, популяционные и организменные показатели и т.д.) имеют очевидные преимущества, так как являются «интегрирующими» показателями всех изменений за продолжительный период времени жизни организма или популяции и непосредственно отражают «ответы» биоты. Однако выявить и интерпретировать последствия, обусловленные антропогенным фактором, и установить причинно-следствен-

ные связи бывает сравнительно непросто. Понятие «нормальные показатели» зависит от региональных, сезонных, меж- и внутривидовых, половых различий особей, физиологического состояния организма и динамичности факторов внешней среды и способности различных организмов адаптироваться к ним. Кроме того, трудности в интерпретации наблюдаемых эффектов обусловлены неспецифичностью ответов биологических систем высокого уровня, а показатели сообществ и популяций часто опосредованы процессами, происходящими на более низких трофических уровнях, и протекают на фоне их естественных колебаний. Одной из основных проблем использования для оценки состояния экосистем биологических индикаторов является проблема их специфичности, что затрудняет установление причинно-следственных связей между определенным видом загрязнений и биотой водоема. Как правило, в реальных условиях антропогенное воздействие на экосистемы носит сложный комплексный характер, и изучаемое загрязнение часто имеет место на фоне других типов загрязнения или иных видов антропогенной активности, которые также могут быть ответственными за наблюдаемые биологические клики. Различные экологические факторы (например, питание, комплекс абиотических факторов и т.д.) могут изменять или влиять на ответ организмов стрессу, обусловленному загрязнением среды обитания. Синергетические, антагонистические или аддитивные взаимодействия различных стрессовых факторов окружающей среды, включая различные виды загрязнения, также усложняют интерпретацию и оценку влияния этих эффектов на биоту. Перечисленные обстоятельства обуславливают необходимость применения сравнительных методов исследований, используя в качестве эталонных показатели состояния тех или иных систем в фоновых районах или в «доиндустриальный» период. К сожалению, достоверная информация о состоянии различных компонентов пресноводных экосистем за достаточно продолжительный период времени часто отсутствует.

В связи с этим все чаще в комплексные мониторинговые программы включаются палеоэкологические исследования. При реализации этого подхода для реконструкции долговременных изменений окружающей среды в прошлом широко используется физическая, химическая и биологическая информация, сохранившаяся в донных отложениях водоемов. Расшифровка такой «архивной» информации – один из лучших, а часто и единственный путь для получения долговременных рядов данных. В качестве элементов биологической информации, сохранившейся в донных отложениях водоемов, используются остатки различных групп гидробионтов.

Палеоэкологические исследования, проводимые институтом, первоначально основывались на анализе традиционных источников информации

о прошлом экосистем, таких как химические элементы и остатки диатомовых водорослей из донных отложений водоемов. Позднее эти исследования были расширены за счет внедрения более молодого и интенсивно развивающегося во всем мире метода, основанного на анализе остатков двукрылых насекомых, личинки которых обитают повсеместно в континентальных водоемах обоих полушарий (Ильяшук, Ильяшук, 2000, 2004). Столь комплексный подход позволил достичь за последние годы значимых результатов в исследованиях по двум основным направлениям. Первое из них имело своей целью изучение долговременных изменений водных экосистем в историческом прошлом при их антропогенном эвтрофировании, закислении, токсичном промышленном загрязнении. Второе направление было преимущественно акцентировано на изучение вопросов глобального характера, связанных с изменениями климата и природной среды в геологическом прошлом.

Так, впервые на основе результатов палеоэкологической реконструкции долговременных изменений комплексов двукрылых насекомых пресных водоемов, различающихся по типу и степени антропогенного загрязнения, были установлены общие закономерности изменения комплексов на этапе ранних нарушений в экосистеме. Наличие различных типов морфологических деформаций у особей из реконструируемых комплексов было положено в основу методологии для индикации двух последовательных фаз стресса у беспозвоночных на физиологическом (1) и генетическом (2) уровнях при дальнейшем углублении кризиса экосистемы. Разработанная методология была рекомендована научным и контролирующим организациям для использования при осуществлении гидробиологического и палеоэкологического мониторинга на озерах (Ильяшук, Ильяшук, 2002; Ilyashuk, Ilyashuk, 2001; Ilyashuk et al., 2003).

Северные регионы России имеют значительные запасы природно-сырьевых ресурсов, что определяет высокий экономический потенциал этих регионов и значимое место в экономике страны. В контексте прогнозируемого глобального потепления климата, в ближайшие десятилетия следует ожидать в той или иной степени заметных изменений климата и, обусловленных этим изменений природной среды. Ожидается, что климат существенно изменится в северных регионах, чем в более низких широтах. В связи с этим для северных территорий страны, при долгосрочном планировании здесь хозяйственной деятельности уже в настоящее время одной из актуальных задач становится принятие во внимание ожидаемых изменений климата и природной среды. Прочным научным фундаментом для формирования прогнозов по ожидаемым изменениям климата и природной среды в каждом конкретном регионе мо-

гут и должны служить детальные знания об изменениях окружающей среды в прошлые геологические периоды.

В связи с этим в институте были выполнены детальные, с разрешающей точностью 200–300 лет, реконструкции изменений температуры воздуха на протяжении голоцена (то есть за последние 10 тыс. лет) в различных регионах Российского Севера: на Полярном Урале (Andreev et al., 2005), Кольском полуострове (Ilyashuk et al., 2005) и на арктическом побережье Якутии (Andreev et al., 2004). В основу этих исследований были положены результаты биостратиграфических анализов озерных отложений, датированных изотопно-геохронологическим методом по ^{14}C . Показано, что на Российском Севере наиболее высокие летние температуры воздуха, на 2–3 °C превышающие современные, наблюдались в раннем голоцене (10500–9000 лет назад). В период климатического оптимума голоцена (7000–6000 лет назад) на Европейском Севере летние температуры воздуха не менее чем на 0,5–1,0 °C превышали современные (Andreev et al., 2005; Ilyashuk et al., 2005), тогда как в азиатской части Арктики изменения климата в этот период были менее значимы (Andreev et al., 2004). Значительное похолодание во всех изученных регионах имело место примерно 5 тыс. лет назад. На Кольском полуострове рассматриваемое похолодание сопровождалось увлажнением климата, что привело к долговременному, не менее трех последних тысячелетий, тренду многочисленных озерных экосистем по пути естественного природного закисления (Ilyashuk et al., 2005).

Многолетний комплексный анализ динамики современных структурно-функциональных показателей сообществ гидробионтов в водоемах Субарктики, испытывающих различные виды промышленного воздействия, позволил выявить закономерности преобразования водных экосистем как при усилении, так и при относительном снижении уровня техногенного загрязнения.

Эффекты антропогенного воздействия на водные экосистемы проявляются как на индивидуальном, так и на популяционно-биоценотическом уровне. Структурные и функциональные показатели информативно отражают различия условий существования гидробионтов и варьируют в широких пределах в зависимости от трофического статуса, характера и степени загрязнения водоемов.

Установлены общие и специфические закономерности изменений планктонных и бентосных сообществ, изучены видовой состав, продукционные характеристики, особенности пространственной и временной динамики и составлен (для ряда водоемов впервые) таксономический список гидробионтов исследованных водоемов. Впервые для озер Кольского региона выявлены особенности структуры фито-, зоопланктона и

зообентоса в условиях эвтрофирования, воздействия сточных вод медно-никелевого и горнорудного производств, отходов апатито-нефелиновой индустрии, подогретых вод Кольской АЭС; получены оригинальные данные о состоянии планктонных сообществ озер горной тундры. Выявлены наиболее информативные показатели планктонных и бентосных сообществ и обоснована возможность использования их в целях эколого-токсикологического мониторинга как чувствительных индикаторов состояния водной среды (Моисеенко и др., 2002).

Например, для крупных водоемов отмечено неравномерное распределение фитопланктона по акватории. В районах поступления хозяйственно-бытовых сточных вод наблюдается увеличение общей биомассы и видового богатства фитопланктона. Рост общей биомассы обычно сопровождается перестройкой структуры доминирующих комплексов, возрастает роль криптофитовых, перидиниевых и вольвоксовых водорослей. Установлено, что загрязнение тяжелыми металлами не оказывает выраженного токсического влияния на уровень биомассы фитопланктона. Высокое содержание биогенных элементов в воде, поступающих с коммунальными сточными водами, вероятно, снижает токсичность тяжелых металлов и оказывает стимулирующее влияние на фитопланктон. Термальное воздействие отработанных вод электростанций приводит в водоемах Субарктики к изменениям в сообществах, сходным с последствиями эвтрофирования.

При изучении зоопланктонных сообществ водоемов Кольского региона было выявлено, что структурные перестройки проявляются в снижении видового разнообразия за счет исчезновения наиболее чувствительных к ухудшению экологических условий реликтов и типичных представителей фауны олиготрофных озер. Их замещают и постепенно начинают формировать состав руководящего комплекса эврибионтные виды – типичные индикаторы загрязнения. Индекс видового разнообразия Шеннона уменьшается не только в результате сокращения числа видов в сообществе, но и за счет усиления доминантности отдельных видов, устойчивых к воздействию токсикантов. Как типичный признак повышения трофического статуса водоемов отмечается устойчивая тенденция замены «грубых» фильтраторов каланоид «тонкими» фильтраторами, представленными ветвистоусыми ракообразными и коловратками, которые не способны отфильтровывать крупные частицы взвешенных веществ (Вандыш, 2000, 2004).

Количественные показатели зоопланктонных сообществ также проявляют определенную специфику в зависимости от характера и степени загрязнения водоемов. В зонах интенсивного воздействия стоков медно-никелевого, горно-обогачительного производств и апатито-нефелиновой ин-

дустрии (при параллельно протекающем процессе эвтрофирования, обусловленном поступлением высоких концентраций биогенных элементов в водоем) наблюдается увеличение общей численности, биомассы и продукции зоопланктона. Последнее подтверждает вывод о том, что высокое содержание биогенных элементов, поступающих с коммунальными сточными водами, снижает токсичность тяжелых металлов и частично стимулирует развитие зоопланктона.

По результатам исследований зообентоса, на основе долговременных наблюдений за состоянием фауны реликтовых ракообразных в крупных озерах Европейского Севера, находящихся на различных стадиях эвтрофирования, были установлены зависимости между структурно-функциональными показателями представителей фауны реликтовых ракообразных и уровнем трофических условий в водоеме. Это позволило для ряда крупных озер европейского Севера выявить общие закономерности изменения структурно-функциональных показателей представителей фауны реликтовых ракообразных, наблюдаемые на различных стадиях исторического развития озерных экосистем при их эвтрофировании (Ильяшук, 2002а, б). На начальных стадиях эвтрофирования происходит резкое обеднение видового состава комплексов реликтовых ракообразных. В течение следующего этапа отмечается резкий рост плотности и продукции наиболее устойчивых к загрязнению представителей реликтовой фауны. На последующих этапах, когда водоем характеризуется как эвтрофный, наиболее устойчивые к загрязнению представители встречаются только единично. Результаты были использованы при разработке научных основ и методологического подхода для индикации стадий эвтрофирования крупных озер Европейского Севера на основе структурно-функциональных показателей фауны реликтовых ракообразных.

Комплексные гидробиологические исследования, проводимые в институте, позволили выявить, что интенсивно протекающие естественные природные процессы раннего диагенеза в донных отложениях водоемов, приводящие к образованию железомарганцевых конкреций, способны, как и антропогенные процессы (например техногенное загрязнение), обуславливать крайне бедный видовой состав и низкую плотность беспозвоночных в сообществах зообентоса (Ильяшук, 2001, 2002а). Отрицательное влияние железомарганцевых конкреций на сообщества зообентоса заключается в том, что конкреции (если они в виде корки), локализуясь в верхних слоях донных отложений, служат механической преградой для процессов нормальной жизнедеятельности беспозвоночных, характерных для мягких илов, где обычно и отмечаются наиболее интенсивно протекающие процессы раннего диагенеза. В целях избежания ошибочных оценок, необходимо это обязательно учитывать при осуществлении кон-

троля качества воды по различным показателям сообществ зообентоса, особенно на Северо-Западе России, где процессы железомарганцевого рудообразования в донных отложениях озер широко распространены (Ильяшук, 2001, 2002а).

Следовательно, длительное воздействие загрязняющих веществ приводит к упрощению экосистемы. В условиях нарастающей антропогенной нагрузки было отмечено снижение численности типичных палеарктических видов и увеличение числа эврибионтов, а также преобладание в сообществах таксонов с относительно малым размером тела (г-стратегов), что способствует более быстрому обороту биомассы в экосистеме и утилизации дополнительной энергии. Это может служить хорошим признаком нарушенного нестабильного состояния экосистемы.

В условиях относительного снижения уровня токсичного загрязнения (в период спада промышленного производства в конце XX столетия) была отмечена реколонизация водных сообществ с одновременной сменой доминирующих комплексов. Происходило увеличение показателей биоразнообразия и индивидуальной массы организмов, что свидетельствовало о тенденциях к самовосстановлению экосистем. Современное состояние водных экосистем продолжает существенно отличаться от такового, соответствующего периоду, предшествовавшему интенсивному промышленному освоению региона. Поэтому дальнейшие гидробиологические исследования и контроль состояния водоемов Кольского промышленного региона остается крайне актуальной задачей.

Особенности нагрузки при аэротехногенном характере загрязнений, широко распространенной на Европейском Севере, накладывают определенные требования к выбору видов-индикаторов, которые должны сочетать в себе как достаточную чувствительность, так и толерантность к данным загрязнителям, быть долгоживущими организмами. Рыб, занимающих верхние уровни трофических цепей в экосистемах водоемов, считают наиболее удобными объектами для оценки качества среды их обитания. Их зависимость от процессов, происходящих на более низких трофических уровнях, и изменений абиотических факторов делают ихтиологические показатели интегральными для всех неблагоприятных процессов, протекающих в водоеме за весь период жизни рыб. Кроме того, рыбы представляют собой сравнительно крупные, и, следовательно, удобные для различного рода исследований объекты. Наконец, рыбы более непосредственно, чем другие таксоны, могут быть использованы для оценки социального ущерба деградации окружающей среды, потому что их экономические и эстетические ценности широко признаны.

В институте были сформулированы основные принципы и методологические подходы проведения исследований ответных реакций рыб на за-

загрязнение пресных водоемов тяжелыми металлами и использования их для биоиндикации:

1. Сравнительный подход. Понятие «нормальные показатели» для биологических систем довольно условно и непостоянно. Кроме того, трудности в интерпретации наблюдаемых эффектов возникают вследствие неспецифичности ответов биологических «высоких» уровней. Это обуславливает обязательное проведение параллельных контрольных исследований, позволяющих выделить «антропогенную составляющую» наблюдаемых различий в откликах биотических компонентов.

2. Градиентный подход. Помимо контрольных исследований в зоне загрязнения, необходимо выделение водоемов или относительно изолированных районов в крупных водоемах, испытывающих градуированные нагрузки. Изучение ответных реакций биоты водоемов, расположенных по градиенту нагрузки одного стационарного источника загрязнений, позволяет выделить специфические доза-зависимые ответы рыбной части их сообществ и определить критические уровни нагрузок.

3. Комплексный подход. Ответы различных уровней организации экосистем на воздействие тяжелых металлов отличаются чувствительностью, специфичностью и продолжительностью. Поэтому для выявления быстрых и пролонгированных ответов, раскрытия их механизмов необходимы исследования, позволяющие оценить изменения на различных уровнях организации биологических систем.

4. Долговременность исследований. С повышением уровня организации увеличивается время задержки ответа биологической системы на хроническое сублетальное воздействие. Для их выявления необходим длительный ряд наблюдений.

Эти методологические подходы были реализованы в исследованиях закономерностей изменений структурно-функциональной организации популяций рыб, а также специфических изменений в их организмах в условиях загрязнения водоема тяжелыми металлами. Было показано, что тяжелые металлы способны проникать и накапливаться в живых организмах в более высоких концентрациях, чем в окружающей среде (рис. 4). Присутствие в организме металлов, не являющихся микроэлементами, и повышенные концентрации микроэлементов могут быть причиной ряда летальных и сублетальных эффектов, наблюдаемых у рыб из загрязненных водоемов. Отрицательные эффекты могут проявляться на различных уровнях биологической организации: от субклеточного до популяционного и сообществ. Зачастую сублетальный эффект первоначально определяется биохимическими процессами, и большинство проявляющихся на организменном уровне биологических ответов базируется на взаимодействии между токсикантами и ферментами или метаболитами ферментативных реакций, или/и

обусловлено деструктивным воздействием на мембранные структуры, или/и на другие функциональные компоненты клетки. Такие первичные взаимодействия между токсичными веществами и различными клеточными компонентами индуцируют последующие структурные и функциональные изменения на более высоких уровнях организации, проявляясь в нарушении жизненно важных функций, таких как нервные и мышечные, дыхательные, обменные, иммунные, осмо- и гормонорегуляторные. Эти эффекты, безусловно, ведут к необратимым нарушениям различных процессов, протекающих в организме, и его функций – поведение, рост, репродукция, выживание и т.д. Это может стать причиной значительных изменений на уровне популяций и сообществ в целом (изменение структуры и численности популяций, их исчезновение, нарушение видового разнообразия и т.д.), так как состояние популяции рыб является в конечном счете результатом ответов отдельных организмов на изменение окружающей среды.

Содержание веществ-загрязнителей в организмах гидробионотов, отражая общую нагрузку, будет определяться сложными процессами поглощения, перераспределения внутри организма, биотрансформации органометаллических соединений, накопления, детоксикации и выведения из организма.

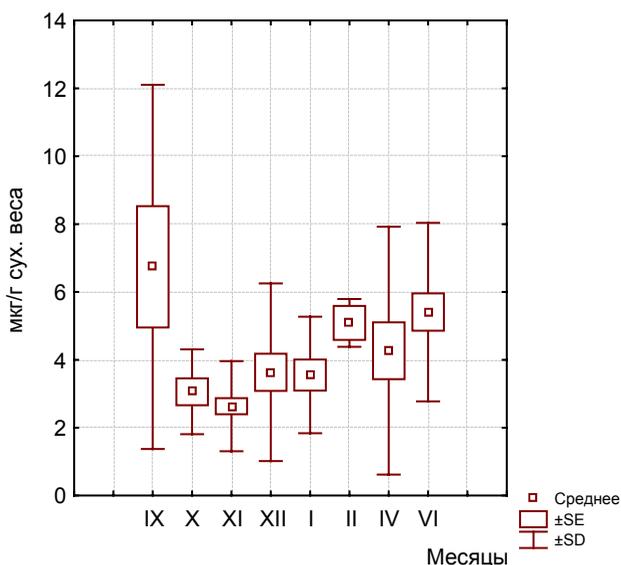


Рис. 4. Сезонная динамика содержания никеля (мкг/г сух. вец.) в почках сига оз. Чуозеро

При загрязнении водоемов тяжелыми металлами у рыб содержания никеля в тканях были значительно выше контрольных и имеется сильная положительная корреляция между нагрузкой и концентрациями никеля в почке рыб. При интенсивном загрязнении среды никелем уровень меди и цинка в организме рыб в значительной мере определяется концентрациями никеля, как в окружающей среде, так и в их организме. Содержание никеля является детерминатором уровня других исследованных металлов и наиболее подходящим индикатором данного типа загрязнений.

Хроническое воздействие тяжелых металлов вызывает в организмах рыб нарушение функций таких органов, как жабры, печень, почки, гонады. Рыбы, обитающие в одном водоеме, но различающиеся характером питания и образом жизни, испытывают различную нагрузку. Малотычинковые сиги-бентофаги, проводящие большее время в придонных слоях, испытывают большую нагрузку по сравнению со среднетычинковыми сиграми-планктонофагами, обитающими в пелагиали. Имеются сезонные различия частоты встречаемости и тяжести патологий рыб. Худшее состояние наблюдается в весенний период. Индикатором данного типа загрязнений может служить поражение почек рыб, которое в крайнем значении проявляется в форме нефрокальцитоза. Процент больных рыб и степень их поражения хорошо коррелируют с величиной нагрузки на водоем. К неспецифическим показателям следует отнести патологии печени, жабр и гонад. Они отражают общее неблагоприятное состояние организмов рыб.

В популяциях сегов, обитающих в водоемах, испытывающих различный уровень техногенной нагрузки, наблюдается доза-зависимое сокращение продолжительности жизни, преобладание рыб младших возрастных групп, снижение темпов роста и уменьшение средних размеров, раннее половое созревание и наступление его при экстремально малых для вида размерах (рис. 5).

В условиях хронического субтоксичного воздействия тяжелых металлов изменяется стратегия жизненного цикла сегов: переход к короткому моноциклу. Наблюдается нарушение соотношения соматического и генеративного обменов в пользу преобладания последнего. Как следствие этого – ускоренное созревание (в более раннем возрасте и при меньших размерах) и образование карликовых форм. Процессы детоксикации тяжелых металлов и раннее половое созревание требуют повышенных энергетических затрат, что обеспечивается достаточностью пищевых ресурсов. «Переход» на короткий цикл развития в условиях достаточного обеспечения пищей позволяет сиграм поддерживать высокую численность популяций даже в самых загрязненных водоемах. Однако присутствие в популяциях минимального числа нерестящихся генераций (одной-двух) в

условиях усиления техногенного стресса и/или появления новых стрессовых факторов делает проблематичным длительное существование этих популяций.

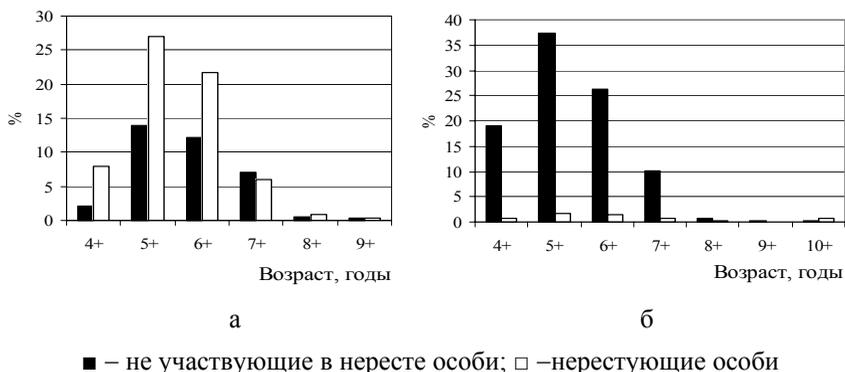


Рис. 5. Распределение общей численности сига в уловах в нерестовом (а) и нагульном (б) районах оз.Чуозеро (Лапландский биосферный заповедник)

Таким образом, реализуемый институтом комплексный подход исследования водоемов позволяет получить объективное представление о процессах трансформации пресноводных экосистем под воздействием природных и антропогенных факторов, что в свою очередь является научной основой нормирования техногенных нагрузок и прогноза развития природных комплексов.

Литература

Вандыш О.И. Зоопланктон как индикатор состояния озерных экосистем (на примере оз. Имандра) // Водные ресурсы. 2000. Т. 27, № 3. С. 364-370.

Вандыш О.И. Зоопланктон как индикатор состояния озерных экосистем Кольского полуострова при действии стоков горно-промышленных предприятий // Экология. 2004, № 2. С. 134-140.

Даувальтер В.А. Оценка токсичности металлов, накопленных в донных отложениях озер // Водные ресурсы. – 2000. – Т. 27, № 4. – С. 469-476.

Даувальтер В.А. Оценка экологического состояния поверхностных вод Севера: седиментологический подход // Антропогенное воздействие на природу Севера и его экологические последствия. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1999. – С. 212-227.

Даувальтер В.А. Химический состав донных отложений пресноводных водоемов Европейской субарктики как показатель состояния водных ресурсов // Природопользование в Евро-Арктическом регионе: опыт XX века, перспективы и последствия / Под ред. Акад. РАН В.Т. Калининкова. Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2001. – С. 192-201.

Ильяшук Б.П. Железо-марганцевые конкреции в грунтах озера как фактор, ограничивающий развитие сообществ зообентоса // Экология. – 2001. – V. 32. – С. 478-480.

Ильяшук Б.П. Зообентос // Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра / Под ред. Моисеенко Т.И.. – М.: Наука, 2002б. – С. 200-226.

Ильяшук Б.П. Реликтовые ракообразные в условиях длительного загрязнения субарктического оз. Имандра (результаты наблюдений за период 1930–98 гг.) // Экология. – 2002а. – Т. 33, № 3. – С. 215-219.

Ильяшук Б.П., Ильяшук Е.А. Палеоэкологический анализ сообществ хирономид горного озера как информационный источник для биомониторинга // Экология. – 2000. – Т. 31, № 5. – С. 384-389.

Ильяшук Е.А., Ильяшук Б.П. Анализ остатков хирономид из донных отложений водоемов при палеоэкологической реконструкции // Водные ресурсы. – 2004. – Т. 31, № 2. – С. 223-235.

Ильяшук Е.А., Ильяшук Б.П. Реконструкция исторического прошлого по палеокомплексам хирономид из донных отложений // Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра / Под ред. Моисеенко Т.И.. – М.: Наука, 2002. – С. 257-283.

Кашулин Н.А., Даувальтер В.А., Кашулина Т.Г., Сандимиров С.С., Раткин Н.Е., Кудрявцева Л.П., Королева И.М., Вандыш О.И., Мокротоварова О.И. Антропогенные изменения лотических экосистем Мурманской области. I часть: Ковдорский район. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2005. – 234 с.

Лукин А.А., Даувальтер В.А., Новоселов А.П. Экосистема реки Печоры в современных условиях. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 2000. – 192 с.

Моисеенко Т.И., Даувальтер В.А., Кудрявцева Л.П., Ильяшук Б.П., Ильяшук Е.А., Лукин А.А., Сандимиров С.С., Каган Л.Я., Вандыш О.И., Шаров А.Н., Шарова Ю.Н., Королева И.М. (Под ред. Моисеенко Т.И.). Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. М.: Наука. 2002. 487 с.

Моисеенко Т.И., Родюшкин И.В., Даувальтер В.А., Кудрявцева Л.П. Формирование качества вод и донных отложений в условиях антропогенных нагрузок на водоемы арктического бассейна (на примере Кольского Севера). – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН, 1996. – 263 с.

Andreev, A.A., Tarasov, P.E., Pyashuk, V.P., Ilyashuk, E.A., Cremer, H., Hermichen, W.-D., Wischer, F., Hubberten, H.-W. 2005. Holocene environmental history recorded in the Lake Lyadhej-To sediments, Polar Urals, Russia // Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology. 2005. V. 223. P. 181-203.

Andreev A.A., Tarasov P.E., Schwamborn G., Ilyashuk B.P., Ilyashuk E.A., Bobrov A.A., Klimanov V.A., Rachold V., Hubberten H.-W. Holocene paleoenvironmental records from Nikolay Lake, Lena River Delta, Arctic Russia // *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*. – 2004. – V. 209. – P. 197-217.

Dauvalter V. Heavy metal concentrations in lake sediments as an index of freshwater ecosystem pollution // Crawford R.M.M. (ed.) *Disturbance and recovery in Arctic lands; an ecological perspective*. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, 1997. – P. 333-351.

Ilyashuk B.P., E.A. Ilyashuk. Response of alpine chironomid communities (Lake Chuna, Kola Peninsula, northwestern Russia) to atmospheric contamination // *Journal of Paleolimnology*. – 2001. – V. 25. – P. 467-475.

Ilyashuk B.P., Ilyashuk E.A., Dauvalter V.A. Chironomid responses to long-term metal contamination: a paleolimnological study in two bays of Lake Imandra, Kola Peninsula, northern Russia // *Journal of Paleolimnology*. – 2003. – V. 30. – P. 217-230.

Ilyashuk, E.A., Ilyashuk, B.P., Hammarlund, D., Larocque, I. Holocene climatic and environmental changes inferred from midge records (Diptera: Chironomidae, Chaoboridae, Ceratopogonidae) at Lake Berkut, southern Kola Peninsula, Russia // *The Holocene*. – 2005. – V. 15. – P. 897-914.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ КАРЕЛИИ: ПУТИ РЕШЕНИЯ ПРОБЛЕМ ИНВЕНТАРИЗАЦИИ, МОНИТОРИНГА И РАЦИОНАЛЬНОГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ

Литвиненко А.В., Филатов Н.Н., Бородулина Г.С.

ИВПС КарНЦ РАН, Петрозаводск

В последние 20–30 лет заметно обострились проблемы, связанные с противоречиями между растущими потребностями общества и имеющимися природными ресурсами. К ним относятся антропогенное загрязнение и эвтрофирование вод, их закисление; серьезные проблемы возникают с состоянием гидротехнических сооружений (ГТС) и предотвращением аварий и чрезвычайных ситуаций, связанных с ГТС; одной из важнейших является проблема обеспечения населения качественной питьевой водой как в целом по стране, так и в Республике Карелия. Особую озабоченность вызывает ухудшение показателей качества питьевой воды, что отрицательно сказывается на состоянии здоровья населения.

В этом контексте рассмотрим водохозяйственные проблемы и пути их решения для Республики Карелии. Известно, что Карелия находится на одном из первых мест в России по объему водных ресурсов на единицу

населения. Здесь насчитывается свыше 60 тысяч озер и 27 тысяч рек, находится большая часть Белого моря и значительная доля акваторий крупнейших пресноводных озер Европы - Ладожского и Онежского. В последние годы найдены достаточно большие запасы подземных вод. Таким образом, Карелия вследствие обилия водных ресурсов может рассматриваться как регион, весьма перспективный не только для Северо-Запада, но, возможно, в будущем и для других районов России и стран дальнего зарубежья (Филатов и др., 1999).

Карелия имеет хорошо развитую гидрографическую сеть. Ее территория относится к бассейнам Белого и Балтийского морей (Табл. 1). На беломорскую часть приходится 57% территории республики, на балтийскую - 43 (без учета акваторий Ладожского и Онежского озер). Основной объем вод, содержащихся в водоемах Карелии (78%), находится в бассейне Белого моря, где они представлены, главным образом, водами водохранилищ (табл. 1). Здесь расположено около 90% общей полезной емкости водохранилищ, регулируется 63% объема речного стока. В бассейне Балтийского моря воды сосредоточены, в основном, в озерах, сток менее зарегулирован и реки менее водоносны. Пресные воды, накапливаемые в озерах и водохранилищах, относятся к стационарным запасам или вековым водным ресурсам с очень низкой скоростью возобновления (Литвиненко и др., 1992; Литвиненко, Лозовик и др., 1998).

Таблица 1

Распределение водных ресурсов Карелии по бассейнам

Бассейны (моря, водной системы)	Озера		Водохранилища		Всего	
	км ³	%	км ³	%	км ³	%
БАССЕЙН БЕЛОГО МОРЯ						
Ковда	6,42	10,0	34,40	42,8	40,80	28,1
Кемь	14,10	21,7	6,33	7,9	20,40	14,0
Выг	10,20	15,7	29,80	37,2	40,00	27,6
Побережье Белого моря	12,10	18,6	0,38	0,5	12,50	8,6
Суммарно по бассейну Белого моря	42,82	66	70,91	88,4	113,7	78,3
БАССЕЙН БАЛТИЙСКОГО МОРЯ						
<i>а) Бассейн Онежского озера</i>						
Водла	10,10	1,6	1,03	1,3	2,04	1,4
Суна	2,45	3,8	4,42	5,5	6,87	4,7
Шуя	5,22	8,1	0,65	0,8	5,87	4,0
Побережье Онежского озера	4,29	6,6			4,29	3,0
Суммарно по бассейну Онежского озера	12,97	20,1	6,10	7,6	19,10	13,1
<i>б) Бассейн Ладожского озера</i>						
Вуокса (Лендерка)	6,65	10,0			6,65	4,6
Побережье Ладожского озера и р. Свирь	2,55	13,9	3,23	4,0	5,78	4,0
Суммарно по бассейну Ладожского озера	9,20	13,9	3,23	4,0	12,40	8,6
Суммарно по бассейну Балтийского моря	22,20	34,0	9,33	11,6	31,50	21,7
Суммарно по Республике Карелия	65,00	100,0	80,20	100,0	145,2	100

При водохозяйственном планировании их интенсивное использование не должно предусматриваться из-за возможных отрицательных экологических последствий. Для водопотребляющих отраслей экономики наибольший интерес представляют динамические запасы, непрерывно возобновляющиеся в процессе круговорота воды, то есть речной сток (табл.2).

Таблица 2

Ресурсы речного стока, км³

Бассейн	Площадь, тыс. км ²	Средний годовой сток	Годовой сток различной обеспеченности			
			25	50	75	95
Бассейн Белого моря						
р. Кеми	27,7	8,37	9,66	8,48	7,19	5,16
р. Нижнего Выга	27,1	8,33	9,34	8,24	7,22	5,89
Суммарно по бассейну Белого моря	100	31,2	34,2	31,5	27,2	20,5
Бассейн Балтийского моря						
а) Бассейн Онежского озера						
р. Шуи	10,3	3,09	3,56	2,99	2,51	1,95
р. Суны	7,67	2,36	2,71	2,22	1,85	1,54
р. Водлы	13,7	4,43	5,2	4,43	3,66	2,54
Суммарно по бассейну Онежского озера	43,9	14,1	16,3	13,9	11,6	8,74
б) Бассейн Ладожского озера						
Суммарно по бассейну Ладожского озера	32,6	11,7	13,5	11,7	9,89	7,29
Суммарно по бассейну Балтийского моря	76,5	25,8	29,8	25,6	21,5	16,0
Суммарно по Республике Карелия, в том числе:	176,5	57	65,4	57	48,6	36,4
местный сток	155,9	49,7	57	49,7	42,4	31,8
приток	20,6	7,35	8,43	7,36	6,27	4,7

Абсолютные показатели не дают полного представления об обеспеченности водными ресурсами. Более показательны относительные характеристики, такие как объем речного стока, приходящийся на единицу площади или одного жителя. Удельные цифры превышают средние значения для Российской Федерации в 1,3 и 2,3 раза соответственно, хотя и несколько уступают аналогичным показателям Северного экономического района и большинства областей, входящих в его состав (Бабкин и др., 1991, Литвиненко и др., 1992).

Таким образом, обеспеченность Карелии поверхностными водными ресурсами достаточно высока и количественные параметры не являются фактором, лимитирующим развитие экономики республики (даже учитывая внутригодовую неравномерность речного стока). Существующие проблемы с водоснабжением населения и отдельных хозяйственных объ-

ектов имеют либо организационно-технический характер, либо связаны с несоответствием качества воды природных источников предъявляемым требованиям.

Большое внимание в работах Института водных проблем Севера Карельского научного центра РАН (ИВПС) уделяется совершенствованию информационной системы оценки водоресурсного потенциала: разработке систем мониторинга, учета, инвентаризации водных ресурсов, созданию баз и банков данных. (Каталог..., 2000). Для реализации водной политики на территории Республики Карелия была создана современная информационная система, которая позволяет:

- систематизировать существующую информацию о водных ресурсах, водных объектах и ГТС;

- обеспечивать официальной информацией о водных объектах всех субъектов водных отношений;

- производить объективную оценку состояния водных объектов по качественным и количественным показателям;

- разрабатывать математические модели водных объектов для прогноза изменения их состояния;

- моделировать текущее и перспективное планирование использования вод;

- обоснованно устанавливать плату за пользование водными объектами.

Реализация программы мониторинга водных объектов с 1992 по 2003 гг. осуществлялась по единой схеме станций и повторяемости наблюдений по сезонам. Сетью комплексных наблюдений было охвачено около 100 водных объектов, по 190 станциям (створам). При этом станции гидрометслужбы Росгидромета и ИВПС не дублируют, а дополняют друг друга. Принятая схема ведения мониторинга учитывает бассейновый и региональный подходы к ведению МВО и создается на единой информационной основе. На базе результатов мониторинга проведена классификация вод по совокупности параметров и дана интегральная оценка их качества для различных видов использования (Современное состояние..., 1998) как в соответствии с российскими стандартами, так в соответствии со стандартами водной директивы ЕС.

Химический состав поверхностных вод Карелии формируется в условиях труднорастворимых коренных пород Балтийского кристаллического щита, хорошо промытых четвертичных отложений и высокой заболоченности, отсюда, как правило, воды маломинерализованные, высокоцветные, с большим содержанием железа. В качестве приоритетных показателей, отражающих специфику региона, приняты минерализация воды, содержание органических веществ, железа и рН (Литвиненко, Лозовик и др., 1998). Поверхностные воды Карелии относятся к категории очень маломинерализованных и очень мягких. На большей части территории они имеют минера-

лизацию (Σu) до 25 мг/л и жесткость 0,2–0,4 мг-экв/л. Небольшую площадь занимают озера и реки с Σu 40–100 мг/л. Водоемов с Σu свыше 100 мг/л известно не более 10. Для значительной части территории (до 35%) характерны воды со средним для условий Карелии содержанием органических веществ (ОВ) – мезогумозные (цветность – 35–80 град., перманганатная окисляемость – 8–15 мгО/л). На 20% территории распространены воды с высоким содержанием ОВ (цветность – 80–160 град. и выше, перманганатная окисляемость – 15–30 мгО/л и более). Приблизительно такое же распространение имеют воды с низкой гумозностью – олигогумозные (цветность – ниже 35 град., перманганатная окисляемость – менее 8 мгО/л). По величине рН большую часть поверхностных вод Карелии можно отнести к слабокислым (рН – 5,5–6,5) и нейтральным (рН – 6,5–7,5). Наиболее низкие величины рН (< 5,5) имеют воды сильно заболоченных территорий и небольших озер с преобладающим атмосферным питанием. Картина, аналогичная распределению содержания ОВ, отмечается и для железа.

Водные объекты Карелии по совокупности химических параметров (в первую очередь, по их кислотности) могут быть отнесены к трем основным группам (Филатов и др., 1997; Литвиненко, Лозовик и др., 1998), в которых выделяются 10 типов. По уровню трофии озера распределяются следующим образом: олиготрофные – 25% (из числа обследованных), мезотрофные – 55%, эвтрофные – 20%.

Несмотря на обилие поверхностных вод, из-за природных особенностей возможности их использования для питьевого водоснабжения в республике ограничены (Филатов, Литвиненко, Бородулина и др., 2001). Качество воды в открытых водных объектах чаще всего очень низкое из-за высокого содержания органических веществ (высокая цветность), железа, марганца, различных загрязняющих веществ (Современное состояние..., 1999). Несмотря на это, водоснабжение в Республике Карелия ориентируется почти полностью на использование поверхностных вод (почти 97% от общего водопотребления). Единственным значительным населенным пунктом, использующим воду в настоящее время из песчаников верхнего протерозоя, является г. Олонец. Использование более качественных, по сравнению с поверхностными, подземных вод часто тормозится относительно слабой гидрогеологической изученностью территории.

За прошедшие 10 лет в гидрогеологическом плане обследованы многие регионы республики. Найдены достаточные для снабжения населения запасы подземных вод относительно высокого качества в районе Суоярви, Пороозера, Калевалы, Кижей, Пряжи, Лоух, Надвоиц и др. Эффективность исследования была достаточно высока благодаря скоординированной работе сотрудников Центра окружающей среды (ЦОС) округа Северная - Саво, г. Куопио (Финляндия), Института водных проблем Севера КарНЦ РАН,

Комитета природных ресурсов по РК, Региональной энергетической комиссии, Карельской геологической экспедиции, Республиканского центра санитарно-эпидемиологического надзора. От Финляндии в исследованиях, кроме ЦОС Северная-Саво и АО «Маа я Веси» («Земля и вода»), принимали участие также Министерство окружающей среды, Министерство сельского и лесного хозяйства, Центр окружающей среды Финляндии.

Структура водопотребления в Республике Карелия (по данным за 2002 г.) приведена в таблице 3. Из нее следует, что основными потребителями воды в настоящее время являются теплоэнергетика, промышленность, транспорт. Важно исследовать динамику водопотребления, которая представляет собой результирующую кривую, отражающую влияние социально-экономических условий и научно-технического развития, которое заключается в использовании в производстве достижений НТП и мероприятий по экономии воды. Общее водопотребление в республике составляет 213,5 млн. м³/год. Из них треть потребляется населением и коммунально-бытовыми предприятиями, 2,5% расходуется на коммунально-бытовые нужды промышленности. Предприятия жилищно-коммунального хозяйства и промышленности забирают основную массу (58,3%) воды коммунально-бытового назначения из озер (причем 51% – из Онежского оз.), 15,9% – из рек и только 2,5% – из подземных горизонтов.

Таблица 3

Структура водопотребления Республики Карелия, 2002 г.

Вид водопотребления	Объем водопотребления, млн. м ³ /год	Доля от общего водопотребления, %
Население и ком./быт. предприятия	60,2	28,2
Промышленность, теплоэнергетика и транспорт	производств. нужды	59,2
	Ком.-быт. нужды	2,3
Сельское хозяйство	1,2	0,6
Рыбное хозяйство	20,8	9,7
Всего использовано	213,5	100

Сокращение численности населения, а также снижение масштабов строительства жилья и коммунально-бытовых объектов, происшедшее в последние 6-7 лет, привело к некоторому снижению объемов коммунально-бытового водопотребления, начиная с 1995 г. Однако и в структуре общего водопотребления произошли серьезные и характерные изменения. На протяжении последних трех десятилетий доля коммунально-бытового водопотребления в общем водопотреблении республики возрастала практически постоянно.

Такой рост обусловлен несколькими причинами: во-первых, за этот период примерно удвоилось абсолютное значение объемов коммунально-бытового водопотребления, во-вторых, практически постоянно происходило снижение доли промышленного водопотребления - основной составляющей общего водопотребления республики. До 1989 г. снижение промышленного водопотребления шло постепенно и было вызвано увеличением объемов повторного и оборотного водоснабжения и другими достижениями НТП, а после 1989 г. - достаточно резко, в связи с общим экономическим кризисом (табл. 4).

В связи с низким качеством воды в поверхностных объектах в последние годы ИВПС выполнил большую работу по поиску подземных вод для решения задач обеспечения населения питьевой водой в соответствии с общероссийской и карельской программами, принятыми соответственно в 1998, 1999 гг. (Водные ресурсы Карелии., 2006)

Практически вся территория Карелии входит в состав Балтийского бассейна трещинных вод, где основной водоносный горизонт, имеющий повсеместное распространение, приурочен к верхней трещиноватой зоне кристаллического массива. И только на юге и юго-востоке республики небольшие площади относятся к окраинам артезианского бассейна. Почти на всей территории развиты также поровые грунтовые воды рыхлых отложений четвертичного покрова. Гидрогеологические условия региона (за исключением площади распространения осадочного чехла Русской платформы) характеризуются следующими общими чертами (Ресурсы и геохимия..., 1987). Воды кристаллических отложений приурочены к зоне региональной трещиноватости, мощность которой обычно составляет 30–50 м. Только в зонах тектонических нарушений глубина распространения обводненных трещин увеличивается и местами достигает 150–120 м. Вышележащие грунтовые воды четвертичных отложений имеют непосредственную гидравлическую связь с трещинными водами. Подземные воды, как правило, безнапорные. Лишь на отдельных локальных участках, где в покровных отложениях преобладают глинистые фракции, воды приобретают небольшой напор. Исключение составляют межморенные напорные водоносные горизонты, развитые на юге Карелии, и подземные воды Прибеломорской низменности, где водовмещающие породы повсеместно перекрыты морскими глинами.

Питание подземных вод осуществляется полностью за счет инфильтрации атмосферных осадков. Уровень подземных вод на равнинных участках залегает, как правило, на небольшой глубине – в пределах первых пяти метров, на возвышенных глубина залегания увеличивается до 10, иногда достигая 20 м. В целом по республике естественные ресурсы подземных вод, количественно равные подземному стоку в реки, оцениваются в 8,5 км³/год (Ресурсы и геохимия..., 1987).

Динамика водопотребления Карелии, млн. м³/год

Год	Водопотребление, всего	Коммунально-бытовое водопотр. (к/б)	Доля к/б водопотр. от общего водопотр. республ., %	Промышленное* водопотр.	Доля к/б водопотр. от пром. водопотр., %	Рыболовственно-водопотр.	Сельскохозяйственные водопотр.	Оборотн. и повторн. водоснабжен.
1970	320,0	33,9	10,6	276,7	12,3	7,2	2,2	146,4
1975	314,0	37,9	12,1	265,7	13,7	7,2	3,2	540,8
1980	321,5	50,2	15,6	251,3	18,9	15,1	4,9	587,0
1985	343,5	59,9	17,4	259,3	23,8	18,1	6,6	1094,5
1989	342,9	74,3	21,7	243,3	28,7	18,4	6,9	1160,3
1990	336,4	77,7	23,1	233,6	31,9	18,4	6,7	1174,1
1992	295,9	81,2	27,4	197,0	41,2	11,1	6,6	909,8
1994	226,1	86,3	35,9	126,4	61,6	8,0	5,6	784,7
1995	226,3	78,0	31,7	135,7	50,6	8,0	4,6	792,3
1997	204,0	75,9	37,0	118,0	66,8	8,0	2,1	746,7
2002	213,5	73,3	34,3	118,1	62,1	20,8	1,3	829,4

Примечание: * – включает как производственные, так и собственные коммунально-бытовые нужды промышленных предприятий.

Доля подземных вод в общем балансе хозяйственно-питьевого водоснабжения в последние годы составляет около 3%. Региональные эксплуатационные ресурсы подземных вод оцениваются в количестве 133 тыс. м³/сут (обеспеченность на одного человека - 0,17 м³/сут). Обеспеченность населения разведанными запасами еще ниже и составляет около 0,03 м³/сут. Следует отметить весьма неравномерное распределение запасов подземных вод по территории. Доля использования подземных вод по районам колеблется от нуля в районе Костомукши, Беломорском, Кемском и Калевальском районах до 66% в Олонецком районе. Наибольшее эксплуатационное значение принадлежит гдовскому и котлинскому горизонтам. Современная и перспективная водопотребности полностью обеспечены утвержденными запасами подземных вод из котлинского горизонта только в г. Олонце. Гдовский водоносный горизонт песчаников в районе г. Петрозаводска располагает эксплуатационными запасами подземных вод в количестве 10,7 тыс. м³/сут.

Несмотря на общность гидрогеологических условий

Карельского региона, гидрогеохимическое поле каждой геологической структуры имеет свою специфику. Минимальными величинами общей минерализации (в среднем около 0,2 г/л) характеризуются воды пород самых древних структур - гнейсы и гранито-гнейсы саамско-лопийского комплекса. Впервые в подземных водах Карелии были определены концентрации всех микрокомпонентов. 100% встречаемость в подземных водах, независимо от условий формирования, характерна для следующих элементов: Li, Al, Fe, Mn, Zn, Sr, I, Ba, Rb, Y, La, Ce, U. В 70–90% случаев встречаются такие металлы как Cu, Co, Cr, Ni, Mo, V, Ti, Sb,. Очень низкий процент встречаемости у Se, Ru, Rh, Re, Te Au, Bi. Не обнаруживаются анализом такие элементы как Pd, Os, Ir, Pt, Hf (Бородулина, 2004).

Запасы оценивались по категории C_1 , что позволяет проводить проектирование водозаборов и приступать к опытно-эксплуатационным работам, существенно изменяя таким образом, ситуацию с обеспечением населения питьевой водой высокого качества. На основании проведенного исследования эксплуатационных ресурсов подземных вод можно сделать вывод о том, что в Карелии имеются все предпосылки для более широкого и рационального их использования. Водоснабжение большинства небольших поселков и деревень, животноводческих ферм, а при благоприятных гидрогеологических условиях и крупных населенных пунктов может полностью или частично осуществляться за счет подземных вод четвертичных отложений. Например, соседняя Финляндия, имеющая сходные природные условия, удовлетворяет свои потребности в качественной питьевой воде из подобных месторождений более чем на 50%.

Выводы

В последние годы в ИВПС были апробированы подходы по совершенствованию водохозяйственного комплекса, картированию, инвентаризации, оценке современного и будущего состояний водных объектов Карелии, учитывая проблемы рационального использования и охраны водных ресурсов, несовершенство информационных и экономических механизмов управления, рационального использования охраны водных ресурсов. При этом очевидно, что реализация программы водопользования, выход из кризисного состояния с рациональным использованием и охраной водных ресурсов возможен только при реализации конкретных взаимосвязанных мероприятий в рамках общенациональной программы действий, рассчитанной на достаточно долгий период, с участием государственных органов власти, местного самоуправления, водопользователей, науки, общественности, всех заинтересованных сторон.

Литература

Бабкин В.И., Колоколов А.Г., Полад-Заде Л.И. и др. Современная природная обеспеченность СССР // Тр. Гос. гидрол. ин-та, 1991. Вып. 352: Исследование условий формирования и расчеты водных ресурсов СССР. С.3–21.

Бородулина Г.С. Автореферат диссертации на соискание ученой степени кандидата геолого-минералогических наук. Горный университет. СПб, 2004. 24с.

Водные ресурсы Республики Карелия и пути их использования для питьевого водоснабжения. Опыт карельско-финляндского сотрудничества // Под ред. Филатова Н.Н., Литвиненко А.В. и др. Петрозаводск: КарНЦ РАН. 2006. 263 с.

Гидроэкологические проблемы Карелии и использование водных ресурсов. Сборник статей. Под ред. Н.Н.Филатова, В.Х.Лифшица, Т.И.Регеранд, Ю.В.Карпечко. Петрозаводск, ИВПС КарНЦ РАН, 2003. 171с.

Григорьев С.В., Грицевская Г.Л. Каталог озер Карелии. М.-Л., 1959 г. 240 с.

Каталог озер и рек Карелии. Под ред. Филатова Н.Н., Литвиненко А.В. Петрозаводск, 2001. 289 стр.

Литвиненко А.В., Лозовик П.А., Филатов Н.Н. и др. Водохозяйственный комплекс Карелии и его влияние на экологическое состояние водных объектов. Инженерная экология. 1998. № 5. с. 47–56.

Литвиненко А.В., Гершензон Т.Е., Карпечко В.И. и др. Комплексное использование водных ресурсов Северного экономического района // Водные ресурсы Карелии и экология. Петрозаводск, 1992. С.18–35.

Литвиненко А.В., Филатов Н.Н., Лозовик П.А., Карпечко В.А. Региональная экология: Эколого-экономические основы рационального использования водных ресурсов Карелии. Инженерная экология. 1998. № 6. С.3–13.

Ресурсы поверхностных вод СССР. Т.2. Карелия и Северо-Запад. Часть 1. Л., 1972. 528 с.

Ресурсы и геохимия подземных вод Карелии. Петрозаводск, 1987. 151 с.

Современное состояние водных объектов Республики Карелия. По результатам мониторинга. Под ред. Н.Н. Филатова, П.А. Лозовика, Т.П. Куликовой. Петрозаводск, 1998. 188 с.

Филатов Н.Н., Литвиненко А.В., Лозовик П.А. Современное состояние водных объектов Республики Карелия. Препринт доклада КНЦ РАН. Петрозаводск, 1998. 30 с.

Филатов Н.Н., Литвиненко А.В., Регеранд Т.И. и др. Исследования ИВПС КарНЦ РАН по международному проекту «Улучшение питьевого водоснабжения Республики Карелия за счет использования подземных вод // Тр. IV Международной конференции «Акватерра». СПб, 2001. 181 с.

Филатов Н.Н., Лозовик П.А., Литвиненко А.В. Водные системы Карелии // Экологические проблемы Северо-Запада России и пути их решения. СПб, 1997. С.34–37.

Lahermo P., Ilmasti M., Juntunen R., Taka M. The Geochemical Atlas of Finland. Part I. The hydrogeochemical mapping of Finnish groundwater. Espoo, 1990. 66 p.

ОЦЕНКА СТОКОВЫХ ХАРАКТЕРИСТИК СЕВЕРНЫХ РЕК ЕВРОПЕЙСКОЙ РОССИИ

Л.Ф. Сотникова

Институт водных проблем РАН, 119991, Россия, Москва, ул. Губкина, 3,
тел. (495), 135-6011, факс (495) 135-5415, email: Sotnik@aquas.laser.ru

На современном уровне развития гидрологической науки в основе описания закономерностей многолетних колебаний речного стока лежит вероятностно-статистический подход. В соответствии с этим при подготовке исходной гидрологической информации для решения водохозяйственных задач последовательно решаются следующие вопросы: выбор расчетной вероятности превышения (особенно остро встает при расчетах максимального стока для обоснования водосборных отверстий гидроузлов); способ определения расчетных величин различной обеспеченности, включающий в себя выбор функции распределения вероятностей и методов оценивания выборочных параметров; оценка точности полученных результатов.

В новый нормативный документ по определению основных гидрологических характеристик (СП 33-101-2003), который вышел в свет в 2004 году, включен ряд рекомендаций по результатам научных исследований, проведенных в ИВП РАН в последнее десятилетие. Основная цель новых норм заключается в рационализации методов расчета.

Одним из приемов для уточнения расчетных гидрологических характеристик служит методика совместного анализа наблюдений по группам гидрологически однородных объектов, теоретические положения которой разработаны С.Н. Крицким и М.Ф. Менкелем (1981).

Результаты совместного анализа наблюдений по группам аналогичных объектов следует рассматривать как источник информации, дополняющий индивидуальные непосредственные наблюдения за каждым отдельным объектом. Сущность намечаемых приемов заключается в разделении дисперсий рассматриваемых характеристик на две составляющие: случайную и географическую. Географическая составляющая отражает неоднородность стокоформирующих факторов. Каждая из составляющих рассеяния по-разному учитывается при расчете вероятной повторяемости исследуемых гидрологических параметров. Качество информации определяется точностью оценок, основанной на индивидуальных ($\xi_{i,j}$) и объединенных (ξ_{-p}) наблюдениях. Индивидуальные наблюдения ($A_{i,j}$) свободны от географической составляющей рассеяния. Зато объем наблюдений, на который опираются оценки, ограничивается периодом

работы одной гидрометрической станции. Объединенные наблюдения ($A_{-p.}$) включают географическую составляющую рассеяния, но объем их существенно увеличен. Точность каждой из оценок измеряется соответствующим стандартным отклонением, приемы вычисления которого намечены в работе (С.Н. Крицкий, М.Ф. Менкель, 1981). К окончательному расчету принимаются случаи, когда при объединении совместно рассматриваемых объектов географическая составляющая не превышает 50% общей дисперсии рассеяния этих характеристик.

Значение искомого параметра ($A_{\%}$), принимаемое к окончательному расчету, должно основываться на обоих источниках информации. Каждую из оценок следует вводить в расчет с весом, обратно пропорциональным дисперсии соответствующей оценки:

$$A_{\%} = (A_{U'ЛБ} \xi_{-p.}^2 + A_{-p.} \xi_{U'ЛБ}^2) / (\xi_{-p.}^2 + \xi_{U'ЛБ}^2)$$

Исследования по применению данной методики проведены автором применительно к различным характеристикам стока и для разных регионов (Сотникова, 1981, 1987).

Наименее исследованной в настоящее время является временная оценка многолетних рядов – асимметрия ряда. Принимаемые в инженерно-гидрологических расчетах отношения C_S/C_V , равные для годового стока $C_S = 2 C_V$, для максимального стока весеннего половодья $C_S = 3 C_V$, для дождевых максимумов $C_S = 4 C_V$ не всегда соответствуют природе явлений. При их несоответствии имеет место существенная систематическая погрешность. При определении расчетных величин стока это приводит к снижению точности всех водохозяйственных расчетов.

Представим эту ситуацию на случайных выборках. Например, имеем дело с выборками из совокупности с соотношением $C_S = 3C_V$ и производим по ним массовые расчеты (или по группе рек некоторого географического района со сходным гидрологическим режимом). Здесь могут быть рассмотрены два расчетных случая:

- правильно назначили соотношение между C_S и C_V , то есть приняли его равным $C_S = 3C_V$. Тогда выборочно оценивая первые два параметра (среднее – X_0 и изменчивость – C_V), получаем результаты с некоторой случайной погрешностью. В среднем с той же погрешностью расчет может быть выполнен и другим способом, при оценке по выборке всех трех параметров методом наибольшего правдоподобия. Систематическая погрешность при этих подходах отсутствует;

- неправильно назначено соотношение между C_S и C_V , например $C_S = 2C_V$, что отражается на конечных результатах, а именно в среднем оценки квантилей (ординат – X_p) получают систематическую погрешность.

Сказанное подтверждается сопоставлением распределений оценок квантилей (X_p), полученных путем вычислений их значений по выборочным оценкам X_0 и C_V при условии, что $C_S = 2C_V$, в то время как в действительности это отношение C_S/C_V совокупности равно $C_S = 3C_V$ или $C_S = 4C_V$ (Сотникова, 1981, 1987).

Таким образом, полное исключение из расчета индивидуальной оценки коэффициента асимметрии C_S не может быть признано правильным. Напротив, в рассмотренных случаях ее использование даже предпочтительнее, чем использование неправильно назначенной оценки C_S/C_V при применении метода наибольшего правдоподобия для оценивания статистических параметров распределения и при условии достаточности периода наблюдений.

В условиях ограниченности расчетного ряда для окончательного решения по величине параметров изменчивости и асимметрии конкретного ряда рекомендуется принимать совместную оценку каждого параметра.

В этом направлении выполнены расчеты с применением методики совместного анализа и проведены пространственно-временные обобщения характеристик высокого стока по территории европейской части СНГ, когда за оценку A – принималась характеристика асимметрии. При этом впервые для расчетов статистических параметров распределения применен метод наибольшего правдоподобия в его строгом решении (С.Н. Крицкий, М.Ф. Менкель, 1981). Результаты исследований имеют практическое значение: получены обобщенные оценки асимметрии рядов максимальных расходов весеннего половодья по крупным районам, что позволяет пересмотреть сложившуюся практику оценки, в частности, оценки асимметрии рядов максимального стока. Рассеяние объединяемых в районе оценок асимметрии определяется случайными ошибками (Сотникова, 2001).

По рекам северного склона европейской территории России рассмотрено 23 створа. Среднее значение отношения C_S/C_V для рядов максимального стока весеннего половодья равно 1,84. Совместный анализ оценок асимметрии высокого стока по приведенным выше формулам позволил рекомендовать для этого района принимать при расчетах отношение C_S/C_V , равное 2, что приводит к более осторожным решениям при расчетах высокого стока малой вероятности превышения. Подобные расчеты выполнены и по другим районам России. Так, для рек Северо-Запада ЕТ СНГ получили значение, равное 3,5, отдельно выделился бассейн р.Луги, для которого $C_S/C_V=2$. Для западных рек (включая р.Неман) – $C_S/C_V=3$. Реки, принадлежащие к бассейну верхней Волги, имеют асимметрию – $C_S/C_V=2$, в то время как правосторонние притоки в верхней и средней части бассейна Волги имеют более асимметричное распределение и $C_S/C_V=3$.

Полученные данные позволяют для любого створа реки европейской части России, а также других территорий Европейской России оценить асимметрию и получить расчетные значения максимальных расходов с большей степенью точности.

Гидрологические величины (расходы воды), по существу, неоднородны. При совместном их анализе эти величины приводятся к единообразным условиям формирования. Для этого используются зависимости расходов от морфометрических, ландшафтных, климатических характеристик совместно исследуемых бассейнов. Приведенные таким образом характеристики стока становятся однородными. По каждому объекту ансамбля оцениваются, по данным наблюдений, анализируемые параметры. Рассеяние оценок рассматривается как следствие двух причин: случайных колебаний, вызванных ограниченностью выборок (рядов наблюдений), по которым произведены оценки, и не устраненных приводкой систематических, детерминированных различий, порождаемых неодинаковостью природных условий формирования стока. Основным инструментом при приведении к однородным условиям служат региональные зависимости, связывающие сток с природными характеристиками водосбора и климатическими факторами.

При анализе методов оценки параметров распределения следует подчеркнуть, что прием расчета тем лучше, чем ближе получаемые по расчету величины к «истинным» их значениям. При оценке статистических параметров рядов метод моментов существенно уступает в этом отношении методу наибольшего правдоподобия. Однако неполное соответствие кривой обеспеченности натурному материалу или отклонение от теоретической кривой некоторых точек наблюдаемого ряда при современной его длительности еще не означает несоответствия этой кривой наблюдениям. Гидрологические ряды представляют собой в статистическом смысле выборки из генеральной совокупности, истинные параметры которой неизвестны, а выборные кривые распределения – некоторое приближение к истинным кривым. Стремление исследователя приблизить теоретическую кривую обеспеченности к наблюдаемым точкам психологически понятно, но нельзя забывать о выборочности параметров наблюдаемого ряда. Субъективное суждение о зависимости отклонения получаемых по расчету максимумов от наблюдаемых значений исходит из представления, что обе координаты точек (расход воды Q и обеспеченность P) жестко закреплены, как это свойственно зависимостям между величинами, обе координаты которых установлены посредством измерений. Однако при построении кривых обеспеченности закреплены измерениями лишь ординаты наблюдаемых точек – значения расходов воды. Абсциссы их вероятности превышения устанавливаются

по порядковому номеру исследуемых величин в ранжированной последовательности. По мере накопления данных наблюдений положение точек по оси абсцисс изменяется.

Рассмотрим возможные характеристики отклонений вероятности превышения первых членов выборок p относительно вероятности превышения P . Если P представляет доверительную вероятность превышения, тогда p – ежегодная вероятность превышения наблюдаемых за n лет максимум-максимумов по формуле: $P = 1 - (1 - p)^n$. Придавая вероятности P нормативные значения (например 5 или 95%), мы получаем возможность установить доверительные границы вероятных колебаний «истинной» повторяемости максимум-максимумов, регистрируемых за n лет (табл. 1, 2). Чтобы напомнить о возможных отклонениях абсцисс экстремальных точек гидрологического ряда от их «истинного положения», рекомендуется при нанесении на кривую обеспеченности эмпирических точек дополнить изображение наивысших из них чертой, показывающей границы доверительного интервала, которые вычислены по кривой вероятности превышения для первого и последнего члена ранжированной в убывающем порядке выборки.

Таблица 1

Величины отклонений вероятности превышения первого числа (P%) ряда в зависимости от периода наблюдений (n)

$P\% \backslash n$	10	20	25	30	50	60	70	70	80	90	100	120
5	0,5	0,27	0,23	0,20	0,10	0,09	0,08	0,07	0,06	0,05	0,03	–
95	24,2	13,4	11,3	9,8	6,0	4,3	3,7	3,3	3,0	1,6	–	–

Таблица 2

Величины отклонений обеспеченности последнего члена ряда в зависимости от числа членов ряда (n)

$P\% \backslash N$	10	20	30	50	60	70	80	90	100	120
5	774,1	87,0	90,0	94,0	95,0	95,7	96,3	96,7	97,8	98
95	99,5	99,7	99,81	99,90	99,91	99,92	99,93	99,94	99,96	99

Аналогично получаем доверительные интервалы для эмпирической кривой ежегодной вероятности превышения для наименьшего ряда наблюдений по формуле: $P = p^n$ (табл. 3). Данные таблицы также включены в новый нормативный документ СН-33-101-2003.

Другим приемом увеличения исходной информации служит восстановление стокового ряда за определенный период путем моделирования по бассейну-аналогу, имеющему более длительный период наблюдений. Гидрологическое обеспечение моделей функционирования водохозяйст-

венных систем предполагает наличие длительных рядов параллельных наблюдений за стоком в расчетных створах. Задача удлинения гидрологических рядов или восстановления величин стока за определенный календарный период сводится к регрессионной связи этого ряда со стоком некоторого бассейна, располагающего наблюдениями за более длительный период, чем изучаемый объект.

По предложению С.Н. Крицкого рекомендуется проводить продление ряда по уравнению регрессии с учетом случайной составляющей рассеяния. Требуется построить последовательность данных, имитирующих ход стока реки в изучаемом створе за некоторый период, когда в данном створе не проводились гидрометрические измерения. При этом значения величин стока за неизученный период рассчитываются по аналогии с некоторым другим рядом, в ходе которого прослеживается отчетливо выраженная синхронность со стоком изучаемого бассейна. Считаются известными по ряду-аналогу: календарная последовательность величин стока x_i за весь рассматриваемый период N , вероятностные параметры $\bar{x}, C_{v_x}, C_{s_x}$. По рассматриваемому ряду считаются известными последовательность величин стока y_i – за более короткий период (n лет), чем по ряду-аналогу, и соответственно параметры $\bar{y}, C_{v_y}, C_{s_y}$. Синхронность выражается коэффициентом корреляции r_{xy} .

Используя уравнение регрессии, мы удлиним короткий ряд, включая в него значения, вычисленные по уравнению. Однако такой восстановленный ряд, хотя и содержит дополнительную информацию о чередовании в многолетнем разрезе лет различной водности, неточно воспроизводит наблюдавшийся в прошлом сток. Восстановленные величины y_i представляют собой среднее из множества реализаций, возможных при фиксированном значении x_i . Действительные индивидуальные значения функции y отклоняются от линии регрессии. Замена этих рассеивающихся вокруг линии регрессии величин их математическим ожиданием приводит к тому, что восстановленный ряд отличается от действительного сглаженностью колебаний.

Величину стока y_i можно рассматривать как сумму двух слагаемых, из которых первое выражает составляющую колебаний величин y_i , синхронных с колебаниями x_i , а второе слагаемое не зависит от x_i . Синхронная с рядом-аналогом составляющая определяется по уравнению регрессии, независимая составляющая представляет собой отклонение от регрессии.

Таблица 3

Параметры среднегодовых расходов воды рек бассейнов оз. Кубенское, Лаче и Воже, вычисленные по данным наблюдений и восстановленным рядам

№ пп	Река-створ	F, км ²	n, лет наблюд.	Параметры рядов наблюдений			Река-аналог	r	n, лет восст.	n, лет набл. и восст.	Параметры рядов наблюдений		
				Q	σ	C _v					Q	σ	C _v
1	Кубена – с. Троице-Енальское	1110	42	10,4	3,05	0,29	–	–	–	–	–	–	–
2	Кубена – д.Кубенское	4860	27	45,8	13,6	0,30	Кубена – с.Троице-Енальское	0,97	15	42	42,7	12,3	0,29
3	Сямжена-с. Сямжа	1700	15	13,7	4,57	0,33	–«–	0,91	27	42	13,9	4,74	0,34
4	Сить – д.Козлиха	1540	13	13,1	4,80	0,37	–«–	0,95	29	42	13,1	4,45	0,34
5	Уфлюга – д.Малаянская	618	27	6,14	2,05	0,33	–«–	0,91	15	42	5,77	1,86	0,32
6	Вожега д.Назаровская	1590	24	16,7	5,84	0,35	–«–	0,88	5	29	17,1	5,55	0,32
7	Волошка д.Тороповская	7040	39	70,6	18,4	0,26	–«–	–	–	–	–	–	–
8	Ухта – д.Еремино	865	17	8,74	2,78	0,32	Волошка – д.Тороповская	0,78	12	29	9,08	2,71	0,3
9	Лекша – с.Лядины	321	20	2,87	0,56	0,20	–«–	0,79	9	29	2,9	0,5	0,17
10	Тихманьга – Д.Шрокина	750	29	8,01	2,08	0,26	–	0,90	–	–	–	–	–

При этом дисперсия величин y_i разделяется на составляющие: детерминированную зависимость от x_i , равную $r^2\sigma_y^2$, и случайную, равную $\sigma_y^2(1-r^2)$. Применение разных способов получения составляющих для восстановления рядов (по нормальному закону распределения или по гамма-распределению) дало очень близкие результаты, поэтому рекомендуется в качестве исходного распределения для независимой составляющей принимать нормальное распределение. Указанная методика продления гидрологического ряда использована при установлении боковой приточности к озерам Лача и Воже по сумме притоков.

На рис. 1 сопоставлены значения суммарного притока к озеру Воже, полученные по предлагаемой методике (методика 1), с данными суммарного притока, вычисленными по изменению колебаний уровня самих озер (методика 2). Сток с неосвещенной площади оценен по модулю годового стока. Анализ показал хорошую сходимость полученных разными подходами величин боковой приточности к озерам, что подтверждает правомерность использования стоковых данных, вычисленных по предложенной методике (1) в водохозяйственных моделях.

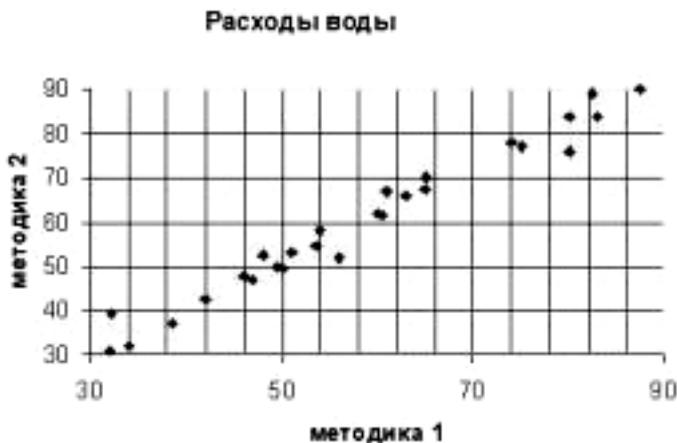


Рис. 1. Сопоставление притока к о. Воже по разным методикам

По этой же методике восстанавливались годовые величины стока за периоды отсутствия данных наблюдений, ряды был удлинены. В результате для некоторых створов статистические расчетные параметры стока уточнены. В табл. 3 приведены сведения об изменении статистических параметров рядов после восстановления непрерывности стокового ряда по рассмотренной методике.

Рекомендуемые приемы позволят уменьшить количество случайных ошибок расчетных значений стока и получить гидрологические модели, в большей степени соответствующие свойствам природных процессов стока, и дать более надежные результаты водохозяйственных расчетов.

Литература

Поляков М.М., Вязалов Л.Х. Результаты исследований метода наибольшего правдоподобия применительно к трехпараметрическому гамма-распределению // Водные ресурсы, 1981. № 4, М.: Наука, 1981. С.56–65.

Крицкий С.Н., Менкель М.Ф. Гидрологические основы речной гидротехники. М.: Наука, 1981. 255с.

Сотникова Л.Ф. К исследованию приемов вероятностного расчета максимальных расходов воды // Изучение и использование водных ресурсов. БАН. София, 1981. С.77–102.

Сотникова Л.Ф. Оценка точности расчетной гидрологической информации // Регулирование и комплексное использование водных ресурсов. Наука, 1987. С.50–79.

Сотникова Л.Ф. Рекомендации по определению расчетных гидрологических характеристик для новых нормативных документов // Гидротехническое строительство». 2001. № 6. С.12–16.

ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ ОНЕЖСКОГО ОЗЕРА И ЕГО БАССЕЙНА И ПРОБЛЕМЫ ИХ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ

Литвиненко А.В., Филатов Н.Н.,

Тимакова Т.М., Лозовик П.А., Литвинова И.А. Карпечко В.А.

Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН

Онежское озеро – один из крупнейших водоемов нашей страны и второй по площади пресноводный водоем Европы. Оно и его крупнейший приток Илекса-Водла является верхним звеном самой большой европейской озерно-речной системы Невы. Озеро дренирует значительную территорию, различную по геологическому строению, орографии и гидрографии. Бассейн Онего вытянут в широтном направлении и асимметричен: озеро делит его на 2 неравные части – западную (64%) и восточную (36%). В естественном состоянии озеро принимало сток с водосборного бассейна площадью 53100 км². Площадь самого водоема составляла 9720 км². После строительства в 1953 г. на р. Свири Верхне-Свирской ГЭС озеро стало водохранилищем с водосборной площадью, равной 57300 км², и площадью зеркала 9840 км² (Государственный водный кадастр., 1986). Около 70% территории бассейна относится

к Республике Карелия, остальная часть расположена в Ленинградской, Вологодской и Архангельской областях.

Характерными особенностями водной сети бассейна являются: преобладание малых по площади и длине рек, ступенчатость их продольных профилей, большие общие и удельные падения рек, высокая порожистость русел и озерность водосборов. Гидрографическую сеть бассейна Онежского озера образуют 6765 рек общей длиной 22741 км и 9516 озер общей площадью 13441 км². Максимальное количество водотоков (95%) составляют малые, длиной менее 10 км (Швец, 1977а), и лишь 7 рек имеют протяженность более 100 км (табл.1).

Таблица 1

**Характеристики основных рек бассейна Онежского озера
(Ресурсы поверхностных вод СССР., 1965)**

Название реки	Длина, км	Площадь водосбора, км ²	Площадь озер на водосборе, км ²	Принятый исток
Шуя	194	10100	1071	оз. Суоярви
Суна	280	7670	987	оз. Кивиярви
Водла	149	13700	723	слияние рек Сухая Водла и Вама
Илекса	155	3950	122	оз. Калгачинское
Нетома	107	776	6,5	оз. Нетомское
Колода	112	1330	35	оз. Глубокое
Шалица	104	992	61,1	оз. Шалозеро

Примечание: данные по р. Суне даны для водосбора в естественном состоянии

Коэффициент густоты речной сети равен 0,44 км/км², причем его значение в северной части значительно выше, чем в южной. Притоками Онежского озера являются 1152 реки, из которых лишь 52 имеют длину более 10 км (Швец, 1977а). Более половины бассейна занято водосборами трех главных его притоков: рек Шуи (площадь водосбора 10,1 тыс. км²), Суны (7,7), Водлы (13,7 тыс. км²). Вытекает из озера лишь одна река – Свирь – крупнейший приток Ладожского озера.

Большую часть водоемов (9144 или 96%) составляют озера площадью менее 1 км², однако в сумме их доля не превышает 5% (671,7 км²) (Швец, 1977а). Наиболее крупные озера приведены в таблице 2.

Озерность рек в северной части водосбора Онежского озера изменяется от 3 до 18%, в южной – от 1 до 3%; заболоченность – 5–20%, а в бассейне р. Водлы достигает 24% (Швец, 1977б).

Гидрологическая изученность бассейна Онежского озера – одна из наиболее высоких на Европейском Севере. Сток в озеро фактическими измерениями контролируется на площади около 40,6 тыс. км² (72% территории).

Таблица 2

Характеристика озер с площадью зеркала более 100 км² в современном состоянии (Ресурсы поверхностных вод СССР., 1965, 1972; Государственный водный кадастр., 1986)

Водоем	Водосбор главной реки	Площадь, км ²		Глубина, м		Объем, км ³	Примечания
		водосбора	зеркала	средняя	макс.		
Онежское	Нева	53100	9720	30	120	295	Зарегулировано
Водлозеро	Водла	4960	322	2,8	16,3	0,906	Зарегулировано
Сямозеро	Шуя	1550	266	6,7	24,5	1,79	
Сандал	Суна	6620	185	9,7	58,0	1,78	Зарегулировано
Палье	Суна	6110	109	18	74	2	Зарегулировано
Лижмозеро	Лижма	535	84,8	5,4	22,0	0,463	
Гимольское	Суна	2590	80,5	3,3	30,0	0,265	
Шотозеро	Шуя	5540	74,0	3,1	10,1	0,228	
Суоярви	Шуя	2120	58,5	4,8	26,0	0,280	
Сундозеро	Суна	6340	50,0				Площадь водосбора дана в естественных границах

Примечание: площадь водосбора дана без площади зеркала озера

Значения среднееголетнего годового стока по водосбору Онежского озера изменяются от 8 л/с с км² в северо-западной до 14 – в восточной части бассейна, хотя в отдельных речных бассейнах с аномальным режимом наблюдаются модули до 15–16 л/с с км². Пространственная изменчивость годового стока определяется неоднородностью геоморфологического строения бассейна, гидрогеологических условий, различиями в растительном покрове и неравномерностью выпадения осадков по территории. В последние годы усиливается влияние антропогенного фактора на ландшафтные характеристики бассейна, что может отразиться на количественных показателях стока. Суммарный среднееголетний годововой сток в Онежское озеро равен 17,8 км³.

В пределах Карелии ресурсы речного стока оценены в 14,1 км³ (Литвиненко и др., 1998). Распределение их по основным водосборам представлено в таблице 3.

Таблица 3

Ресурсы речного стока бассейна Онежского озера (в пределах Карелии)

Бассейн	Площадь водосбора, тыс. км ²	Средне-годовой сток, км ³	Годовой сток различной обеспеченности, км ³			
			25%	50%	75%	95%
р. Шуя	10,10	3,09	3,56	2,99	2,51	1,95
р. Суна	7,67	2,36	2,71	2,22	1,85	1,54
р. Водла	13,70	4,43	5,20	4,43	3,66	2,54
Онежское озеро	43,90	14,1	16,3	13,9	11,6	8,74

По распределению стока внутри года реки бассейна относятся к восточно-европейскому типу, характеризующемуся высоким половодьем, низкими летней и зимней меженью и повышенным стоком осенью. С учетом величины озерности внутригодовое распределение стока можно принять следующим: весна – 42–55%, лето-осень – 37–43 и зима – 8–25% (Ресурсы поверхностных вод СССР..., 1972).

Бассейн Онежского озера – наиболее обжитая и экономически освоенная часть Республики Карелия. На водосборе проживает большая часть населения всей республики, тогда как доля площади водосбора – порядка четверти площади Карелии. Здесь находится значительная часть промышленных и сельскохозяйственных предприятий, рыбохозяйственные объекты, что определяет достаточно высокую степень антропогенной нагрузки на природную, в том числе и водную среду.

В 2003 г. централизованное потребление воды населением и отраслями экономики в целом по бассейну Онежского озера составило 129 млн. м³. Из этого объема 39,7% использовано в коммунальном хозяйстве, 43,6% – в промышленности, 16,1% – в рыбном хозяйстве и 0,6% – в сельском хозяйстве (рис.1).

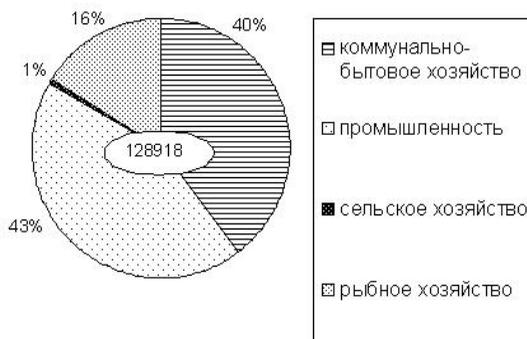


Рис. 1. Водопотребление по бассейну Онежского озера, тыс. м³

Наиболее значительным в бассейне Онежского озера является промышленное водопотребление. Его объем по данным на 2003 г. составил 56,3 млн. м³. Индустрия представлена здесь целлюлозно-бумажным производством, переработкой леса, машиностроением и металлообработкой, производством строительных материалов, легкой и пищевой промышленностью, полиграфией. Промышленное водопотребление практически целиком сосредоточено в крупных промузлах (городах Петрозаводске, Кондопоге, Суоярви, Медвежьегорске).

Начиная с 1989 г., в связи с ухудшающейся социально-экономической обстановкой в Карелии, как и по всей стране, происходил спад производства, что повлекло за собой резкое падение масштабов промышленного водопотребления. Спад произошел сразу во всех отраслях индустрии, а некоторые из них, представленные единственным предприятием, полностью исчезли. Только после 1999 г. начался некоторый незначительный рост объема производства. Динамика водопотребления в прибрежной зоне Онежского Озера с 1980 г. по настоящее время представлена на рис.2.

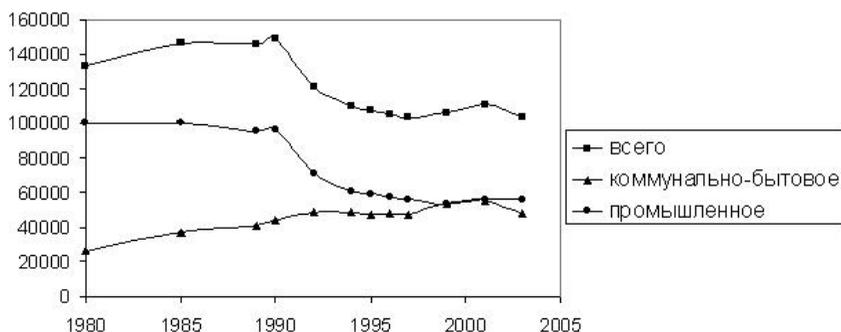


Рис. 2. Динамика водопотребления прибрежной зоны Онежского бассейна, тыс. м³

Наиболее водоемкая отрасль промышленности – целлюлозно-бумажная, ее доля в промышленном водопотреблении бассейна составляет 90%. Снижение уровня лесозаготовок и ряд других причин, начиная с 1989 г. повлекли за собой сокращение производства и снижение объемов водопотребления. Одно из крупнейших предприятий Карелии – АО «Кондопога» – внесло основной вклад в спад промышленного водопотребления в бассейне Онежского озера. Так, в 1989 г. на его нужды было израсходовано 68,0 млн. м³ воды, после этого водопотребление предприятия стало сокращаться и в 1998 г. достигло минимума – 44,0 млн. м³, затем снова начало расти, и к сегодняшнему дню достигло 50 млн. м³.

Следующим по величине после промышленного водопотребления является коммунально-бытовое. В целом на протяжении многих лет его объем медленно, но постоянно рос. За последние 20 лет он увеличился вдвое и в 2003 г. составил 51,2 млн. м³.

Коммунально-бытовое водопотребление зависит от плотности населенных пунктов и степени развития коммунального хозяйства. Вследствие этого основные его объемы сосредоточены в наиболее крупных городах бассейна – Петрозаводске, Кондопоге, Суоярви и Медвежьегорске.

Объем сельскохозяйственного водопотребления бассейна незначителен. Начиная с 1990 г. он постоянно падал, пока в 1999 г. не достиг минимума – 518 тыс. м³. Сейчас намечается незначительный рост сельскохозяйственного водопотребления: в 2003 г. оно составило 730 тыс. м³

Рыбохозяйственное водопотребление, практически прекратившееся в прибрежной зоне после 1991 г., с 2002 г. начало восстанавливаться. Общий объем рыбохозяйственного водопотребления в 2003 г. составил 20,7 млн. м³.

Водозабор в бассейне осуществляется преимущественно из озер, на 36,6% – из Онежского, на 54,3% – из остальных озер, на 8,4% – из рек, и только на 0,5% – из подземных горизонтов (рис. 3). Для коммунально-бытового водоснабжения основным источником является Онежское озеро (83%) (рис. 4).



Рис. 3. Структура источников водоснабжения по бассейну Онежского озера, тыс. м³



Рис. 4. Структура источников коммунально-бытового водоснабжения по бассейну Онежского озера, тыс. м³

Водоотведение в бассейне в настоящее время формируется коммунально-бытовыми, промышленными и сельскохозяйственными сточными водами. Доля каждого вида примерно пропорциональна соответствующему объему водопотребления. Общий объем сбросов в бассейне в 2003 г. составил 129,6 млн. м³. После 1989 г. происходит небольшое постепенное снижение сбросов, однако оно обусловлено не совершенствованием технологий, а, в первую очередь, уменьшением объемов производства (промышленного, сельскохозяйственного и рыбохозяйственного). В последнее время вновь наблюдается некоторый небольшой рост объема сточных вод, соответствующий возрастанию водопотребления.

В настоящее время в бассейне Онежского озера самостоятельный сброс стоков осуществляют более восьмидесяти водопользователей. Большая часть сточных вод – 77,1% – проходит очистку, 6,2% – сбрасываются загрязненными без очистки, 0,7% – в выгреба и рельеф местности, 16,7% считаются нормативно чистыми и сбрасываются без очистки (рис. 5).



Рис. 5. Водоотведение по бассейну Онежского озера, тыс. м³ (степень очистки)

Основную долю объема сточных вод (79,5%) дают промышленные узлы Петрозаводск и Кондопога. 23 водопользователя бассейна сбрасывают все свои стоки или их часть неочищенными. Наибольший объем неочищенных стоков сбрасывают в Онежское озеро АО «Кондопога» (2935 тыс. м³), Петрозаводский водоканал (1837 тыс. м³), Медвежьегорский МП ЖКХ (649 тыс.м³) и Пудожский МУП ЖКХ (718 тыс. м³).

Само Онежское озеро – объект федерального значения. Его исследование, мониторинг осуществляются по программам фундаментальных исследований Российской Академии наук, средств Государственного мониторинга агентства водных ресурсов, финансируемого Комитетом природных ресурсов и Министерством сельского, рыбного хозяйства и продо-

вольствия РК. ИВПС КарНЦ РАН имеет почти 50-ти летний опыт регулярных исследований озера.



Рис. 6. Структура приемников сточных вод по бассейну Онежского озера, тыс. м³



Рис. 7. Структура приемников неочищенных сточных вод по бассейну Онежского озера, тыс. м³

Современное состояние экосистемы Онежского озера, сформировавшееся в результате взаимодействия многообразного комплекса природных процессов, развивающихся в его водной среде и на водосборе, находится под влиянием климата и антропогенной нагрузки. В целом качество вод озера в настоящее время высокое, озеро олиготрофное, малопродуктивное (смотри также статью «Онежское озеро сегодня и завтра», настоящий сборник). Воды Центрального, Большого и Малого Онего, Повенецкого залива сохранили до настоящего времени достаточно высокое качество. Они слабо окрашены (цветность 20–30 град.), содержат небольшое количество органического вещества ($C_{\text{орг}}$ – 4–6 мг/л; перманганатная окисляемость – 5–8 мгО/л), бедны биогенными элементами, особенно об-

щим фосфором (7–10 мкг/л). В Центральном и Южном Онего в последнее десятилетие эпизодически повышается концентрация общего фосфора (до 20 мкг/л) и понижается содержание кремния (с 0,7 до 0,2 мг/л), что может служить одним из признаков начала антропогенного эвтрофирования этих районов в основном за счет поступления трансформированных вод Петрозаводского, Кондопожского и Медвежьегорского промузлов. С антропогенным стоком от этих промузлов в озеро вносится в среднем 105 млн. м³ сточных вод, 50% объема которых приходится на сточные воды целлюлозно-бумажного производства, которые наиболее трудно трансформируются. Ежегодно со сточными водами в озеро поступает около 160 т фосфора, 700 т азота и 3700 т взвешенных веществ.

Воды рек, впадающих в Онежское озеро, содержат повышенное количество органических веществ ($C_{орг} > 9$ мг/л, $ПО > 10$ мгО/л), они мало-минерализованы (< 25 мг/л), сильно гумифицированы ($pH \geq 6$, цветность > 40 град.). С этими водами поступает около 80–90% органических и взвешенных веществ, 90% общего азота, 70% общего фосфора, что примерно, в 2–3 раза выше, чем в открытом Онего. Именно эти воды, наряду с влиянием промцентров, формируют качество вод губ и заливов. В губах, подверженных антропогенному воздействию, содержание общего фосфора в 2 раза выше, чем в открытом Онего, в результате чего развитие эвтрофирования в них идет быстрее, чем в открытом озере. Из-за этого качество вод губ-источников питьевого водоснабжения достаточно низкое. Сильное влияние на качественные характеристики вод Петрозаводской губы оказывает сток р. Шуи, вода которой имеет низкое природное качество из-за высокого содержания в ней железа и гумусных веществ. Органическое вещество этих вод устойчиво к биохимическому окислению, они содержат загрязнения, связанные с сельскохозяйственной деятельностью, развитой на водосборе. Многолетние исследования вод Петрозаводской губы показали, что под воздействием трех факторов – стоков с водосбора р. Шуи, территории города и сточных вод Петрозаводского промузла – качество вод губы изменилось, и по совокупности химических показателей она сейчас относится к олигомезотрофным водоемам, а по индексу загрязненности вод (ИЗВ) – к загрязненным и умеренно-загрязненным. Сопредельные с губой районы открытого озера находятся под постоянным воздействием сточных вод Петрозаводского промузла.

В весенний период в связи с наличием термобара (природного явления, «запирающего» дважды в год Петрозаводскую губу и затрудняющего тем самым ее водообмен с Большим Онего) показатели качества воды Петрозаводской губы в прибрежной зоне у городского побережья и в поверхностных слоях до 15 м по всей акватории губы ближе к шуй-

ским водам, чем к озерным (цветность – 70–125 град., ПО – 12–17 мгО/л, Fe – 0,6 мг/л). Только в придонных слоях в центре и на выходе из губы они больше соответствуют озерным водам (цветность 40 град., ПО – 11 мгО/л, Fe – 0,2 мг/л). В этот период в губе создаются неблагоприятные условия для организации питьевого водоснабжения, так как воды губы оказываются изолированными от озерных и состоят из трансформированных речных и сточных вод города. Определенная изолированность губы от открытой части обусловлена тем, что на выходе из губы имеются поднятия на траверзе мыса Карвиц, которые затрудняют водообмен с открытым озером.

Многолетние исследования ИВПС КарНЦ РАН (вплоть до 2005 г.) убедительно показывают, что качество вод в центре и на выходе Петрозаводской губы (в районе Ивановских островов) намного выше, чем вблизи оголовка водозабора, и заметного улучшения кондиции исходной воды можно достичь при переносе оголовка водозабора. Содержание железа и алюминия в губе постоянно достигает, а в период ледостава даже превышает, значения ПДК. В течение всего года, и в летний период особенно, наблюдается загрязнение воды нефтепродуктами. Негативное влияние на санитарное состояние вод оказывает ливневой сток г. Петрозаводска, который обогащает ее микроорганизмами, а в отдельные периоды насыщает эпидемиологически опасной бактериофлорой. Эпизодически, при развитии течений, направленных вглубь губы, водные массы в районе водозабора оказываются под воздействием трансформированных вод реки. Особенно неблагоприятная для питьевого водоснабжения обстановка складывается в периоды зимней межени и весеннего половодья, когда качественные характеристики воды наименее удовлетворительны. Зимой в районе водозабора воды могут характеризоваться как «загрязненные», «умеренно загрязненные».

В летние месяцы в губе преобладают озерные воды, возрастает разбавляющая и очищающая способность. В этот период сточные воды распространяются преимущественно в поверхностном слое. Глубинные воды, за исключением самых придонных слоев, представлены чистыми озерными, характеризующимися достаточно высоким качеством. Осенью, (в октябре–ноябре) в озере вновь возникает термобар, который снова запирает Петрозаводскую губу от поступления чистых озерных вод. Качество вод в губе вновь резко ухудшается.

Как показали современные исследования, в последние годы отмечается увеличение скорости осадконакопления в районах, подверженных антропогенному фактору, что повлияло не только на состав донных отложений отдельных заливов, но также проявилось в устойчивом росте содержания органических веществ, фосфора, азота и железа в осадках аккумуля-

ляционных зон центральных районов озера. Донные отложения, подверженные антропогенному воздействию, отличаются большим содержанием органических веществ и максимальным потреблением кислорода (до $2,8 \text{ г O}_2 \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сутки}^{-1}$), а также гуминовых и фульвовых кислот (до 20% от ОВ), фенолов (до $60 \text{ мкг} \cdot \text{г}^{-1}$ в.с.н. (воздушно-сухая навеска)), нефтепродуктов (до 0,5%), лигносульфонатов (до 6%), растительных пигментов (до $500 \text{ мкг} \cdot \text{г}^{-1}$ в.с.н (воздушно-сухая навеска)). Следствием антропогенной нагрузки является сокращение окисленного слоя, снижение Eh (окислительно-восстановительный потенциал) – в среднем на 200 милливольт, накопление фосфора в железо-связанной форме, накопление азота в аммонийной форме, увеличение скорости поступления минеральных веществ из донных отложений в воду в 2–60 раз; для техногенных осадков в районах сброса сточных вод ЦБП – снижение pH. Поступление нефтепродуктов в донные отложения Петрозаводской губы имеет хронический характер, отмечается захоронение в них тяжелых углеводородов. Отмечается накопление отложений с продуктами антропогенной деятельности в районе оголовка водозабора. Ежегодно при определенных гидрометеорологических условиях, сильных ветрах и перемешивании вод возникает их взмучивание. В этих случаях поступление вод с высоким содержанием взвесей требует более высокой, чем в обычных условиях, водоподготовки.

Следствием антропогенного воздействия на Петрозаводскую губу являются высокие концентрации в донных отложениях городского побережья нефтепродуктов (до $5000 \text{ мкг} \cdot \text{г}^{-1}$) и тяжелых металлов (особенно концентрации хрома и ванадия – в 24 раза выше кларка), в том числе и в районе оголовка водозабора, что особенно опасно. Захоронение тяжелых углеводородов в грунтах имеет хронический характер, что особенно усугубилось после аварии 2001 г., когда в зимний период были сброшены нефтепродукты в районе нефтебазы. Тогда на площади в 15 км^2 содержание нефтяных углеводородов превышало фоновое на 1–2 порядка. В прибрежной городской части превышение фоновых значений достигало 2–5 раз, в центре губы напротив нефтебазы – в 5 раз. В дальнейшем в 2002 г. площадь загрязнения донных отложений увеличилась вдвое там, где концентрация нефтяных углеводородов превышала фон в 10–100 раз. Загрязнения распространились на северо-запад в сторону городского водозабора. В мае 2003 г. за счет процессов самоочищения содержание нефтепродуктов в донных отложениях постепенно уменьшалось, но в то же время оставались участки дна (в районе сброса сточных вод г. Петрозаводска, нефтебазы, устья р. Лососинки), где концентрация нефтепродуктов в осадках превышала фоновые значения на

1–2 порядка. Процессы распространения нефтепродуктов от зимнего аварийного сброса протекали замедленно, и загрязнение не достигло городского водозабора. При таком же выбросе в летний период последствия могли бы быть гораздо серьезнее, так как загрязнения могли бы достичь городского водозабора. И в этом случае могла создаться чрезвычайная ситуация с обеспечением населения г. Петрозаводска питьевой водой. К тому же г. Петрозаводск не имеет альтернативных источников питьевого водоснабжения, в то время как город с населением 250 тыс. человек и более должен иметь таковые.

Учитывая сказанное о состоянии качества вод Онежского озера, отметим, что обеспечение население питьевой водой во многих случаях связано не с низким природным качеством озерных вод, а с техническими причинами (неправильный выбор оголовка водозабора, не достаточно эффективная очистка вод, состояние технических сетей и т.п.). Примером неудачного технического решения является выбор места водозабора г. Петрозаводска, который был спланирован и построен более 70 лет назад без учета особенностей гидрофизических, гидрохимических и гидробиологических процессов. Губа имеет слабый водообмен с чистыми водами открытого озера зимой и в период запираания губы термобаром (май–середина июня и осенью – ноябрь). Кроме того, после строительства оголовка водозабора в 60–80-х годах XX века интенсифицировалась хозяйственная деятельность на водосборе р. Шуи (промышленное и сельскохозяйственное производство, лесная и сельскохозяйственная мелиорация), которые привели к существенному ухудшению качества ее вод.

Исследования последних 15 лет свидетельствуют о том, что, несмотря на определенное снижение в последнее время экономической активности в бассейне озера, заметных улучшений качества воды в водоеме не отмечается. Но озеро в целом сохраняет высокое качество и имеет олиготрофный статус, в то время как воды губ по ИЗВ относятся к загрязненным, умеренно–загрязненным.

Таким образом, воды открытой части Онежского озера вполне могут использоваться для обеспечения населения питьевой водой хорошего качества, а при их использовании должны существенно уменьшиться затраты на их водоподготовку. Также будут исключены неблагоприятные факторы, постоянно или эпизодически влияющие на формирование качества вод, которые могут привести к чрезвычайным ситуациям. Использование вод губ, подверженных антропогенной нагрузке, требует значительно больших затрат, по сравнению с использованием природных вод открытого озера. Таким образом, требуется перенос водозабора в открытую часть озера. В соответствии с реко-

мендациями, ранее разработанными ИВПС КарНЦ РАН при участии кафедры водоснабжения и канализации ПетрГУ и СЭС, можно перенести водозабор в район Ивановских островов (около 12 км от существующего) или к мысу Варвинскому, Пухтинским островам (более 30 км). Однако первый вариант, с учетом современного состояния вод озера, введением в эксплуатацию КОС в районе пос. Сайнаволок, предпочтительней, так как сточные воды от КОС могут достигать Пухтинских островов, что опять создаст проблему забора чистой воды. Практика переноса водозаборов к удаленным, защищенным источникам более высокого качества общепринята, так, например, это сделано в ряде городов Финляндии (гг. Хельсинки, Куопио и др.).

Выводы

- Воды Онежского озера в целом сохраняют высокое качество, и оно до сих пор имеет высокий олиготрофный статус. Водоем имеет важнейшее значение как основной источник питьевой воды для столицы Карелии – Петрозаводска и ряда других населенных пунктов. Из него вытекает р. Свирь, питающая Ладожское озеро – основной источник питьевого водоснабжения г. Санкт-Петербурга.

- Воды озера представляют стратегическое значение для будущего как источник водоснабжения Северо-запада Российской Федерации и, возможно, зарубежья.

- Несмотря на определенное снижение в последние 15 лет экономической активности в бассейне озера (существенное сокращение лесной и сельскохозяйственной мелиорации, промышленного и сельскохозяйственного производства) заметных улучшений качества воды в озере не отмечается. Достаточно низким оно остается в Петрозаводской и Кондопожской губах, используемых для обеспечения населения питьевой водой. В связи с этим требуются серьезные затраты на водоподготовку, строгое соблюдение экологического законодательства.

- Кардинальное решение проблемы обеспечения населения г. Петрозаводска качественной питьевой водой должно быть комплексным и опираться как на использование более кондиционных природных вод Онежского озера, так и на решение технических проблем (совершенствование систем очистки вод).

Таким образом, реализация проекта улучшения качества питьевой воды должна состоять из нескольких обязательных этапов:

- перенос водозабора на новое место в открытую часть Онежского озера, имеющего более высокое качество, чем воды губ, подверженных в настоящее время и в будущем антропогенному воздействию.

- модернизация современной системы обеспечения города питьевой водой (2006–2008 гг.).
- обновление городских сетей (постоянно).

Литература

Государственный водный кадастр. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. Том 1. РСФСР. Выпуск 5. Бассейны рек Балтийского моря, Онежского и Ладожского озер.

Литвиненко А.В., Филатов Н.Н., Лозовик П.А., Карпечко В.А. Региональная Экология: эколого-экономические основы рационального использования водных ресурсов Карелии // Инженерная экология 1998, № 6, С.3–13.

Ресурсы поверхностных вод СССР. Гидрологическая изученность. Т.2. Карелия и Северо-Запад. Л., 1965. 700 с.

Ресурсы поверхностных вод СССР. Том 2. Карелия и Северо-Запад. Часть 1. Л., 1972.

Швец П.Д. Гидрологическая изученность Онежского озера и его бассейна // Исследования режима и расчеты водного баланса озер-водохранилищ Карелии. Л., 1977а. Вып. 2. С.3–24.

Швец П.Д. Водный баланс Онежского озера // Сб. работ Ленинградской гидрометеообсерватории. Л., 1977б. Вып. 2. С.25–53.

ИССЛЕДОВАНИЕ ПРОЦЕССОВ ФОРМИРОВАНИЯ ХИМИЧЕСКОГО СОСТАВА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД КАРЕЛИИ

*Лозовик П.А., Рыжиков А.В., Сабылина А.В.,
Мартынова Н.Н., Белкина Н.А.,
Калмыков М.В., Платонов А.В., Потапова И.Ю., Зобков М.Б.*

Институт водных проблем Севера
Карельского научного центра Российской академии наук
185003 Петрозаводск, пр. Ал. Невского, 50
lozovik@nwpi.krc.karelia.ru

Поступление химических веществ с атмосферными осадками и с водосборной территории

Атмосферные осадки и выщелачивание химических веществ из пород и почв играют определяющую роль в формировании химического состава поверхностных вод. Многолетние исследования химического состава талых снеговых и речных вод позволили установить поступление химических веществ с атмосферными осадками и с водосборов рек для всей территории Карелии (табл. 1) (Лозовик, Басов, Литвиненко, 2005).

Таблица 1

Средние концентрации веществ в атмосферных осадках и речных водах Карелии
Средние химические выпадения и удельный вынос

Показатели	Σ_n	ОВ	Fe	P _{общ}	Si	N-NO ₃	N _{орг}	N _{общ}
Концентрация в атмосферных осадках, мг/л	2.0	2.0	0.03	0.009	0.01	0.21	0.05	0.40
Химические выпадения, г м ⁻² год ⁻¹	1.2	1.1	0.02	0.005	0.008	0.125	0.032	0.23
Концентрация в речных водах, мг/л	26.2	31.3	0.42	0.027	1.9	0.093	0.56	0.69
Удельный вынос, г м ⁻² год ⁻¹	7.9	9.4	0.13	0.008	0.57	0.027	0.16	0.21

Для минеральных и органических веществ удельный химический сток составляет приблизительно равные количества. Он в 8–9 раз превышает их атмосферное выпадение на сушу. Сток хлоридов (0,30 г м⁻² год⁻¹) почти такой же, что и их поступление с атмосферными осадками (0,27), для сульфатов же он на 30% больше (0,58 г м⁻² год⁻¹). Главные катионы кремний и железо в речном стоке имеют преимущественно терригенное происхождение.

Атмосферные осадки являются существенным источником поступления фосфора на сушу (60% от удельного выноса) и основным – азота общего. В то же время нитратов и аммония выносятся меньше в сравнении с атмосферными выпадениями. Азота органического, наоборот, больше поступает с суши, чем с осадками (Лозовик, Потапова, 2006).

Особый интерес представляет закисление поверхностных вод. В целом на большей части территории Карелии и Архангельской области интенсивность выпадения сильных кислот с атмосферными осадками изменяется от 4.6 до 6.1 ммоль м⁻² год⁻¹. Исключение составляют южные районы Карелии, где их поступление в промышленной зоне достигает 9.2, а в условно чистой – 13.0 ммоль м⁻² год⁻¹. Как правило, вблизи промцентров выпадение сильных кислот меньше, чем в отдаленных районах, что связано с влиянием пылевидных выбросов силикатных и карбонатных частиц. В среднем для Карелии выпадение сильных кислот, по данным наблюдений 1997–2000 гг., оценивается в 7.4 ммоль м⁻² год⁻¹.

Теоретические закономерности трансформации лабильных веществ в озерных системах

На основе химического баланса можно оценить скорости трансформации неконсервативных веществ в озерах, к которым относятся органические вещества, биогенные элементы (фосфор и азот), железо и кремний. На содержание лабильных веществ в воде озера оказывают влияние внутриводоемные процессы: седиментация, новообразование и деструкция ОВ, диффузия из донных отложений. По отношению к азоту необходимо добавить еще и процессы нитрификации и азотфиксации. В анаэробных условиях возможна также денитрификация.

На основании теоретических представлений (Lozovik, 2003) установлена зависимость скорости трансформации веществ в озере от времени водообмена (τ), средневзвешенной концентрации в притоке ($C_{\text{прит}}$) и в озере ($C_{\text{оз}}$):

$$V = (C_{\text{прит}} - C_{\text{оз}})(1 - e^{-1/\tau}), \text{ мг л}^{-1} \text{ год}^{-1} \quad (1)$$

Используя последнее выражение, можно определить удельную скорость трансформации по формуле $S = V \cdot h_{\text{ср}}$ и изменчивость концентрации компонента в озере по соотношению $V/C_{\text{оз}}$, год^{-1} . Показатель изменчивости широко используется в химии атмосферы для характеристики устойчивости компонентов в ней (Батчер, Чарлсон, 1977). Он является также своего рода аналогом Р/В коэффициента в гидробиологии (Винберг, 1960) и константы скорости реакции первого порядка в химической кинетике.

На примере озер с различным водообменом (Онежское, Ладожское, Сямозеро, Исо-Пюхярви, Пряжинское, Крошнозеро и Суоярви) установлено, что самые низкие объемные скорости трансформации веществ и изменчивости наблюдаются в озерах Онежском, Ладожском и Суоярви (табл. 2). Для последнего озера это связано с его высокой проточностью, а для первых – с замедленным водообменом и небольшим годовым притоком ОВ по сравнению с его запасом в озере. Наибольшие значения скорости и изменчивости отмечены для озер Крошнозеро, Пряжинское и Исо-Пюхярви, имеющих период водообмена около одного года. В данном случае приток вещества в озеро и время водообмена являются оптимальными, что обеспечивает высокую степень трансформации лабильных соединений.

Таблица 2

Среднегодовые скорости трансформации (v , $\text{мг л}^{-1} \text{ год}^{-1}$) и изменчивости ($\frac{v}{C_{\text{оз}}}$, год^{-1}) неконсервативных веществ в озерах (для $P_{\text{общ}}$ – v , $\text{мкг л}^{-1} \text{ год}^{-1}$)

Озеро	τ , лет	$h_{\text{ср}}$, м	ОВ		Fe		Si		$P_{\text{общ}}$		$N_{\text{орг}}$	
			v	$\frac{v}{C_{\text{оз}}}$	v		v	$\frac{v}{C_{\text{оз}}}$	v	$\frac{v}{C_{\text{оз}}}$	v	$\frac{v}{C_{\text{оз}}}$
Онежское	15,7	29,4	0,6	0,054	0,02	0,31	0,11	0,37	1,9	0,16	0,012	0,048
Ладожское	10,6	51,4	0,8	0,054	0,05	0,31	0,15	0,28	4,2	0,15	0,018	0,049
Сямозеро	3,9	6,7	2,6	0,15	0,12	0,54	0,40	0,40	4,0	0,25	0,009	0,10
Исо-Пюхярви	1,2	4,6	5,7	0,27	0,30	0,52	1,21	0,53	7,1	0,42	0,015	0,25
Пряжинское	0,93	4,1	7,0	0,32	0,20	0,38	2,0	2,0	18	0,36	не опр.	не опр.
Крошнозеро	0,75	5,7	4,8	0,23	0,42	1,2	1,40	1,08	38	0,71	0,11	0,50
Суоярви	0,42	4,7	1,6	0,06	0,11	0,18	0,31	0,18	1,5	0,09	0,009	0,18

В лимнологической практике широко используется понятие удерживающей способности:

$$R = \frac{(C_{\text{прит}} - C_{\text{оз}})}{C_{\text{прит}}}, \quad (2)$$

которое представляет собой не что иное, как относительное понижение концентрации лабильного вещества в озере за счет внутриводоемных процессов. Имеются эмпирические зависимости, которые позволяют рассчитывать R для $P_{\text{общ}}$ по времени водообмена озер (Vollenweider, 1975; Larsen, Mercier, 1976). Используя уравнение (1) и учитывая (2), можно установить связь скорости трансформации и изменчивости с удерживающей способностью:

$$V = RC_{\text{прит}}(1 - e^{-\frac{1}{\tau}}), \quad \frac{V}{C_{\text{оз}}} = \frac{R}{1 - R}(1 - e^{-\frac{1}{\tau}}) \quad (3)$$

Из табл. 2 видно, что эти параметры имеют наименьшие значения для озер с большим периодом водообмена $\tau > 10$ (Ладожского, Онежского) и с малым $\tau = 0.42$ (оз. Суоярви).

Для остальных водоёмов значения V и k выше и, по-видимому, при некотором τ они достигнут максимумов, где их производные по τ равны нулю. С учетом этого удалось получить зависимость удерживающей способности от функции водообмена:

$$\frac{1 - R}{R} = B(1 - e^{-\frac{1}{\tau}}), \quad (4)$$

где B – геохимическая постоянная, характеризующая способность вещества к трансформации.

Рассмотрим зависимость $\frac{1 - R}{R}$ от функции водообмена $(1 - e^{-\frac{1}{\tau}})$ для водных объектов, по которым имеются надежные данные по химическому балансу в них лабильных веществ (табл. 3, рис. 1).

Исходя из экспериментальных данных, зависимость $\frac{1 - R}{R}$ для всех групп веществ может быть выражена функцией

$$\frac{1 - R}{R} = A + B(1 - e^{-\frac{1}{\tau}}), \quad (5)$$

а не формулой (4).

Таблица 3

Удерживающая способность некоторых озер с различным периодом водообмена

Озеро	τ , лет	$(1 - e^{-\frac{1}{\tau}})$	$R_{Fe, Si}$	$R_{Робц}$	$R_{OB, Норг}$
Онежское	15,7	0,062	0,86	0,72	0,46
Ладожское	10,6	0,090	0,78	0,63	0,44
Сямозеро	3,9	0,226	0,72	0,53	0,38
Исо-Пюхьярви	1,2	0,565	0,48	0,42	0,28
Крошноезеро	0,75	0,736	0,61	0,49	0,22
Суоярви	0,42	0,908	0,15	0,01	0,03

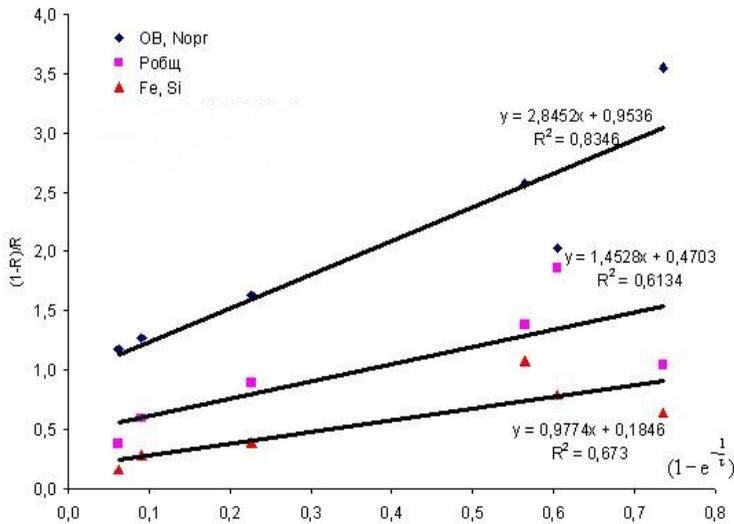


Рис. 1. Зависимость $\frac{1-R}{R}$ от функции водообмена $(1 - e^{-\frac{1}{\tau}})$

Причина заключается скорее всего в том, что трансформация вещества в озере определяется не только водообменом озера, но и природой самого вещества. В случае органического вещества имеет значение его новообразование в результате продукционно-деструкционных процессов, которое не учи-

тывалось в балансе ОВ. Для инертного лабильного вещества (идеально трансформируемого), например, минеральной взвеси (песчаной, глинистой), эта зависимость может быть отображена прямой линией и в данном случае $A=0$, $B=1$. Важным выводом из представленного теоретического рассуждения является установление функциональной зависимости удерживающей способности от времени водообмена озера. В конечном итоге интерес представляет не только удерживающая способность, но и отношение скорости трансформации вещества в озере (S) к внешней нагрузке (L):

$$\frac{S}{L} = \frac{V \cdot h_{cp}}{C_{nрum} \cdot q_s} = \frac{RC_{nрum}(1 - e^{-\frac{1}{\tau}})h_{cp}}{C_{nрum} \cdot q_s}, \text{ где } q_s - \text{водная нагрузка, } h_{cp} -$$

средняя глубина.

Поскольку $h_{cp}/q_s = \tau$, то

$$\frac{S}{L} = R(1 - e^{-\frac{1}{\tau}})\tau \quad (6)$$

Подставив функцию R в уравнение (6), мы получим общий вид зави-

симости S/L от τ :
$$\frac{S}{L} = \frac{(1 - e^{-\frac{1}{\tau}})\tau}{A + B(1 - e^{-\frac{1}{\tau}})}$$

Более простой функциональный вид имеет зависимость L/S от τ :

$$\frac{L}{S} = \frac{B}{\tau} + \frac{A}{\tau}(1 - e^{-\frac{1}{\tau}})^{-1}. \quad (7)$$

Поскольку значение функции $(1 - e^{-\frac{1}{\tau}})^{-1}$ при $\tau > 0.5$ почти в точности соответствует $\tau+0.5$, выражение (7) преобразуется к еще более простому виду: $\frac{L}{S} = A + \frac{B+0.5A}{\tau}$. В этом случае зависимость L/S от $1/\tau$ носит линейный характер (рис. 2).

На основании формулы (7) с учетом зависимости L/S от $1/\tau$ можно установить, что предельное значение S/L для соответствующих групп веществ при $\tau \rightarrow \infty$ равняется:

$$(S/L)_{\max} \text{ OB, } N_{\text{орг}} = 0.49,$$

$$(S/L)_{\max} \text{ P}_{\text{общ}} = 0.72,$$

$$(S/L)_{\max} \text{ Fe, Si} = 0.94$$

и для «идеально» трансформируемого вещества $(S/L)_{\max} = 1.0$. В последнем случае в гипотетическом озере с бесконечно большим τ содержание этого вещества будет стремиться к нулю. Для всех других веществ

$(S/L)_{\max} < 1$ и даже при огромном периоде водообмена озер «нулевое» содержание лабильных веществ наблюдаться не будет.

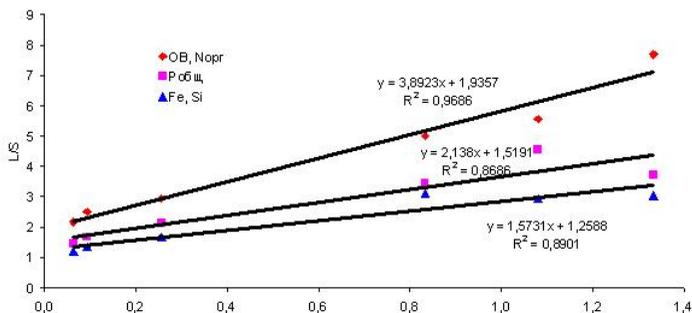


Рис. 2. Зависимость L/S от функции $1/\tau$

Таким образом, на основании теоретического рассмотрения и экспериментальных данных по ряду озер Карелии, установлены следующие фундаментальные соотношения:

- удерживающая способность является функцией водообмена

$$\frac{1 - R}{R} = A + B\left(1 - e^{-\frac{1}{\tau}}\right), \text{ где } A \text{ и } B - \text{важнейшие геохимические константы,}$$

характеризующие способность к трансформации и новообразованию вещества в озере;

- отношение внешней нагрузки к удельной скорости трансформации вещества в озере пропорциональна коэффициенту условного водообмена и является величиной постоянной для озер с одинаковым периодом водообмена.

Эти закономерности установлены для стационарного режима озер, когда концентрация лабильного вещества в озере принимает значения, соответствующие нагрузке. Полученные уравнения могут быть использованы для оценки состояния и изменения режима озер при антропогенном воздействии.

Кинетика и механизмы трансформации загрязняющих органических соединений в природной воде

В природных водах присутствуют разнообразные органические соединения, которые являются прижизненными выделениями водных организмов или продуктами распада отмерших клеток (аминокислоты, пептиды, мочевины и др.) и растительных остатков. Кроме того, в воду попадают специфические органические соединения, обладающие токсическими свойствами. Главным фактором, определяющим разрушение этих веществ и, тем самым,

обеспечивающим процесс самоочищения водоемов, служит их потребление бактериопланктоном (Кузнецов..., 1985). Исследование их трансформации в природных водах становится все более актуальным в связи с усилением антропогенной нагрузки, вызывающей эвтрофирование озер.

Методом лабораторного моделирования исследованы кинетические закономерности трансформации фенольных и азоторганических соединений в природных водах Карелии. В качестве модельных соединений были выбраны фенол, метилфенолы, гваякол, изомерные ксиленолы, фенилаланин, анилин, нитрозобензол, нитробензол и 2,4,6-тринитротолуол, имеющие различные функциональные группы (концентрация 1–20 мг л⁻¹). В некоторых опытах в растворы добавляли дигидрофосфат калия. Для определения активационных параметров инкубацию проводили при трех значениях температуры – 3, 23 и 33 °С. Энтальпию и энтропию активации рассчитывали по известным формулам (Гордон..., 1976).

Как было установлено, для некоторых веществ (фенолы, анилин) характерно наличие инкубационного периода длительностью до нескольких суток, необходимого для адаптации микроорганизмов. Биохимическое окисление фенолов и родственных соединений при концентрации 5 мг л⁻¹ соответствует уравнению нулевого порядка с коэффициентом превращения 0.47 мг л⁻¹ сут⁻¹, то есть скорость реакции не зависит от их концентрации. Это объясняется насыщением ферментов субстратом в соответствии с особенностью ферментативной кинетики. Сопряженный с трансформацией фенолов процесс биохимического потребления кислорода также описывается уравнением нулевого порядка с коэффициентом 0.56 мг О₂/л сут⁻¹. При разбавлении растворов до 1 мг л⁻¹ реакция подчиняется первому порядку с коэффициентом 0.8 сут⁻¹ (динамические условия). Концентрация кислорода существенно не сказывается на ее скорости. Добавление дигидрофосфата калия в количестве более 10 мкг Р л⁻¹ приводит к значительному увеличению скорости окисления фенолов и анилина (в 5–15 раз) и к сокращению инкубационного периода (Лозовик..., 1980; Рыжаков..., 2002). Механизм трансформации фенолов был исследован методами реакционной ГЖХ, ИК и УФ спектроскопии. Удалось идентифицировать промежуточные продукты превращения легкоокисляемых соединений – муконовую кислоту, альдегид α-оксимуконовой кислоты и др. Эти вещества потребляются микроорганизмами для получения энергии и как строительный материал. В свою очередь, трудноокисляемые субстраты (гваякол, изомерные ксиленолы) при недостатке фосфатов образуют, в основном, продукты окислительной дегградации – полифенолы, хиноны, которые являются промежуточными веществами на пути образования гуминовых кислот.

Биохимическое превращение азотсодержащих органических соедине-

ний сопровождается количественным переходом их атома азота в аммонийную форму. При выдерживании растворов анилина, фенилаланина, нитрозобензола и нитробензола в природной воде происходит накопление ионов аммония, а концентрация других минеральных форм азота – нитрит- и нитрат-ионов практически не меняется по сравнению с природной водой. В опыте с нитрозобензолом отмечено небольшое повышение концентрации нитрат- и нитрит-ионов.

Анализ экспериментальных кинетических данных показал, что биохимическая трансформация анилина, фенилаланина, нитрозобензола и нитробензола (при концентрации около 20 мг л⁻¹) аппроксимируется уравнением первого порядка.

Таблица 4

Активационные параметры исследуемых реакций

Соединение	ΔH^\ddagger , кДж·моль ⁻¹		ΔS^\ddagger , Дж·моль ⁻¹ ·К ⁻¹		ΔG^\ddagger , кДж·моль ⁻¹	
	Т, К		Т, К		Т, К	
	276–296	296–306	276–296	296–306	276–296	296–306
Фенилаланин	49,86	46,08	105,0	98,6	19,83	16,28
Анилин	–	79,38	–	203,9	–	17,98
Нитрозобензол	39,48	148,28	78,0	421,0	17,95	18,63
Нитробензол	1,30	2,19	–57,69	–60,86	17,80	19,56

Были получены следующие значения константы скорости трансформации (23 °С): анилин – 0.30, фенилаланин – 0.22, нитрозобензол – 0.12, нитробензол – 0.01 сут⁻¹. Как и следовало ожидать, для большинства веществ эта характеристика резко возрастает с увеличением температуры. Для фенилаланина наблюдается относительно хорошая сходимость температурных коэффициентов для двух интервалов: $k_{296}/k_{276} = 4.52$ и $k_{306}/k_{296} = 1.88$ (в первом случае интервал составляет 20 °, во втором – 10 °). Вычисленные значения энтальпии активации (ΔH^\ddagger) и энтропии активации (ΔS^\ddagger) также хорошо совпадают между собой во всех интервалах исследованных температур (табл. 4). Механизм биохимического превращения фенилаланина в настоящее время хорошо изучен (Березов..., 1990). Процесс начинается с его С-окисления (гидроксилирования) в тирозин под действием специфического фермента фенилаланин-4-монооксигеназы. Положительная величина ΔS^\ddagger рассматриваемого превращения свидетельствует о том, что энтропия переходного состояния выше энтропии исходных веществ, т.е. стерические требования к реакции невелики. Судя по величине k , реакционная способность анилина несколько превосходит активность фенилаланина. Неопределенное время инкубационного периода при 3 °С не позволило нам надежно определить активационные параметры для реакции превращения анилина при низкой температуре. Поэтому мы рассчитали эти характеристики только для интервала температур 23–33 °С (табл. 4). Температурный ко-

эффицент k_{306}/k_{296} , равный 2.96, а также значения ΔH^\ddagger и ΔS^\ddagger превышают аналогичные показатели для фенилаланина.

Наиболее сложно происходит трансформация нитрозобензола. Константы скорости реакции и энтальпия активации для этого соединения сильно зависят от температуры. Это свидетельствует о том, что при 3 °С и 33 °С реакция протекает по двум различным механизмам – некаталитическому и каталитическому (ферментативному). Скорость процесса при 3 °С невелика. По-видимому, при этой температуре превалирует химическое разложение нитрозобензола под действием факторов среды (вода, растворенные вещества, кислород и др.). Известно, что нитрозосоединения относятся к достаточно реакционноспособным азотсодержащим веществам, легко превращающимся на воздухе. Биохимические процессы при 3 °С подавлены и не вносят существенного вклада в трансформацию нитрозобензола. Напротив, при 33 °С (т.е. при температуре, приближающейся к оптимуму для активности ферментов) скорость реакции резко возрастает при смене механизма. Такое ускорение может происходить в результате активации биохимической реакции. Очевидно, что при 23 °С оба процесса – некаталитический и каталитический конкурируют друг с другом. Энтропия активации также сильно зависит от температуры, что подтверждает наличие различных механизмов (соответственно, типов переходных состояний) трансформации нитрозобензола.

Наиболее устойчивым из выбранных соединений является нитробензол. Его концентрация в природной воде снижается очень медленно. Скорость разложения нитробензола мало зависит от температуры. Температурные коэффициенты для двух интервалов равны: $k_{296}/k_{276} = 1.11$ и $k_{306}/k_{296} = 1.06$, что намного ниже, чем для других соединений, а также определяемых по правилу Вант-Гоффа. Энтальпия активации для нитробензола чрезвычайно мала, а энтропия активации принимает высокие отрицательные значения. Последнее характерно для высокоупорядоченных переходных состояний, например, фермент-субстратных комплексов.

Сравнение активационных параметров для нитробензола и нитрозобензола свидетельствует о глубоких различиях в механизме трансформации и строении переходных состояний для этих соединений, несмотря на их структурное сходство. Поскольку, как нами было показано ранее (Рыжаков..., 2002), атом азота нитробензола в конечном итоге переходит в аммонийную форму, можно ожидать, что лимитирующей стадией при его превращении является восстановление до анилина. Последний далее быстро переходит в продукты распада. Восстановление нитробензола в анилин может происходить под действием факторов среды – ионов Fe^{2+} , органических веществ и др.

Добавление дигидрофосфата калия, как и в случае фенолов, значительно повышает скорость трансформации, а также способствует разложению азотор-

ганических соединений в водах, в которых их превращение вообще не наблюдалось. Влияние фосфора на скорость трансформации азотистых веществ начинает проявляться уже при добавлении дигидрофосфата калия в количестве 10 мкгР л^{-1} . В интервале от 1 до 20 мкгР л^{-1} наблюдается гиперболический рост скорости разложения. При дальнейшем повышении концентрации минерального фосфора скорость процесса практически не меняется (рис. 3).

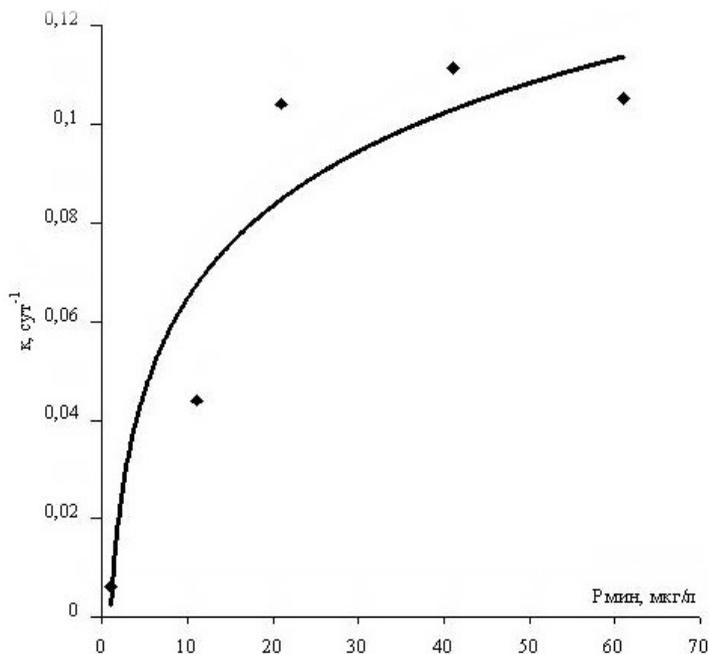


Рис. 3. Зависимость константы скорости разложения анилина в природной воде от концентрации неорганического фосфора.

Таким образом, полученные результаты свидетельствуют о способности природной воды разрушать токсические органические соединения. Эта способность является одним из факторов, которые определяют процессы самоочищения водоемов. Кинетические и активационные характеристики указывают на наличие различных механизмов рассматриваемых реакций. Разложение органических субстратов может происходить неферментативным способом под действием факторов среды (кислород, вода и др.) и, особенно, каталитиче-

ским – с участием специфических ферментов микроорганизмов, присутствующих в водоемах. Продукты разложения фенольных соединений накапливаются биомассой бактерий или превращаются в высокоокисленные биополимеры. Азоторганические соединения преимущественно трансформируются до аммиака и других низкомолекулярных веществ.

Кинетика окисления железа и марганца в природных водах

Изучение кинетики окисления железа (II) и марганца (II) в воде проводили на модельных растворах, приготовленных на основе воды из 9 природных водоемов и водотоков Суоярвского, Пряжинского, Прионежского и Медвежьегорского районов Республики Карелия с внесением известного количества водорастворимых солей исследуемых металлов. Уменьшение концентрации растворенного металла в модельном растворе рассматривали как меру его осаждения и использовали для построения кинетических кривых.

Процесс осаждения растворенного марганца включал две фазы: первая фаза медленного («лаг-фаза») и вторая – быстрого изменения концентрации. При определении порядка реакции и кинетических характеристик рассматривали вторую фазу процесса. Графики зависимости $\ln(C_0/C)$ от t в указанной области имели линейный характер (рис. 4). Таким образом, «быстрая» стадия осаждения марганца протекала в соответствии с кинетическим уравнением 1-го порядка.

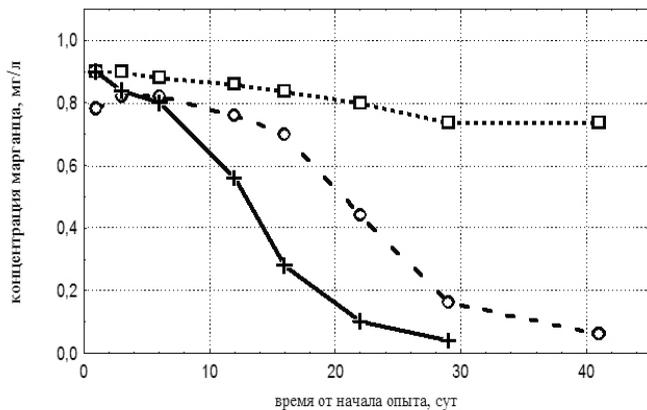
Константа скорости осаждения марганца в данном эксперименте составила в разных водах от 0.001 сут^{-1} до 0.220 сут^{-1} (табл. 5). Из полученных констант скоростей было вычислено время полупревращения $\tau_{1/2}$ растворенного марганца для данных модельных сред.

Таблица 5

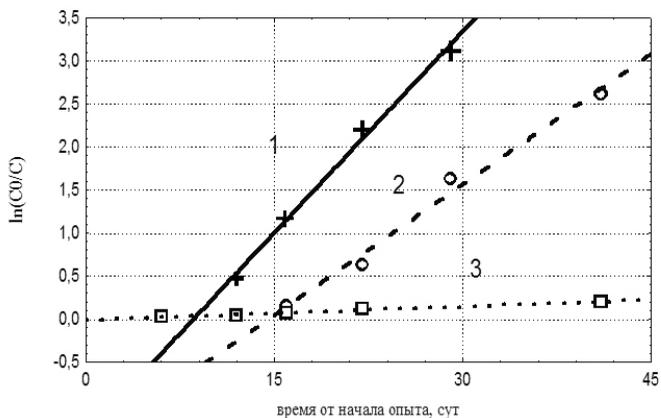
Скорости минерализации органического вещества ($C_{\text{орг}}$, OB) в донных отложениях и поступления элементов ($N_{\text{общ}}$, $P_{\text{общ}}$, Fe , Mn) из осадков в воду

Озеро	$C_{\text{орг}}$	OB	$N_{\text{общ}}$	Fe	Mn	$P_{\text{общ}}$	V^*	C/N (атомное отношение)	
	$\text{мг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут}^{-1}$						мм/год	0–0,3см	0–5см
Вохтозеро	71	226	6,4	1	3,0	3,7	2	15	20
Пелдожское	31	68	3,9	21	0,9	0,4	2	14	17
Вендорское	23	34	0,8	–50	–0,5	0,3	0,5	18	19
Укшезеро	10	38	0,0	20	3,0	0,4	0,5	26	15
Шотозеро	12	26	0,3	3	0,2	0,3	0,1	49	42

*– средняя скорость осадконакопления оценивалась экспертно по стратификации илового моллита с учетом литературных данных по малым водоемам гумидной зоны (Субетто., 1999).



А



Б

Рис. 4. Осаждение марганца в модельных растворах на основе природной воды различной цветности (1 – 340 градусов, 2 – 240 градусов, 3 – 16 градусов Pt-Co шкалы)

Максимальная скорость выпадения марганца наблюдалась в водах с наибольшими цветностью и щелочностью (см. рис. 4). Вероятный механизм явления – осаждение окрашенного органического вещества (гумусовых веществ) в

процессе опыта и адсорбция MnO_2 на поверхности оседающих частиц. Поверхность органической взвеси с адсорбированным MnO_2 может служить катализатором дальнейшего окисления. Влияние щелочности состоит в ускорении оседания органического вещества и окисления марганца, которое, как известно, быстрее протекает при повышении pH среды.

Осаждение железа в опытных растворах протекало иначе, чем марганца. В первый же день опыта концентрация растворенного железа резко снизилась в 1,5–2 раза. В дальнейшем в течение опыта концентрация растворенного железа изменялась незначительно. Уровень концентрации, на котором произошла «стабилизация», значительно превышал исходную (естественную) концентрацию растворенного железа в данном образце природной воды. Этот уровень различался в воде разного химического состава и положительно коррелировал с цветностью воды. Порядок реакции определить не удалось, так как первая фаза процесса протекала очень быстро и изменение концентрации растворенного железа во время этой фазы не было прослежено.

Таким образом, концентрация растворенного железа, которая может удерживаться природной водой в растворенном виде, зависит, прежде всего, от концентрации гумусового органического вещества. В ходе исследования установлены особенности окисления марганца и железа в природной воде в лабораторных условиях.

Осаждение марганца протекает в соответствии с кинетическим уравнением реакции 1-го порядка. Константы скорости в водах разных типов составляют от 0.22 до 0.001 сут⁻¹. Основными факторами водной среды, ускоряющими данный процесс, по-видимому, являются содержание гумусовых веществ и щелочность воды. Для железа выявлена следующая особенность процесса его осаждения: после быстрого окисления большей части железа наблюдалась стадия стабилизации его концентрации на уровне, превосходящем природный, что обусловлено высокой удерживающей способностью гумусовых веществ по отношению к этому элементу.

Процессы новообразования органического вещества в водных объектах

Наряду с внешним поступлением ОВ существенно и его новообразование в водных системах. На сегодня не решен вопрос количественной оценки содержания автохтонного и аллохтонного ОВ, которое имеет принципиальное значение для выяснения баланса ОВ в водоеме. Анализ связи косвенных характеристик содержания ОВ с прямым определением гумусовых веществ в воде показал высокую степень линейной корреляции $C_{гв}$ с перманганатной окисляемостью

(ПО), цветностью (ЦВ), гумусностью ($Hum = \sqrt{ЦВ \cdot ПО}$) и в меньшей степени с ХПК (рис. 5).

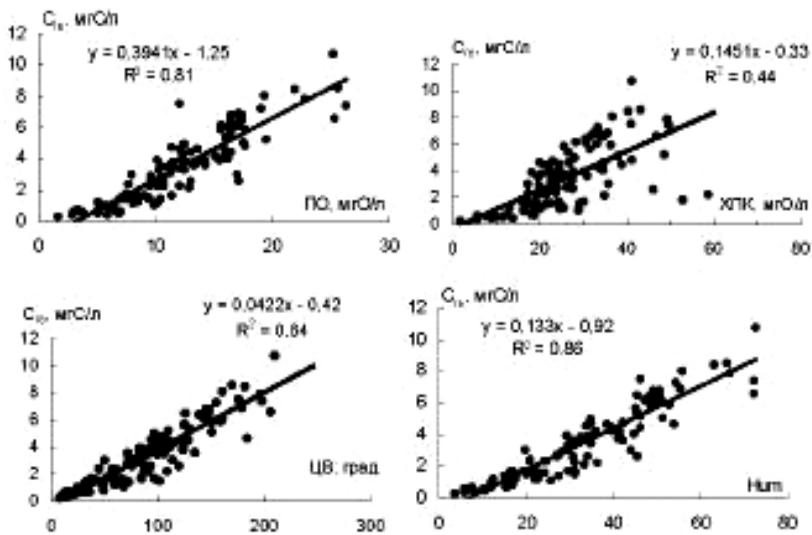


Рис.5. Зависимость концентрации гумусовых веществ от косвенных показателей содержания ОВ

Из этих данных следует, что именно ПО, ЦВ и Hum воды в наибольшей степени отражают содержание аллохтонного ОВ, имеющего гумусную природу, тогда как на величине ХПК сказывается и наличие автохтонного ОВ. На основании спектральных исследований также установлено, что автохтонное ОВ значительно меньше поглощает свет в видимой области спектра, чем аллохтонное. По интегральной интенсивности поглощения света в видимой области спектра ($J_{вид}$) и по ХПК воды можно ориентировочно оценить долю автохтонного ($\rho_{авт}$) и аллохтонного ($\rho_{алл}$) ОВ. Для первого отношение $ХПК/J_{вид}$ в среднем составляет 1.3, для второго – $0.050 \text{ мгО л}^{-1} \text{ см}^2$. Их доли можно также определить по трем косвенным показателям – ХПК, ПО и цветности воды, используя эмпирическое уравнение $\rho_{авт} = 0.62 (ХПК/Hum) - 0.35$, которое получено путем обработки данных более чем по 300 водным объектам Карелии методом итераций. Анализ выполненных расчетов по региону позволил установить, что в поверхностных водах гумидной зоны большей частью преобладает аллохтонное ОВ (в 80% от

числа обследованных) и только в озерах с низким удельным водосбором (предположительно менее 5), а также с весьма замедленным водообменом и в высокоэвтрофных водоемах превалирует автохтонное ОВ. На соотношении автохтонного и аллохтонного ОВ в озерах сказываются удельный водосбор, уровень трофии и период водообмена. Чем меньше удельный водосбор, больше период водообмена и уровень трофии, тем выше содержание автохтонного ОВ.

Непосредственно новообразование органического вещества в водоёме связано с продукционно-деструкционными процессами, исследования которых проводились на 24 озерах Карелии в 1969–1996 гг. (Сабылина, Басов, 2003).

Целью исследований было выявление закономерностей изменения первичной продукции фитопланктона и содержания хлорофилла «А» в связи с природными особенностями озер, прежде всего морфометрическими, гидрологическими и гидрохимическими, и в зависимости от уровня поступления биогенных элементов с водосбора.

Первичная продукция под m^2 поверхности в северных водоёмах Карелии в вегетационный период изменялась в пределах $0,63\text{--}2,15 \text{ гО}_2 \text{ сут}^{-1}$ и имела тесную связь с хлорофиллом «А» ($r = 0,75$) и фосфором общим ($r = 0,70$). В крупных озёрах площадью $600\text{--}1000 \text{ км}^2$ (Ковдозеро, Топозеро, Пяозеро, Сегозеро), имеющих замедленный водообмен (3–20 лет), высокую прозрачность воды (4–7 м) и низкую гумусность (среднегодовая цветность воды около 20 град., ПО – 4–6 мгО/л и отношение ПО/БО – около 44%), величина годовой первичной продукции выше, чем в менее крупных озёрах (Нюк, Каменное, Среднее Куйто). Так, годовая первичная продукция в Ковдозере составляет 41, Пяозере – 96, Топозере – 58, и Сегозере – 42 гС/м^2 , тогда как в меньших по размеру озерах – Нюк (27 гС/м^2) и Каменном (50 гС/м^2) она ниже. В малых северных озерах годовая первичная продукция низкая и составляет $10\text{--}26 \text{ гС/м}^2$. Наименьшее значение отмечено в Шуезере, наибольшие – в Сумозере.

В южной Карелии первичная продукция планктона изучалась в основном в малых озерах площадью около 10 км^2 , воды которых отличались большой мозаичностью по минерализации и уровню трофии. Первичная продукция в глубоководных олиготрофных озерах (Мунозеро, Пертозеро, Кончезеро), составляющая $0,57\text{--}0,83 \text{ гО}_2 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$ в вегетационный период, не ниже, чем в мезотрофных – Вендорском ($0,79$), Риндозере ($0,57 \text{ гО}_2 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$). В эвтрофных озерах южной Карелии (Святозеро, Крошнозеро, Сямозеро, Миккельское, Вохтозеро) годовая первичная продукция планктона высокая и составляет $74\text{--}362 \text{ гС/м}^2$. Она в 2,9 раз выше в олиготрофных и мезотрофных озерах, где в период летней межени величины максимального фотосинтеза находятся в пределах $1,67\text{--}4,31 \text{ мгО}_2 \text{ л}^{-1} \text{ сут}^{-1}$, а первичная продукция в вегетационный период – $0,56\text{--}9,14 \text{ гО}_2 \text{ м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$, или $0,21\text{--}3,43 \text{ гСм}^{-2} \text{ сут}^{-1}$.

Одной из отличительных особенностей эвтрофных озер южной Карелии является довольно высокий фотосинтез планктона подо льдом в конце зимы. Например, в оз. Святозеро в конце марта средняя величина фотосинтеза составляла $0,75 \text{ мгО}_2 \text{ л}^{-1} \text{ сут}^{-1}$, максимум – 3,08. Содержание хлорофилла «А» в планктоне равнялось 9 мкг/л. Первичная продукция под м^2 составляла 7,89, деструкция – $6,47 \text{ гО}_2/\text{сут}$ (Сабылина, 1991).

Во всех исследованных озерах процессы деструкции ОВ преобладали над его первичной продукцией (рис. 6, 7). Озера северной

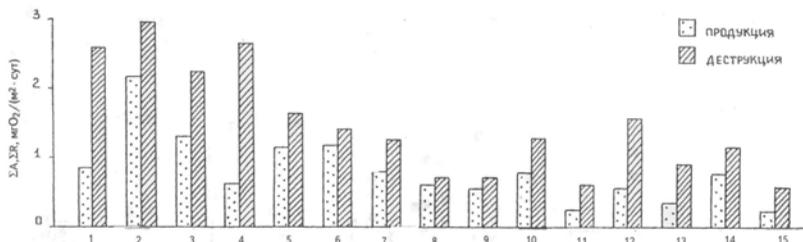


Рис. 6. Первичная продукция планктона (ΣA) и деструкция (ΣR) органического вещества под м^2 в озерах северной тайги Карелии. 1 – Ковдозеро; 2 – Пяозеро; 3 – Топозеро; 4 – Сегозеро; 5 – Каменное; 6 – Ср. Куйто; 7 – Нюк; 8 – Выгозеро (ю.-в.); 9 – Выгозеро (центр.); 10 – Выгозеро (сев.); 11 – Кимасозеро; 12 – Ондозеро; 13 – Пулозеро; 14 – Сумозеро; 15 – Шуезеро

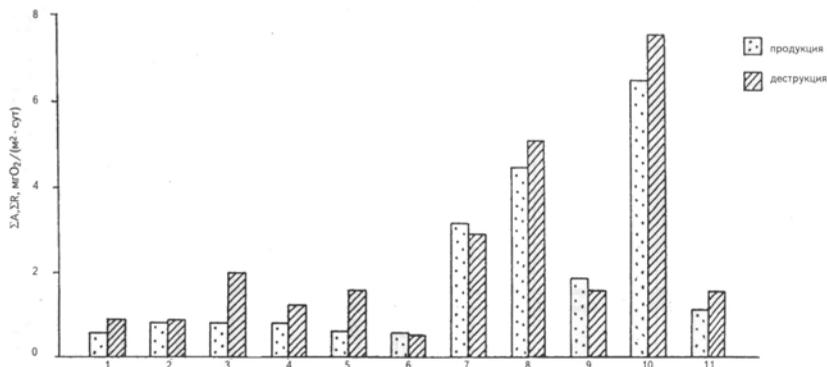


Рис. 7. Первичная продукция планктона (ΣA) и деструкция (ΣR) органического вещества под м^2 в озерах средней тайги Карелии. 1 – Мунозеро; 2 – Пертозеро; 3 – Кончезеро; 4 – Вендюрское; 5 – Риндозеро; 6 – Уросозеро; 7 – Сямозеро; 8 – Крошнозеро; 9 – Миккельское; 10 – Святозеро; 11 – Вохтозеро

Карелии отличаются значительным отрицательным балансом, отношение деструкции к продукции в среднем за год составляет 1,5–2,8. В южных озерах в июле часто продукционные процессы преобладают над деструкционными, но в целом за год преобладают последние (Сабылина, Басов 2000).

Процессы трансформации веществ на границе вода-дно

В круговороте вещества и потока энергии в водных экосистемах важную роль играют донные отложения. В состав взвесей, поступающих на дно водоема, входят вещества разного генезиса: терригенные частицы – минеральные частицы, привнесенные с поверхностным стоком и в результате абразии берегов; хемотронные частицы – живые организмы и мертвое органическое вещество (детрит), а также вещества, осажденные из воды в результате химических процессов. На начальном этапе преобразования осадка часть поступившего на дно материала переходит в растворимые формы и возвращается обратно в водную толщу. Поступление минеральных веществ из донных отложений в воду определяется конвективными и диффузионными процессами. Интенсивность этих потоков определяется динамическими особенностями придонных вод, активностью бентосных организмов, седиментацией, деструкцией и минерализацией органического вещества (ОВ), сорбционно-обменными процессами в осадке и окислительно-восстановительными условиями среды.

Отличия гидрологических и морфометрических характеристик озер, разные площади и литологические основы покровных пород водосборов, а также разный трофический статус водоемов определяют различия в химическом составе поступающих на дно взвесей и самих донных осадков, как следствие, разный вклад донных отложений в формирование химического состава поверхностных вод.

В составе поверхностных взвесей (0,3 см) и донных отложений озер Карелии преобладают минеральные частицы. Поверхностные взвеси водоемов с высоким уровнем трофии, (как, например, оз. Вохтозеро) отличаются высоким содержанием ОВ (~ 40%, здесь и далее все расчеты приводятся на воздушно-сухой вес осадка), растительных пигментов (1700 мкг/г) и биогенных элементов ($P_{\text{общ}} - 0.50\%$, $N_{\text{орг}} - 1\%$). Взвеси мезотрофного оз. Вендорское содержат ОВ ~ 30%, $P_{\text{общ}} - 0.15\%$, $N_{\text{орг}} \sim 0.70\%$, и 500 мкг/г растительных пигментов. Для высокопроточного оз. Шотозера их состав: ОВ ~ 10%, $P_{\text{общ}} \sim 0.06\%$, $N_{\text{орг}} \sim 0.15\%$ и 150 мкг/г растительных пигментов. Содержание железа и марганца в поверхностных взвешах малых водоемов составляет 1–5%. Скорость минерализации ОВ и поступление «неконсервативных» элементов из донных отложений для эвтрофных водоемов, как правило, на порядок выше, чем для олиготрофных (табл. 5).

Пространственно-временная дифференциация взвешенных веществ больших озер контролируется гидродинамическими условиями. Например, морфологические особенности котловины Центрального Онего и большой объем водной массы определяют постоянство качественного состава поверхностных взвесей, который зависит от дисперсности оседающих частиц (табл. 6). Для Петрозаводской губы, где взвешенный сток р. Шуи является определяющим фактором при формировании осадков, выявлена сезонная изменчивость исследованных характеристик взвесей (преобладание минеральных частиц весной и увеличение содержания ОВ и биогенных элементов в летний период). На формирование донных отложений Кондопожской губы влияет поступление органических взвесей со сточными водами целлюлозно-бумажного производства (содержание ОВ и биогенных элементов максимальные) (Васильева, 1999).

Таблица 6

Химический состав поверхностных взвесей (0–0,3 см) донных отложений Онежского озера, 2005 г.

Район	Н, м	Еh, мВ		рН		П.П.П.		N _{орг.}		P _{общ.}	
								%			
		июнь	август	июнь	август	июнь	август	июнь	август	июнь	август
Петрозаводская губа	28	355	512	6,65	7,31	11,86	18,41	0,25	0,33	0,20	0,24
Центральное Онего	58	436	479	6,78	6,79	18,17	19,01	0,28	0,21	0,20	0,20
Кондопожская губа (центр)	78	654	572	6,51	6,63	23,52	23,10	0,23	0,28	0,31	0,30
Кондопожская губа (район сброса сточных вод ЦБК, 2003 г.)	15	не опр.	220	Не опр.	5,54	не опр.	77,70	не опр.	3,43	не опр.	0,68

Величины потоков вещества на границе вода – донные отложения зависят от интенсивности процессов трансформации органических веществ, протекающих в донных отложениях на ранней стадии диатогенеза. Донные отложения эвтрофных озер являются мощным потребителем кислорода из водной среды, причем потребление донными осадками мелководных озер может превышать его потребление в воде (для илов оз. Пелдожское ~ 300 мгО₂ м⁻² сут⁻¹; оз. Шотозеро – 30 мгО₂ м⁻² сут⁻¹). Значительно влияют на кислородный режим водоема техногенные накопления, залегающие в районах сброса сточных вод. Так, потребление кислорода донными отложениями Кондопожской губы достигает 800 мгО₂ м⁻² сут⁻¹, в то время как в центральных районах озера – 10 мгО₂ м⁻² сут⁻¹.

Изучение вертикального распределения характеристик ОВ в донных отложениях, сформированных в разных условиях на Онежском озере, показало, что в присутствии кислорода в придонных водах в подавляющем большинстве случаев – около 50% ОВ взвеси минерализуется в верхнем 0.5 см слое донных отложений, 20–40% – трансформируется в результате аэробной минерализации в окисленном слое донных отложений. Мощность окисленного слоя зависит от концентрации кислорода и гидрофизических характеристик придонного слоя воды, гранулометрического и химического состава донных отложений, температуры, скорости осадконакопления, численности и активности донных беспозвоночных. Оставшиеся 10–30% ОВ подвергаются деструкции в восстановленном слое осадка, причем скорость деструкции по сравнению с окисленным слоем здесь велика, что приводит к захораниванию оставшегося ОВ в донных отложениях.

Поступление значительных количеств органического вещества в донные отложения вершинной части Кондопожской губы способствует более быстрому осадконакоплению и аккумуляции продуктов неполного окисления ОВ, сокращению окисленного слоя, снижению Eh и pH, созданию в осадках восстановительных условий и увеличению внутренней нагрузки на водоем. Анаэробное разложение ОВ происходит практически по всей глубине техногенного слоя (Белкина, 2005).

Оценка скоростей удаления минеральных веществ из донных отложений проводилась по модели Фика и балансовым методом (Игнатьева, 1997). Оцененные по модели Фика диффузионные потоки из донных отложений техногенного происхождения, как правило, в 2–10 раз превышают потоки из донных отложений естественного происхождения. Так, вычисленное по величине электропроводности суммарное поступление минеральных веществ на границе вода-дно изменяется от $0.1 \text{ г м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$ (для иловых отложений глубоководных станций центральных районов больших озер) до $1.3 \text{ г м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$ (для техногенных осадков). Диффузионные потоки ионов, оцененные по концентрационным градиентам на границе вода-дно на Ладожском озере, показывают значительную долю редоксчувствительных и связанных с ними элементов (Fe до 2.5 и Mn – 10, $P_{\text{общ}} - 1$ и N – 36 $\text{мг} \cdot \text{м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$) в суммарном поступлении веществ из донных отложений, подверженных антропогенному воздействию по сравнению с естественными условиями (где поступление элементов не превышает следующие величины: Fe – 0.1, Mn – 0.2, $P_{\text{общ}} - 0.1$ и N – 4.3 $\text{мг м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$ (Белкина 1999, 2000; Belkina... 2000).

Оценка поступления биогенных элементов из озерных донных отложений балансовым методом (табл. 7) также показала зависимость величины потока от типа осадка и степени антропогенного воздействия. Так, для

Таблица 7
Поступление азота и фосфора из донных отложений ($\text{мг} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут.}^{-1}$) и потребление кислорода ($\text{г O}_2 \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{сут.}^{-1}$) донными отложениями Онежского озера

Тип донных отложений	Глубина залегания, м	Md, мм	O ₂	Биогенные элементы												
				Центральный (Южное, Большое, Малое, Центральное Онего)			Кондоложская губа			Петрозаводская губа			Повенецкий залив			
				P	N	N	P	N	N	P	N	N	P	N	N	
Пески	0–25	> 0,1	0,002	0,01	0,01	0,01	–*	–	–	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Крупно-алевритовый ил	5–20	от 0,05 до 0,1	0,005	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	0,02	0,05
Алевритовый ил	15–40	от 0,01 до 0,05	0,01	0,03	0,3	–	–	–	–	–	–	1,2	3,5	0,2	0,3	0,3
Алеврито-пелитовый ил	30–60	от 0,005 до 0,01	0,1	0,02	0,05	0,3	1,3	1,6	3,2	0,1	0,2	–	–	–	–	–
Пелитовый ил	50–100	< 0,005	0,08	0,08	0,07	0,01	0,7	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Антропогенные осадки	0–35	от 0,001 до 0,1	0,5–4,0	–	–	0,9	5,5	3	1,0	–	–	–	–	–	–	–

* – Пропуск означает отсутствие данных.

Онежского озера поступление фосфора из техногенных зон в 3–60 раз превышает его поступление из донных отложений, залегающих вне зоны воздействия (1 и 0.03 мг Р м⁻² сут⁻¹, азота в 4–30 раз (9 и 0.3 мг N м⁻²сут⁻¹), серы в 3 – 40 раз (4.5 и 0.3 мг S м⁻² сут⁻¹). Максимальные значения соответствуют осадкам, залегающим в районе выпуска сточных вод ЦБК на Кондопожской губе, по мере удаления от комбината величина потока постепенно убывает. Так, на расстоянии 26 км от ЦБК поступление фосфора составляет 0.1 мг Р м⁻² сут⁻¹, азота – 0.2 мг N м⁻²сут⁻¹, серы – 0.1 мг S м⁻² сут⁻¹.

Значения коэффициента удержания элементов (отношение потока захоронения к потоку седиментации) в донных отложениях озер Карелии колеблются в пределах 60– 90% для Р, 80–100% для S, что подтверждает преобладание процесса аккумуляции этих элементов в донных отложениях. Осадки в районах, подверженных антропогенному воздействию, обладают низкой удерживающей способностью по отношению к «неконсервативным» элементам и, следовательно, являются источником вторичного загрязнения: коэффициент удержания фосфора в вершинной части Кондопожской губы Онежского озера составил 20– 65%; в районе гг. Сортавала и Питкяранта на Ладожском озере – примерно 35 и 49%, соответственно. Для N такой закономерности не наблюдается, коэффициент удержания этого элемента в донных отложениях Карелии изменяется от 20 до 90%, в среднем – около 40%, что подтверждает более высокие скорости минерализации азотосодержащего ОВ и удаление минеральных форм азота из донных отложений в воду (Белкина, 2003).

Таким образом, по сравнению с окисленными осадками, залегающими вне зоны антропогенного влияния, изменение положения геохимического барьера в донных отложениях, подверженных антропогенному воздействию (положение окред-границы совпадает с границей раздела фаз вода-дно), приводит к иммобилизации и концентрации подвижных форм элементов в поверхностном слое донных отложений.

Высокие градиенты концентраций ионов на границе вода-дно обуславливают высокие величины диффузионных потоков из осадков эвтрофных озер и загрязненных зон. Потенциальная опасность техногенных накоплений усиливается тем, что расположение таких осадков в прибрежной зоне создает условия для поступления вещества из донных отложений за счет конвективного переноса, включающего в себя, помимо гидродинамических процессов, биотурбацию, ветровую и антропогенную турбуленцию, газоотделение со дна, влияние жизнедеятельности макрофитов, колоний бентических водо-

рослей и придонных рыб, а также в результате возникновения температурного градиента на поверхности осадка в период осеннего охлаждения. В этом случае конвективный перенос становится основным транспортным механизмом удаления веществ из донных отложений, а скорость переноса вещества возрастает, по крайней мере, на порядок.

На основании проведенных исследований донных отложений Карелии установлено, что различия в характере седиментационных процессов озер определяются комплексом физико-географических и физико-химических условий, влиянием антропогенного фактора и трофическим статусом водоема. Количественные соотношения генетически разных типов взвесей, поступающих в донные отложения, определяют различную роль донных осадков в формировании химического состава поверхностных вод.

В заключение отметим, что изучение процессов формирования химического состава воды и донных отложений является актуальным и перспективным научным направлением. В дальнейшем усилия необходимо сосредоточить на оценке вклада подземной составляющей в химическом балансе озер, выявлении кинетических закономерностей в трансформации веществ в водной среде и донных отложениях, а так же на количественном определении содержания автохтонного и аллохтонного ОВ.

Литература

Батчер С., Чарлсон Р. Введение в химию атмосферы. М.: Мир, 1977. 270 с.

Белкина Н.А., Васильева Е.П. Оценка загрязненности донных отложений Северной части Ладожского озера. Водные ресурсы, т.26, № 1, 1999. С.112–114.

Белкина Н.А. Изменение процессов окислительно-восстановительного диагенеза донных отложений Онежского и Ладожского озер под воздействием антропогенных факторов // Автореф. дис. канд. географ. наук. СПб, 2003. 25 с.

Белкина Н.А. Оценка антропогенного воздействия на озерную экосистему по донным отложениям // Гидроэкологические проблемы Карелии и использование водных ресурсов. Петрозаводск, 2003. С.119–124.

Белкина Н.А. Ретроспективная оценка донных отложений Кондопожской губы Онежского озера. // Водные ресурсы, т.32, № 6, 2005. С.689–699.

Белкина Н.А. Современные донные отложения северного района Ладожского озера // Ладожское озеро (ред. Филатов Н.Н.) Петрозаводск, 2000. С.123–127.

Брезов Т.Т., Коровкин Б.Ф. Биологическая химия. М.: Медицина, 1990. С.356–360.

Васильева Е.П., Давыдова Н.Н., Белкина Н.А. Особенности формирования донных отложений // Онежское озеро, экологические проблемы (ред. Филатов Н.Н.). Петрозаводск, 1999. С.109–145.

Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск, 1960. 161 с.

Гордон А., Форд Р. Спутник химика. М.: Мир, 1976. С.158.

Игнатъева Н.В. Фосфор в донных отложениях и фосфорный обмен на границе раздела вода-дно в Ладожском озере: // Автореф. дис. канд. географ. наук. СПб, 1997. 24 с.

Кузнецов С.И., Саралов А.И., Назина Т.Н. Микробиологические процессы круговорота углерода и азота в озерах. М.: Наука, 1985. 213 с.

Линник П.И., Набыванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах. Л.: Гидрометеиздат., 1986. 270 с.

Лозовик П.А., Потапова И.Ю. Поступление химических веществ с атмосферными осадками на территории Карелии // Водные ресурсы. 2006. Т. 33, № 1. С.111–118.

Лозовик П.А., Каплин В.Т. // Гидрохим. материалы, 1980. Т. 68. С.106–112.

Лозовик П.А., Басов М.И., Литвиненко А.В. Оценка поступления химических веществ с водосборов рек на территории Карелии // Водные ресурсы. 2005. Т. 32, № 5. С.584–588.

Рыжаков А.В., Лозовик П.А., Куринная А.А. // Экологич. химия. 2002. Т.11. Вып. 4. С.237–240.

Сабылина А.В. Изменение гидрохимического режима озер Крошнозеро и Миккельского в результате антропогенного эвтрофирования // Поверхностные воды озерно-речной системы р. Шуи в результате антропогенного воздействия. Петрозаводск, 1991. С.136–161.

Сабылина А.В., Басов М.И. Абиотические факторы среды, первичная продукция и деструкция органического вещества в водоёмах Карелии // Гидроэкологические проблемы Карелии и использование природных ресурсов. Петрозаводск, 2003. С.72–91.

Сабылина А.В., Басов М.И. Взаимосвязь факторов среды с первичной продукцией планктона и деструкцией органического вещества в озёрах Карелии. // Тр. междунар. конф. «Проблемы гидроэкологии на рубеже веков». СПб, 2000. С.155–156.

Субетто Д.А., Давыдова Н.Н., Вольфархт Б., Арсланов Х.А. Лито-, био- и хроностратиграфия озерных отложений Карельского перешейка на границе позднего плейстоцена-голоцена // Изв. РГО, 1999. Т. 131, вып 5. С.56–69.

Belkina N., Kalmykov M., Sandman O., Ignatyeva N. Pore waters of sediments in northern Lake Ladoga // Proceedings of the third international Lake Ladoga symposium 1999, Joensuu. 2000. P.33–39

Larsen D.P., Mercier H.T. Phosphorus retention capacity of lakes // J. Fish. Res. Board Canada. 1976 vil.33, № 8.

Lozovik P. Transformation of organic matter and nutrients in lakes Ladoga and Onego // Proceedings of the Fourth International Lake Ladoga Symposium 2002. Joensuu, 2003. P.68–73.

Vollenweider R. Input-output models. With special reference to the phosphorus loading concept in Limnology // Schweiz. Z. Hydrol, 1975. Vol 37. № 1. P.53–84.

ГИДРОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ИВПС НА ВОДОЕМАХ КАРЕЛИИ

*Н.М. Калинин, Т.М. Тимакова, Т.П. Куликова, Т.А. Чекрыжева,
А.В. Рябинкин, М.Т. Сярки, Е.В. Теканова, Т.Н. Полякова*

Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН
Петрозаводск, просп. А. Невского, д. 50

Основная цель фундаментальных гидроэкологических исследований заключается в познании механизмов функционирования, развития и управления водными экосистемами в естественном состоянии и при антропогенном воздействии (Алимов, 2000). Пути и методы достижения этой цели базируются на системном и историческом подходах. Главным объектом гидробиологических исследований, согласно данным принципам, является структурно-функциональная организация биотической составляющей водной экосистемы, изучаемая одновременно на разных уровнях иерархии с учетом эволюционного аспекта отношений между биотой и средой обитания.

Исследования, нацеленные на решение важнейших теоретических и практических задач гидробиологии, проводятся в Институте водных проблем Севера КарНЦ РАН в рамках следующих основных направлений:

- изучение структуры и функционирования основных трофических уровней биоты - бактерио-, фито-, зоо- планктона, макрозообентоса и их многолетних изменений в разнотипных водных экосистемах;
- типизация водных экосистем по гидробиологическим показателям;
- реакция биологических сообществ на различные виды антропогенных воздействий и их трансформация под влиянием различных факторов;
- оценка продуктивности и качества вод по гидробиологическим показателям и развитие системы биологического мониторинга;
- изучение биологического разнообразия в водоемах на особо охраняемых территориях Карелии и сопредельных регионах;
- изучение становления и эволюции пресноводной биоты.

Объектами исследования являются крупные, средние и мелкие водоемы и водотоки. В центре внимания находятся: крупнейшие озера – Онежское и Ладожское (Онежское озеро, 1999; Ладожское озеро, 2000); водоемы-водоприемники сточных вод целлюлозно-бумажной и горно-рудной промышленности – Выгозеро, система озер Куйто (Гидробиология Выгозерского водохранилища, 1978; Влияние техногенных вод..., 1995), небольшие озера, испытывающие влияние различных типов антропогенной нагрузки на водосборной площади (Современное состояние..., 1998; Куликова, 2004).

Широкий круг специалистов лаборатории гидробиологии позволяет проводить комплексные исследования, охватывающие основные внутриводоемные процессы и звенья водных экосистем, включая: первичное продуцирование органического вещества; бактериальные продукционно-деструкционные процессы и функциональные группы бактерий; сообщества бактериопланктона, фитопланктона, зоопланктона, зообентоса, макрофитов; влияние биотических и абиотических факторов различной природы, в том числе и антропогенной, на жизнедеятельность организмов, популяций и сообществ гидробионтов.

При изучении водных экосистем применяются традиционные и новые методы, натурные съемки и наблюдения, лабораторные исследования и эксперименты. Среди них следует отметить продукционные исследования, базирующиеся на принципах, основанных Г.Г. Винбергом (1960), и заключающиеся в определении первичной продукции и деструкции органического вещества, в том числе, радиоуглеродным методом. В последние годы проводятся ихтиологические исследования, используются гистологические биомаркеры загрязнения водоемов, применяются современные информационные технологии и методы. На основе результатов 40-летних наблюдений за состоянием планктонных и бентосных сообществ разнотипных водоемов сформированы базы гидробиологических данных. Для анализа результатов полевых наблюдений и лабораторных исследований используются методы визуализации, многомерной статистики, а также стохастическое, имитационное моделирование и ГИС-технологии.

Цель настоящей работы – представить основные результаты и перспективы развития гидробиологических исследований водоемов Карелии на современном этапе.

Исследование экосистемы Онежского озера

Онежское озеро – единственный крупный глубоководный водоем в Европе, экосистема которого в целом сохраняет первозданно олиготрофное состояние. Оно является одним из главных объектов гидробиологических исследований. Наибольшее внимание уделяется крупным заливам – Петрозаводской и Кондопожской губам, в максимальной степени подверженных антропогенному воздействию.

Основной предпосылкой эвтрофирования Кондопожской губы являются сточные воды целлюлозно-бумажного производства, Петрозаводской – сток города и сток р. Шуи, дренирующей сельскохозяйственные угодья. Исследования, охватывающие период с середины 60-х годов по настоящее время, позволили выделить несколько эта-

пов в развитии процесса эвтрофирования в губах. Выявлено, что к концу 70-х годов по уровню развития фитопланктона Петрозаводская губа опережала Кондопожскую. Особенно выделялся район Ивановских островов, испытывающий влияние вод горколлектора (Вислянская, 1990). В Кондопожской губе уровень развития фитопланктона был невысок (весенняя биомасса – 0,1–1,5, летняя – 0,07–0,47 г/м³), доминирующий состав водорослей в целом не отличался от озерного. Вместе с тем, чрезвычайно интенсивное развитие протозойного планктона, а также высокие количественные показатели зоопланктона и преобладание в его составе ветвистоусых являлись признаками антропогенного эвтрофирования губы (Кустовлянкина, 1990; Куликова, 1990). Для данного периода было показано, что в развитии этого процесса в Кондопожской губе особая роль принадлежала гетеротрофному звену, так как аллохтонное органическое вещество, включающееся в биотический круговорот, превалировало над автохтонным (Тимакова, 1986). Для водоемов, принимающих отходы целлюлозно-бумажных предприятий, это вполне закономерно, так как их сточные воды слабо обогащены биогенными соединениями, но в большом количестве содержат органическое вещество, представленное преимущественно биохимически лабильными фракциями.

С начала 80-х годов после пуска на Кондопожском ЦБК рассеивающего выпуска сточных вод и биологических очистных сооружений ситуация стала резко меняться. В результате этих мероприятий резко возрос вынос со сточными водами $P_{\text{общ}}$ в 3–6 раз и $N_{\text{общ}}$ в 15–30 раз (Сабылина, 1999). Для экосистемы Кондопожской губы начался период резкого увеличения количественных показателей фитопланктона. Его численность достигла 0,3–4,0 весной и 0,3–3,2 млн.кл./л. летом, биомасса – 0,76–18,0 и 0,9–5,0 г/м³ соответственно. Отмечались изменения в его структурной организации. Интенсивное развитие приобрели виды, характерные для эвтрофных водоемов. Это послужило началом опережающего эвтрофирования Кондопожской губы в сравнении с Петрозаводской. Все большее значение стал приобретать автотрофный путь развития этого процесса (Тимакова и др., 1998).

Вплоть до 90-х годов происходило интенсивное наращивание промышленного, сельскохозяйственного производства и поступательное развитие коммунального хозяйства. В 1990 г. на Кондопожском ЦБК выпущено наибольшее количество бумаги. Все это способствовало ускорению эвтрофирования в обеих губах. В Петрозаводской губе этот процесс сдерживается активным водообменом с центральным районом Онежского озера, что способствует регулярному выносу из нее эвтрофирующих элементов. К нача-

лу 90-х годов было установлено, что биоценозы губ претерпели заметные изменения и приобрели облик, свойственный мезотрофным экосистемам, а в вершинной части Кондопожской губы их трансформация достигла уровня эвтрофных водоемов (Тимакова и др., 2000).

В фитопланктоне, помимо увеличения количественных показателей (табл.1), отмечена перестройка его структурной организации. На фоне ускорения развития представителей олиготрофного периода, возросло количество видов – показателей эвтрофирования вод. Это виды из числа хлорококковых, синезеленых, криптофитовых и диатомовых. Возросла роль летнего и осеннего фитопланктона в годовом цикле (Вислянская, 1990, 1998, 1999). Продукционная способность фитопланктонных сообществ по сравнению с олиготрофными районами озера увеличилась в 3–10 раз. Поверхностный фотосинтез на акватории губ повысился до $289,7 \pm 43,0 \text{ мг С м}^{-3} \text{ сут.}^{-1}$, а интегральная продукция – до $481,5 \pm 122,5 \text{ мг С м}^{-2} \text{ сут.}^{-1}$. По сравнению с Кондопожской в Петрозаводской губе уровень продукции ниже в 1,3–2,0 раза.

Бактериопланктон, в отличие от олиготрофных районов озера, характеризуется высокой пространственно-временной вариабельностью количественных показателей. Среднее для акватории значение общей численности достигло $2,3 \pm 1,6$ млн./мл, сапрофитные бактерии – 800 ± 120 КОЕ в мл. Темновая ассимиляция углекислоты почти на порядок ($4,7 \pm 2,3 \text{ мкг С л}^{-1} \text{ сут.}^{-1}$) превысила величины, отмеченные в открытых районах озера. В бактериоценозах интенсивное развитие получили бактерии (нефтеокисляющие, фенолрезистентные, нитрифицирующие) – показатели специфических загрязнений

Зоопланктон в обеих губах также был количественно более обогащен, чем на остальной акватории озера. Численность за сезон в среднем достигала 10–170 тыс.экз./м³, биомасса 0,1–1,2 г/м³. В сообществах высока доля кладоцер и коловраток. Высокий уровень трофии сказался на уменьшении видового разнообразия сообщества, на снижении количества каланоид по сравнению с циклопоидами, увеличении доли кладоцер – *Daphnia*. Продукция зоопланктона превосходила таковую в открытой пелагиали озера в 2–4 раза, достигая 80 ккал/м² в вершинном участке Кондопожской губы.

В бентосе изменения, связанные с эвтрофированием и загрязнением, проявились наиболее отчетливо (Полякова, 1999). В основе донных ценозов Петрозаводской губы представлены малощетинковые черви, личинки хирономид и реликтовые ракообразные. Средние значения численности и биомассы достигают 7.3 тыс.экз./м² и 9.0 г/м². В наиболее деградированных ценозах преобладают толерантные формы червей (*Tubificidae*) и дву-

крылых (личинки рода *Chironomus*) иногда с весьма значительными показателями обилия и биомассы – до 33 тыс. экз./м² и 21.0 г/м². В Кондопожской губе главенствует олигохетно-хирономидный комплекс со значительным преобладанием червей по численности и, в несколько меньшей степени, по биомассе. Численность и биомасса макрозообентоса залива в настоящее время достигли 7.0 тыс. экз./м² и 12.0 г/м², что соответствует α -эвтрофному типу водоема (Китаев, 1984).

Последние 15 лет характеризовались падением производства на ряде промышленных предприятий республики, что обусловило уменьшение водоотведения как в крупных промцентрах, так и на водосборе. Это вызвало существенное снижение антропогенной нагрузки на экосистему озера. Так, к 1993 г. на Кондопожском ЦБК сократился выпуск бумаги (по сравнению с 1990 г.) на 40%, древесной массы – на 46%, целлюлозы – на 21%. На 27% сократилось водоотведение. После 1993 г. выпуск целлюлозы сокращался еще до 1998 г. Это не могло не сказаться на состоянии экосистемы озера. Наиболее наглядно изменения проявились в Кондопожской губе. Уже к середине 90-х годов биоценозы отреагировали изменением количественных и качественных характеристик. Более наглядно индикаторные свойства проявили планктонные сообщества. Установлено, что развитие водорослей в этот период находилось на уровне «малоурожайных» лет. Состав доминантов фитопланктона стал идентичным наблюдавшемуся в период олиготрофного состояния в конце 70-х годов.

Величины первичной продукции также проявили тенденцию к уменьшению. В вершинной и центральной частях губы суточные величины поверхностного фотосинтеза в этот период снизились до 114–248 и 43–162 мг С·м⁻³, интегральная продукция – до 133–223 и 112–158 мг С·м⁻², соответственно, в 2–3 раза, то есть ненамного больше, чем их межгодовая изменчивость.

Заметную чувствительность к уменьшению нагрузки на водоем проявил бактериопланктон, что вполне закономерно, учитывая высокую составляющую органического вещества в сбрасываемых в водоем стоках (рис. 1, 2). Общая численность, количество сапрофитной бактериофлоры оказались менее чувствительными показателями по сравнению с темновой фиксацией углекислоты. Ее величины в период с 1993 по 1999 гг. снизились почти в 3 раза, что превышает характерную для нее межгодовую изменчивость.

Зоопланктон отреагировал на изменение трофических условий четким уменьшением количественных показателей и структурными преобразованиями в сообществах, изменением в соотношении основных групп зоопланктона (мирные/хищные, коловратки/ракообразные, веслоногие/ветвистоусые и др.) (рис. 3). Снизилась относительная роль в зоопланктоне группы ветвистоусых, в частности вида доминанта *Daphnia cristata*, количество которого может являться индикатором трофического статуса экосистемы.

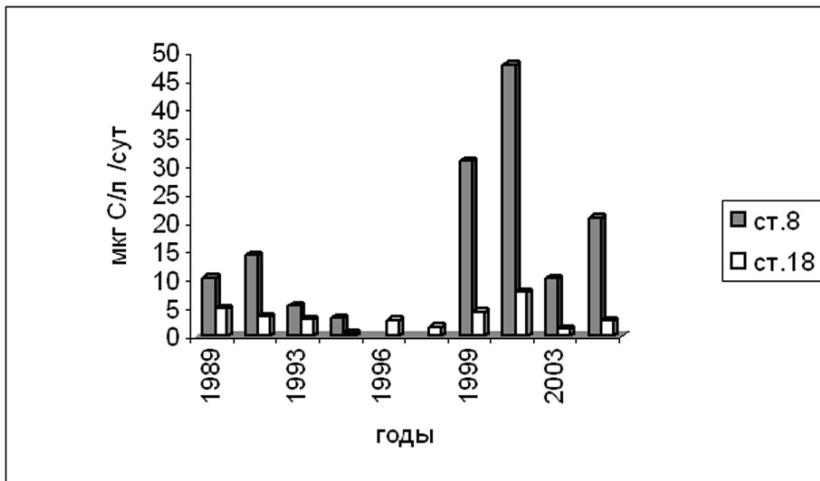


Рис. 1. Темновая ассимиляция углекислоты в центральной (ст. 18) и вершинной (ст. 8) части Кондопожской губы.

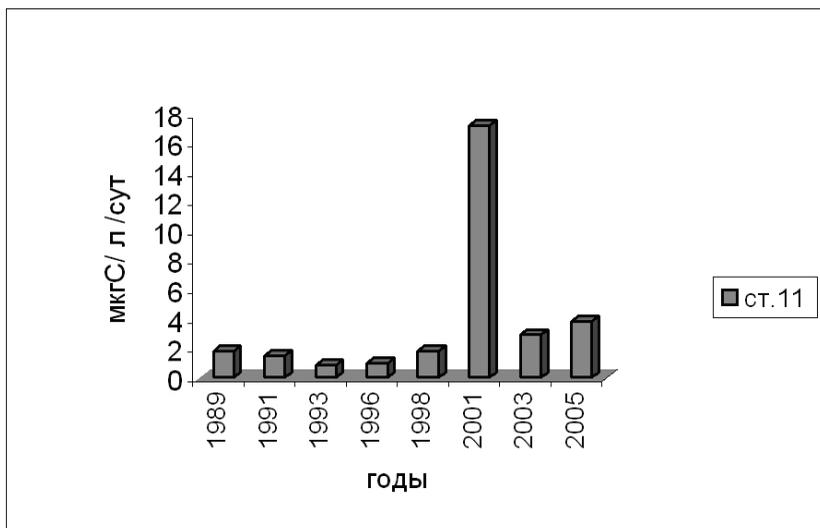


Рис. 2. Темновая ассимиляция углекислоты в Петрозаводской губе (ст.11).

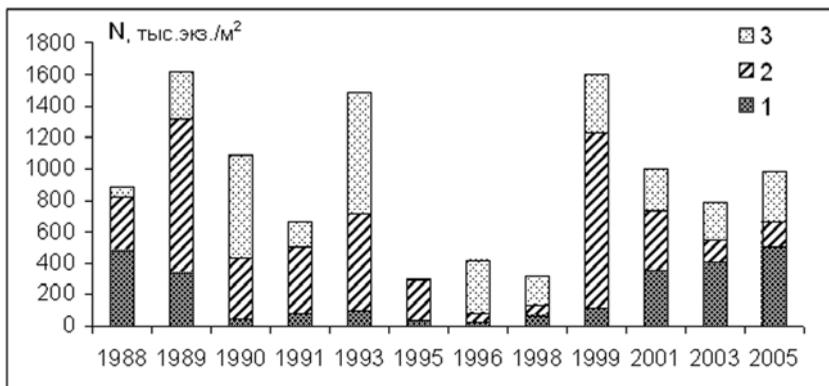


Рис. 3. Изменения численности зоопланктона и его основных групп в вершинной части Кондопожской губы.

1 – веслоногие, 2 – ветвистоусые, 3 – коловратки.

Заметной реакции бентических сообществ на снижение нагрузки выявлено не было. Более того, отмеченные до 90-го года тенденции в трансформации ценозов продолжали развиваться, то есть увеличивались их количественные характеристики, возрастала степень доминирования олигохет, так как накопленное в донных отложениях органическое вещество в достатке обеспечивало пищевые потребности бентосных животных (рис. 4).

Подобная тенденция изменений, имеющая направленность, противоположную процессу эвтрофирования, в последнее десятилетие отмечается для ряда водоемов Европы и России. Считается, что предпосылкой этих изменений для европейских озер является оптимизация природоохранных мероприятий, для российских – падение производства в начале 90-х годов (Решетников, 2004; Решетников, Попова, 2005).

В настоящий период, после 2000 г., количественные показатели биологических сообществ (численность и биомасса) опять проявляют тенденцию роста. Фитопланктонный комплекс на акватории губы характеризуется высокой сезонной изменчивостью, составляя весной 0,3–4,0 млн.кл/л и 0,76–18,0 г/м³; летом – 0,3–3,2 млн.кл/л. и 0,9–5,0 г/м³; осенью – 0,2–2,6 млн.кл/л и 0,3–2,0 г/м³. Он пополняется видами, не только характерными для вод более высокого трофического уровня, но и видами, являющимися индикаторами органического загрязнения. Величины первичной продукции достигают уровня 1989–1993 гг. и составляют в поверхностном слое воды в среднем 291 ± 49 – 129 ± 8 мг С·м⁻³·сут.⁻¹, под м² 510 ± 98 – 311 ± 47 мг С·м⁻²·сутки⁻¹.

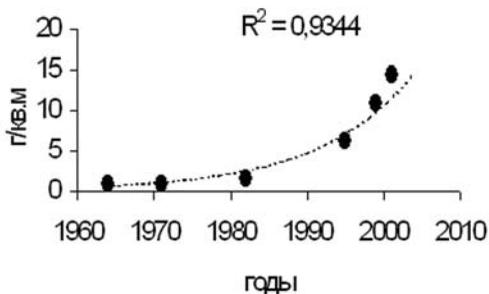


Рис. 4. Изменение средних значений биомассы макрозообентоса Кондопожской губы в многолетнем ряду наблюдений (летний сезон).

Количественные показатели бактериопланктона в вершинной части Кондопожской губы (общая численность – 4,7 млн./мл, количество органофильных бактерий – около 5 тыс. КОЕ в мл.) свидетельствуют не только о высокой степени ее эвтрофирования, но и о заметном загрязнении вод веществами органического характера. Проявляется тенденция количественного роста бактерий, являющихся показателями загрязнения вод отходами ЦБК. Высокой численности достигают олиготрофные (более 6,0) и фенолрезистентные бактерии (свыше 2 тыс.) КОЕ в 1 мл. Содержание последних используется для оценки степени экологического риска загрязнения поверхностных вод ароматическими загрязнителями.

К 2005 г. численность зоопланктона также увеличилась по сравнению с серединой 90-х гг. в два раза. В структуре зоопланктона увеличилась доля веслоногих рачков, что отмечается для сообществ большей части Онежского озера.

Регулярные исследования на акватории озера в последнее десятилетие подтвердили выявленную ранее тенденцию выхода процесса эвтрофирования за пределы обеих губ. Глубоководная зона озера (залив Большое Онего, Центральный плес) служат зоной седиментации загрязнений, выносимых из северо-западных губ. В 90-х годах здесь были выявлены заметные изменения в количественных характеристиках бентофауны. В последние годы количественные показатели макрозообентоса в центральном районе озера колеблются в пределах 1,0–1,8 тыс. экз. и 1,7–4,6 г/м², в среднем составляя 1,6 тыс. экз./м² и 3,5 г/м² (Рис. 5). Столь прогрессирующий рост численности и биомассы бентоса увеличивает вероятность коренных преобразований в его структурной организации, замены стенобионтных видов видами убиквистами, то есть утрате исторически сложившихся бентоценозов.

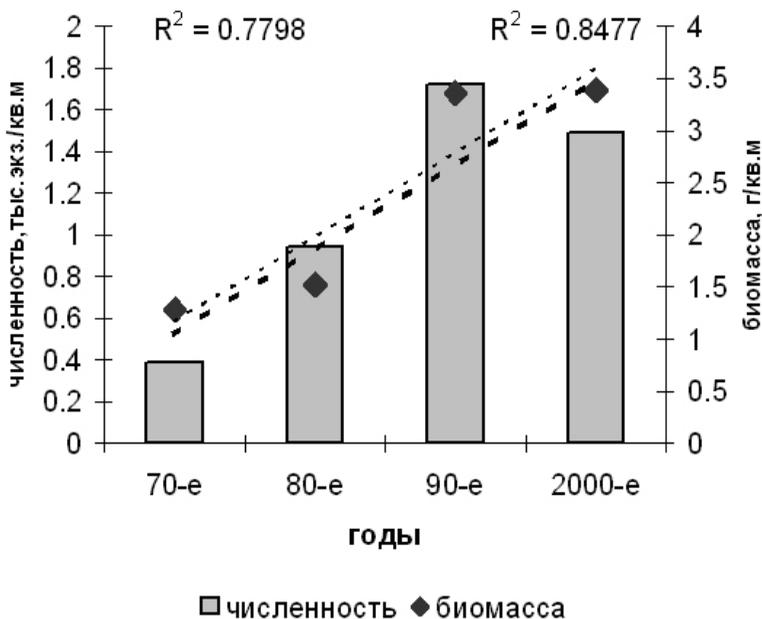


Рис. 5. Многолетние изменения количественных характеристик макрозообентоса в центральной части Онежского озера.

Донные сообщества литоральной зоны Онежского озера в настоящее время претерпевают значительные преобразования в результате инвазии бокоплава байкальского происхождения *Gmelinoides fasciatus* (Stebbing). В начале 1970-х годов он был интродуцирован в водоемы бассейна Ладожского озера. Десять лет понадобилось этому небольшому рачку, чтобы проникнуть в Ладожское озеро и широко там расселиться. В настоящее время этот вид распространяется в литорали Онежского озера (Березина, Панов, 2003). Вид *G. fasciatus* пополнит кормовую базу рыб, будет активно участвовать в процессах самоочищения литорали Онежского озера от органических веществ. Однако, в результате возможного вытеснения аборигенных форм за счет устойчивости к различным абиотическим факторам и особенностей его биологии (высокая плодовитость, быстрый рост и раннее созревание, широкий пищевой спектр) можно ожидать изменений в соотношениях видов в сообществах литорали и снижения биоразнообразия, а также появления новых видов паразитов рыб, для которых вид-вселенец может оказаться промежуточным хозяином.

Изучение сезонной динамики планктона глубоководной части Онежского озера

В последние годы в лаборатории гидробиологии большое внимание уделяется изучению сезонной динамики экологических явлений. При этом основным инструментом ее описания и исследования является моделирование. В настоящей работе приводится пример изучения динамики планктона глубоководной части Онежского озера, не затронутой антропогенным влиянием.

Сезонная динамика экосистем – одно из основных явлений в озерах северных широт. Циклические колебания факторов среды (освещенность, температура и др.) и собственная цикличность развития определяют ежегодные закономерно повторяющиеся изменения в сообществах планктона. Практически, именно сезонная цикличность обуславливает до 80% дисперсии данных. Кроме того, неопределенность вносят и межгодовые колебания величин и внешних условий. В настоящее время постоянно повышаются требования к точности оценок и прогнозов состояния экосистемы и качества воды. К сожалению, неполнота рядов гидробиологических данных, особенно для крупных водоемов, значительно затрудняют анализ процессов, что и привело к поиску новых подходов. В этих условиях требуется переход к формализации знаний о динамике и количественные оценки

Сезонная цикличность проявляется в динамике количественных величин, состава и структуры, изменении функциональных параметров. Эти процессы в общих чертах воспроизводятся каждый год, но различия в температуре и гидродинамическом режиме определяют конкретную ситуацию текущего года (Куликова и др.; 1997 Онежское озеро, 1999).

Основная идея, положенная в основу изучения межгодовой изменчивости показателей планктона глубоководной части Онежского озера, состоит в том, чтобы рассматривать планктон пелагиали как динамическую систему, существующую в циклически изменяющейся среде. Динамика сезонных изменений параметров (численность, биомасса, как общие, так и видовые) и других характеристик (первичная продукция, температура и т.д.) имеет некую среднюю траекторию, отражающую наиболее общие закономерности. Вокруг нее с той или иной вероятностью реализуются конкретные состояния системы, которые мы наблюдаем при гидробиологических съемках. Экстремальные воздействия факторов среды вызывают в системе сильные изменения и отклонения от средней траектории состояний, которые могут быть описаны и оценены.

Были подвергнуты анализу основные величины планктона (общие численность и биомасса фито- и зоопланктона, основных таксономических групп и некоторых массовых видов, их относительные значения), а

также скорости первичного продуцирования и динамика температуры воды. Данные были ранжированы по суткам с начала года и для сопоставимости нормированы. С помощью метода Ньютона была проведена аппроксимация каждого ряда данных. Было выдвинуто предположение о том, что кривая функции аппроксимации описывает траекторию среднелетней динамики величин, то есть отражает типичные особенности сезонного цикла показателей, нивелируя особенности конкретных лет. Вокруг этой кривой с той или иной вероятностью реализуется большая часть эмпирических данных. Экспертные оценки и статистические критерии указывают на адекватность расчетных и эмпирических данных. Несмотря на крайнюю неравномерность рядов и малочисленность данных (от 15 до 25 величин), были получены модели, описывающие сезонную динамику основных компонентов планктона (рис. 6). Для разных величин дисперсия по времени колебалась от 3 до 10 суток, а по ординате - от 3 до 12% от максимума функции.

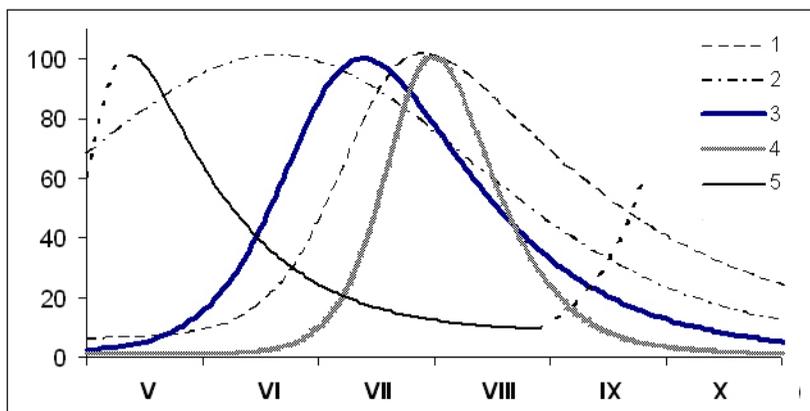


Рис. 6. Синхронность процессов сезонной динамики некоторых величин в глубоководном заливе Большое Онего (данные нормированы); по оси абсцисс – время, сут.; по оси ординат – нормированное значение показателя.

1 – падающая радиация; 2 – температура поверхностного слоя; 3 – первичная продукция планктона; 4 – биомасса фитопланктона в слое 0-1 м (без диатомовых); 5 – биомасса диатомовых водорослей.

Использование данного подхода позволило описать среднелетнее состояние, структуру и количественные характеристики планктона на каждые сутки вегетационного периода (с мая по ноябрь) (Сярки, 2005; Сярки, Шаров, 2005). На кривых выделяются особые точки, имеющие

биологический смысл, которые можно соотнести с важными для сообществ событиями, а именно датами и величинами максимумов, периодами максимальных скоростей изменений, точками перегибов и т.д. Непрерывность функции позволяет вычислять некоторые динамические параметры и скорости процессов, которые являются важнейшими экологическими характеристиками сообществ, основных групп планктона и отдельных видов. Изменения скоростей в разные периоды несут ценную информацию о жизнедеятельности и функционировании планктона в сезонном цикле.

Примененный подход позволил получить основу для изучения устойчивости процесса сезонной динамики, а, значит, и стабильности экосистемы. С его помощью можно сравнивать межгодовую дисперсию различных компонентов планктона и давать количественную оценку общности-экстремальности данных в любой из периодов наблюдений.

Приоритетными направлениями будущих исследований Онежского озера следует считать: прослеживание распространения процессов эвтрофирования в центральные районы озера по гидробиологическим показателям; построение динамических моделей, описывающих сезонный сценарий развития биоценозов в различных участках озера, различающихся по уровню антропогенного эвтрофирования; оценка биоресурсов; изучение роли байкальской амфиподы в структуре и функционировании сообществ литорали Онежского озера.

Исследование озерно-речной системы р. Кенти, загрязняемой отходами горнорудного производства

На протяжении более 30 лет (с 1973 г. по настоящее время) в Институте водных проблем Севера ведутся наблюдения на водоемах системы р. Кенти, расположенных на севере Карелии. В 1982 г. был построен Костомукшский горнообогатительный комбинат, высокоминерализованные отходы которого стали поступать в водоемы. По данным лаборатории гидрохимии (Морозов, 1998; Лозовик и др., 2001), химический состав воды озер претерпел существенные изменения. Сумма ионов увеличилась в десятки раз (достигла 300–400 мг/л), гидрокарбонатно-кальциевый тип вод сменился сульфатно-калиевым, концентрация нитратного азота возросла до 20 мг/л. Целью исследований стало изучение реакции различных представителей биоты на минеральное загрязнение.

Анализ состояния *бактериопланктона* в верхних озерах системы р. Кенти за период 1984–1987 гг. и 2003 г. позволил установить, что за 20-летний период в бактериоценозах произошли существенные изменения (Феоктистов и др., 1992). Почти на порядок увеличилось количество сапрофитной микрофлоры (от 20–110 до 380–700 кол./мл); более чем на порядок возросли величины темновой фиксации углекислоты (от 0.14–0.75

до 4.4–9.4 мкгС/л в сут.). Впервые установлена существенная роль в бактериоценозах нитрифицирующих бактерий, численность которых достигает 10 тыс. кл./мл. Столь высокое представительство нитрифицирующих бактерий указывает на интенсивное загрязнение водоемов азотистыми веществами, в трансформации которых эти бактерии играют существенную роль (фиксация CO₂ в процессах нитрификации – 0.1–1.5 мкгС/л в сут.; нитрификация – 0.83–12.45 мкгN-NH₄/л в сут.).

Реакция *фитопланктона* на минеральное загрязнение озер системы р. Кенти была прослежена на протяжении 1987–2003 гг. (Чекрыжева, 1995). На начальных стадиях загрязнения (1987 г.) показатели количественного развития фитопланктона изменялись от 196 тыс. кл/л до 1 млн. 354 тыс. кл/л (численность) и от 0,18 до 0,94 г/м³ (биомасса) (табл. 2). В 1994–2003 гг. численность и биомасса находились близко к указанным величинам. Существенных изменений в видовом составе фитопланктона озер системы р. Кенти за наблюдаемый период не отмечалось. В сообществе разнообразнее представлены диатомовые, зеленые и золотистые водоросли. Тем не менее, наблюдается некоторое изменение в соотношении различных групп. Так, в начальный период наблюдений во всех исследованных озерах и по численности, и по биомассе доминировали диатомовые водоросли. За семилетний период (к 1994 г.) вклад зеленых водорослей в суммарную численность фитопланктона во всех озерах системы возрос до 30–40%, а за 9-тилетний (к 1996 г.) – до 60%. К этому же времени существенно увеличилась доля динофитовых (до 70%) и хлорококковых (до 50%) водорослей в суммарной биомассе всего фитопланктона, по сравнению с 1987 г. В настоящее время при количественном доминировании в фитопланктоне всех озер диатомовых водорослей, что было характерно и для начального периода наблюдений (1987 г.), все более существенным становится вклад динофитовых, зеленых и синезеленых водорослей. Таким образом, наблюдаемая картина свидетельствует в общем об адаптации сообщества фитопланктона к минеральному загрязнению. Однако возрастание доли перечисленных групп водорослей указывает на усиление антропогенного воздействия на фитопланктонные сообщества озер системы р. Кенти, в частности, как результат повышенного содержания калия в воде и общего уровня минерализации.

Данные по состоянию *зоопланктона* обобщены за период исследований с 1981 г. по 2003 г. (Власова, 1998; Хазов и др., 1999; Калинин, 2002; Калинин и др., 2002). До начала работы комбината (1981 г.) в водоемах наблюдались высокие показатели численности и биомассы: 4.5–61.3 тыс. экз./м³ и 0.15–6.06 г/м³. В составе зоопланктона в разные годы доминировали виды *Eudiaptomus gracilis* Sars, *Thermocyclops oithonoides* Sars, *Daphnia cristata* Sars, *Bosmina obtusirostris* Sars, *Kellicottia longispina* (Kellicott). Во всех озерах отмечались характерные для данного региона

виды: *Bythotrephes longimanus* Leydig, *Holopedium gibberum* Zaddach, *Leptodora kindtii* Focke, *Polyphemus pediculus* Linne.

После запуска комбината можно выделить два этапа, отражающие перестройку в сообществах зоопланктона. В течение первого периода (1984–1987 гг.), когда загрязнение озер было еще слабым, показатели общей численности и биомассы зоопланктона оставались на высоком уровне, сохранялся комплекс видов зоопланктона, обычный для водоемов этого северного региона Карелии. Второй период начался в 1992 г. и продолжается в настоящее время. В этот период отмечалось снижение численности и биомассы зоопланктона до 0.52–4.5 тыс. экз./м³ и 0.012–0.16 г/м³. Одновременно наблюдались признаки деградации сообществ зоопланктона – выпадение из его состава многих видов. Типичные обитатели северных озер (*B. longimanus*, *H. gibberum*, *L. kindtii*) исчезли из водоемов при минимальном загрязнении (концентрации калия 5–40 мг/л и сумме ионов 29–220 мг/л). На последующих стадиях загрязнения (при концентрациях калия 42–67 мг/л и сумме ионов 186–320 мг/л) из водоемов исчезли виды *E. gracilis* и *H. appendiculata*. Наибольшую устойчивость проявили *D. cristata*, *Daphnia longispina* O. F. Müller, *Th. oithonoides*, *Mesocyclops leuckarti* Claus, *B. obtusirostris*, *Bosmina longirostris* O. F. Müller, а также коловратки *Bipalpus hudsoni* Imhof, *Asplanchna girodi* Guerne, выживающие при концентрациях калия до 100 мг/л и сумме ионов до 450 мг/л, но и их численность к 2000–2003 гг. в наиболее загрязненных верхних озерах сильно снизилась.

На фоне общего угнетения сообществ зоопланктона в верхнем течении р. Кенти в некоторые годы наблюдались вспышки численности отдельных видов, что приводило к резкому возрастанию общих показателей. Например, в 1995 г. произошло возрастание численности зоопланктона до 70.8–82.4 тыс. экз./м³, биомассы до 0.56–1.54 г/м³ в основном за счет коловраток *A. girodi*, *Keratella quadrata* Müller, *Brachionus* sp.

Все виды зоопланктона по характеру их реакции на увеличение содержания минеральных компонентов были разделены на пять групп (табл. 3). К первой группе были отнесены виды, которые проявили весьма низкую толерантность к нарушению ионного состава воды, они исчезали на самых первых этапах загрязнения. Виды второй группы (низкая толерантность) отмечались в водоемах до высоких уровней загрязнения, однако затем их численность быстро снижалась до нуля. В третью группу со средней толерантностью были отнесены массовые виды зоопланктона, численность которых неуклонно снижалась, но виды оставались в озерах даже при самом высоком уровне загрязнения. Наиболее яркой чертой динамики численности четвертой группы видов (высокая толерантность) является интенсивное их развитие на последних стадиях загрязнения водоемов. В пятую группу вошли виды, численность которых никак не была связана с нарушением химического состава среды.

Своеобразную реакцию на минеральное загрязнение проявил *макрозообентос озера* системы р. Кенти, доминирующий комплекс которого образован представителями трех систематических групп – Oligochaeta, Mollusca (Bivalvia) и Chironomidae. Бентосные сообщества реагируют на воздействие техногенных вод Костомукшского ГОКа снижением общего видового разнообразия и изменением таксономической структуры доминирующего комплекса. Так, количество видов Chironomidae, наиболее хорошо изученной в систематическом отношении группы, сократилось по сравнению с показателями 1984 г. с 34 до 19 в 2003 г. По мере нарастания антропогенной нагрузки заметно, как по численности так и по биомассе, возрастает доля моллюсков, у которых более чем в два раза увеличилась индивидуальная масса особей (табл. 4).

Сходная картина глубокой трансформации наблюдается и в сообществах *зообентоса русловых участков* системы р. Кенти. Так, в зообентосе снижается доля стенобионтных видов, к которым относятся все виды веснянок (Plecoptera), большинство обнаруженных видов поденок (Ephemeroptera) и ручейников (Trichoptera), личинки мошек (Simuliidae) и жуков (Helmidae). В то же время в зооценозах сохранились такие эврибионтные виды, как малощетинковые черви (Oligochaeta), ручейники семейства Linnophilidae, пиявки (Hirudinea) и большинство видов моллюсков (Mollusca); последние увеличили свою численность.

Были получены уравнения зависимости ($p < 0.05$) различных показателей структуры зообентических и зоопланктонных сообществ от показателей химического состава воды, которые увеличивались на протяжении периода наблюдения. На основе полученных зависимостей были рассчитаны критические концентрации ионов калия, при которых происходит трансформация сообществ гидробионтов.

Так, была установлена тесная связь между химическими параметрами среды и показателями состояния зообентоса русловых участков. Показатель соотношения стено- и эврибионтных видов бентоса (C/\mathcal{E}) и сумма ионов (Σ_i , мг/л) в воде р. Кенти связаны между собой зависимостью ($p < 0.05$):

$$\ln(C/\mathcal{E}) = -0,82 \ln \Sigma_i + 7,67$$

Рассчитанное по данному уравнению критическое значение суммы ионов составило 100 мг/л, что соответствует концентрации ионов калия 20 мг/л.

Кроме того, были построены регрессионные модели зависимости концентрации калия (K) от показателей численности (N) некоторых видов зоопланктона (например, для *Eudiaptomus gracilis*). Уравнения, соответственно, для оз. Окуновое и оз. Поппаляярви имели вид ($p < 0.05$): $K_o = \exp(4.35 - 0.0102 * N)$, $K_n = \exp(3.85 - 0.000183 * N)$.

Подставляя в уравнения значения численности, равные нулю («вымирание популяции»), вычисляли критические концентрации токсиканта.

Для рачков в оз. Окуновое она оказалась равной 77 мг/л (с учетом стандартной ошибки – от 62 до 96 мг/л); в оз. Поппаяярви – 47 мг/л (32–69 мг/л). Итак, критические концентрации калия для популяции рачков *Eudiaptomus gracilis* составили 30–100 мг/л (в среднем около 60 мг/л) (Калинкина и др., 2005).

Таким образом, более чем 20-летние наблюдения ИВПС позволили получить уникальные данные о реакции сообществ северных слабоминерализованных водоемов на минеральное загрязнение. Оказалось, что бактерио- и фитопланктон проявляют адаптивную реакцию на поступление избыточных количеств калия. В то же время сообщества зоопланктона и зообентоса проявили высокую уязвимость к действию калийного загрязнения. Полученные данные свидетельствуют о низкой толерантности биоты северных озер к минеральному загрязнению, что необходимо учитывать при оценках и прогнозах воздействия антропогенного фактора на водоемы северо-западного региона России.

Исследование водных экосистем на охраняемых природных территориях

Эти исследования направлены на объяснение закономерностей формирования биоразнообразия, особенно в связи с географической широтой местообитания, продуктивностью экосистем, климатической изменчивостью, «суровостью» среды, ее физической и химической неоднородностью. Целью проводимых исследований в Институте водных проблем Севера является изучение биологического разнообразия сообществ водных экосистем водоемов на охраняемых территориях и всей Карелии.

Работы в этом направлении были начаты с 1990 г. как один из разделов по проекту организации национального парка «Паанаярвский» (Фрейндлинг и др., 1992; Природа национального парка «Паанаярви», 2003; Ecosystems..., 1997). В период с 1997 г. по 2000 г. был реализован комплексный проект «Инвентаризация и изучение биологического разнообразия на территории Республики Карелия», составной частью которого было изучение водных экосистем. Всего было обследовано свыше 50 озер и рек, в том числе ранее практически не изученных в гидробиологическом отношении (Разнообразие биоты..., 2003; Biotic diversity..., 2003). В рамках этой программы была проведена инвентаризация водной флоры и фауны с оценкой видового состава, структурной организации и степени количественного развития гидробионтов различных экологических группировок: фито-, зоопланктона, зообентоса, высшей водной растительности.

В результате исследований для водоемов, расположенных на охраняемых природных территориях, были составлены видовые списки фитопланктона (266 видов водорослей), зоопланктона (151 таксон), фауны

донных беспозвоночных озер (180 таксонов) и водотоков (более 300 видов) (Чекрыжева, 1990). Всего за годы исследований в водоемах на всей Карелии было выявлено 652 таксона зоопланктона (Филимонова, Круглова, 1994; Куликова, 2001). В ходе инвентаризации были выявлены редкие и нуждающиеся в охране виды водных растений и животных, составлены их списки; рассмотрены эколого-географические аспекты распределения биоты в разнотипных водоемах Карелии в связи варьированием pH, цветности, минерализации. Кроме того, было показано, что факторами высокого биологического разнообразия донной фауны водотоков Карелии являются особенности гидрографической сети региона, а именно, наличие большого числа русловых участков с быстрым течением, перемежающихся с озерными участками. Полученные материалы явились составной частью при обосновании организации российско-финляндского «Парка Дружбы», национальных парков «Паанаярвский», «Водлозерский», проектируемых национальных парков «Койтайоки», «Тулос» и «Калевальский» (Ryabinkin et al., 1994; Vlasova et al., 1998).

Кроме того, в лаборатории гидробиологии выполняются теоретические обобщения, связанные с изучением становления пресноводной биоты в истории биосферы (Кауфман, 2005); прослежены закономерности эволюции кишечнополостных и первичнополостных беспозвоночных (Кауфман, 1990), а также эволюции размножения всех групп гидробионтов (Кауфман, 1993; 1994); обобщен вопрос об оогенезе костистых рыб в норме и патологии (Шарова и др., 2003). Эволюционный подход к изучению пресноводных экосистем позволяет понять причины различной устойчивости организмов к действию антропогенных факторов. Так, на примере зоопланктона водоемов системы р. Кенти было показано, что его толерантность к минеральному загрязнению тесно связана с историей проникновения видов в континентальные водоемы. Глубокая древняя адаптация видов к условиям жизни во временных континентальных водоемах послужила базой высокой устойчивости к минеральному загрязнению, что обеспечило выживание их популяций в загрязненных озерах (Kalinkina, 2005). В дальнейшем в лаборатории планируется изучение связи между оксифильностью видов зоопланктона и зообентоса, сформировавшейся в ходе эволюции организмов к условиям дефицита кислорода в пресных водах, и устойчивостью различных жизненных форм к антропогенным факторам.

За последние годы в лаборатории гидробиологии получены следующие **основные результаты** в области фундаментальных и прикладных исследований:

– изучены основные стадии в развитии эвтрофирования крупных заливов Онежского озера; описаны особенности реакции биоты в условиях эв-

трофирования в зависимости от разных источников загрязнения; показано распространение процесса эвтрофирования в открытые районы озера, которое в настоящее время пока сказывается на донных ценозах; выявлены изменения в состоянии сообществ наиболее эвтрофированного залива Онежского озера (Кондопожской губы) в последние десятилетия как следствие ре-олиготрофизации экосистемы в связи со снижением антропогенной нагрузки; созданы модели сезонной динамики планктона в его глубоководной части; начаты исследования последствий вселения инвазионного вида (байкальской амфиподы) в литоральную зону Онежского озера;

– рассмотрены основные закономерности трансформации ценозов водных экосистем Северо-запада России в условиях нарушения ионного состава воды, рассчитаны критические уровни минерального загрязнения, вызывающие изменения в составе сообществ зоопланктона и зообентоса; предложены виды-индикаторы минерального загрязнения;

– проведена инвентаризация флоры и фауны водоемов охраняемых природных территорий Восточной Фенноскандии; предложены меры по охране редких видов;

– составлен список видов зоопланктона внутренних водоемов Карелии;

– рассмотрены закономерности становления пресноводной биоты в истории биосферы; раскрыты факторы формирования толерантности организмов зоопланктона к антропогенному воздействию с позиций исторического подхода.

В будущем будет проследиваться дальнейшая трансформация биоты в антропогенно измененных водных объектах северо-западного региона России. Методической основой для продолжения работ станет поиск новых подходов к анализу гидробиологической информации, основанных на оценке межгодовых колебаний и многолетней изменчивости гидробиологических показателей, а также на количественной формализации зависимостей между показателями состояния биоты и влияющими на нее факторами. Предполагается разработка методических подходов к типизации водных экосистем Карелии по гидробиологическим показателям. Планируется изучение особенностей восстановления биологических сообществ крупных водных экосистем Карелии в условиях снижения антропогенной нагрузки.

Литература

Алимов А.Ф. Элементы теории функционирования водных экосистем. СПб.: Наука, 2000. 147 с.

Березина Н.А., Панов В.Е. Вселение байкальской амфиподы *Gmelinoides fasciatus* (Amphipoda, Crustacea) в Онежское озеро // Зоологический журнал, т. 82. № 6. С.731–734.

Винберг Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск: Изд-во АН БССР, 1960. 329 с.

Вислянская И.Г. Фитопланктон // Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения. Л.: Наука, 1990. С.183–191

Вислянская И.Г. Фитопланктон // Современное состояние водных объектов Республики Карелия. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 1998. С.57–60.

Вислянская И.Г. Структура и динамика биомассы фитопланктона // Онежское озеро. Экологические проблемы. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 1999. С.146–158.

Власова Л.И. Озерно-речная система Кенти. Зоопланктон / Современное состояние водных объектов Республики Карелия. Петрозаводск: Изд-во Карельского НЦ РАН, 1998. С.134–137.

Влияние техногенных вод горно-обогатительного комбината на водоемы системы реки Кенти / Под ред. В.И. Кухарева. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 1995. 100 с.

Гидробиология Выгозерского водохранилища / Под ред. В.А. Соколовой. Петрозаводск: Изд-во Карельского филиала АН СССР, 1978. 191 с.

Калинкина Н.М. Прогноз состояния популяций гидробионтов при нарушении ионного состава воды // Экология, 2002. № 1. С.32–35.

Калинкина Н.М., Кухарев В.И., Горьковец В.Я., Раевская М.Б., Морозов А.К. Техногенное изменение состава природных вод севера Карелии // Геоэкология, 2002, № 4. С.333–339.

Калинкина Н.М., Коросов А.В., Морозов А.К. Оценка критических уровней минерального загрязнения речной системы с использованием имитационного моделирования // Экология. 2005. № 6. С.477–480.

Кауфман З.С. Эволюция размножения и пола. Т. 1. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 1993. 251 с.

Кауфман З.С. Эволюция размножения и пола. Т. 2. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 1994. 190 с.

Кауфман З.С. Происхождение биоты континентальных водоемов. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 2005. 250 с.

Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М.: Наука, 1984. 208 с.

Кустовлянкина Н.Б. Протозойный планктон // Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения. Петрозаводск. 1990. С.192–207

Куликова Т.П. Зоопланктон // Экосистема Онежского озера и тенденции ее изменения. Л.: Наука, 1990. С.207–216.

Куликова Т.П. Видовой состав зоопланктона внутренних водоемов Карелии // Труды КарНЦ РАН: Биогеография Карелии. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 2001. Вып. 2. С.133–151.

Куликова Т.П. Зоопланктон водоемов бассейна р. Шуи (Карелия). Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 2004. 124 с.

Куликова Т.П., Кустовлянкина Н.Б., Сярки М.Т. Зоопланктон как компонент экосистемы Онежского озера. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 1997. 112 с.

Ладожское озеро / Под ред. Н.Н. Филатова. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 2000, 490 с.

Лозовик П.А., Маркканен С.-Л., Морозов А.К., Платонов А.В., Потапова И.Ю., Калмыков М.В., Куринная А.А., Ефременко Н.А. Поверхностные воды Калевальского района и территории Костомукши в условиях антропогенного воздействия. Петрозаводск: Изд-во Карельского НЦ РАН, 2001. 168 с.

Моисеенко Т.И., Даувальтер В.А., Лукин А.А., Кудрявцева Л.П., Ильищук Б.П., Ильищук Л.И., Сандимиров С.С., Каган Л.Я., Вандыш О.И. Шаров А.Н., Шарова Ю.Н., Королева И.Н. Антропогенные модификации экосистемы озера Имандра. М.: Наука, 2002. 403 с.

Морозов А.К. Озерно-речная система Кенти. Химический состав воды / Современное состояние водных объектов Республики Карелия. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 1998. С.129–133.

Онежское озеро. Экологические проблемы / Под ред. Н.Н. Филатова. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 1999. 293 с.

Полякова Т.П. Донные ценозы в условиях антропогенного эвтрофирования / Онежское озеро. Экологические проблемы. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 1999. С.211–227.

Природа национального парка «Паанаярви» / Труды КарНЦ РАН, Петрозаводск, 2003. 181 с.

Разнообразие биоты Карелии: условия формирования, сообщества, виды. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 2003. 261 с.

Решетников Ю.С. Проблема ре-олиготрофирования водоемов // Вопросы ихтиологии, 2004. Т. 44. № 5. С.709–711.

Решетников Ю.С., Попова О.А. Новая экологическая ситуация в водоемах Европейского севера России // ГУ(ХХУП) Междунар. конф. «Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера». г. Вологда, 5–10 декабря 2005 г. Вологда, Ч. 2. С.88–90.

Сабылина А.В. Современный гидрохимический режим озера // Онежское озеро. Экологические проблемы. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 1999. С.58–99.

Современное состояние водных объектов Республики Карелия. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 1998. 188 с.

Сярки М.Т. Среднегодовалый сценарий сезонной динамики планктона Онежского озера // Структурно-функциональные особенности биосистем Севера (особи, популяции, сообщества). Матер. междунар. конф. Петрозаводск: Изд-во ПетрГУ, 2005. С.160–163.

Сярки М.Т., Шаров А.Н. Сезонная динамика планктонных сообществ Онежского озера // Биологические ресурсы Белого моря и внутренних водоемов Европейского Севера. Сб. матер. IV междунар. конф. 5–10 декабря 2005 г. Часть 2. Вологда, 2005. С.177–180.

Тимакова Т.М. Некоторые особенности разрушения клетчатки в водоеме, принимающем производственные воды целлюлозно-бумажного комбината // Лимнология Кондопожской губы Онежского озера. Л.: Наука, 1986. С.85–98

Тимакова Т.М., Куликова Т.П., Полякова Т.Н., Теканова Е.В., Сярки М.Т. Гидроэкология: эвтрофирование экосистемы Онежского озера // Инженерная экология, № 6, 1998, С.14–25

Тимакова Т.М., Куликова Т.П., Полякова Т.Н., Вислянская И.Г., Сярки М.Т.

Особенности формирования и функционирования биоты Онежского озера в условиях антропогенного эвтрофирования. Ладожское озеро / Под ред. Н.Н. Филатова. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 2000. С.276–285.

Филлимонова З.И., Круглова А.Н. О коловратках рек Карелии / Использование и охрана водных ресурсов бассейна Балтийского моря. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 1994. С.161–192.

Хазов А.Р., Калинин Н.М., Власова Л.И. Стабильность сообществ гидробионтов и оценка их биологического разнообразия в условиях минерального загрязнения водоемов северо-запада Карелии // Экология. 1999. № 5. С.373–374.

Чекрыжева Т.А. Видовой состав фитопланктона некоторых озер и рек Карелии. Препринт доклада. Петрозаводск, 1990. 39 с.

Чекрыжева Т.А. Фитопланктон озер системы р. Кенти / Влияние техногенных вод горнообогатительного комбината на водоемы системы р. Кенти. Петрозаводск: Изд-во КарНЦ РАН, 1995. С.68–79.

Феоктистов В.М., Тимакова Т.М., Калугин А.И. Влияние Костомукшского ГОКа на водную экосистему Кенти-Кенто / Водные ресурсы Карелии и экология. Петрозаводск: Изд-во Карельского НЦ РАН, 1992. С.63–78.

Фрейндинге В.А., Басов М.И., Рябинкин А.В. Природа оз. Паанаярви. Проблемы ее сохранения // Водные ресурсы Карелии и экология. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 1992. С.152–168.

Шарова Ю.Н., Кауфман З.С. Лукин А.А. Оогенез рыб Европейского Севера России при техногенном загрязнении. Петрозаводск, 2003. 130 с.

Biotic diversity of Karelia: condition of formation, communities and species. Petrozavodsk: Karelian Research Centre of RAS. 2003. 241 p.

Ecosystems, fauna and flora of the Finnis-Russian Nature Reserve Friendship. Finnish Environment Institute, Helsinki. 1997. 364 p.

Kalinkina N.M. The classification of freshwater planktonic crustaceans in their tolerance to ion composition disturbance / Aquatic ecology at the dawn of 21 century. Book of abstracts, 3–5 October, 2005. Zoological Institute. St. Petersburg. 2005. P.35.

Ryabinkin A.V., A.V. Freindling, P.A. Lozovic, O.P. Sterligova, V.Y. Pervozvansky, A.I. Kalugin, A.L. Chupukov, N.V. Ilmast Structure and diversity of water ecosystem in lake Tolvajarvi (Russia) // The Karelian Biosphere Reserve Studies. North Karelian Biosphere Reserve, Joensuu, 1994. P.235–242.

Vlasova L.I., Komulainen S.F., Kucharev V.I., Litvinenko A.V., Lozovic P.A., Ryabinkin A.V., Salo Y.A., Freindling A.V., Chekryzheva T.A. Hydrographic, meteorological, hydrochemical and hydrobiological characterization and assessment of the territory // Inventory of natural complexes and ecological feasibility study of Kalevala National Park. Ed. Gromtsev A.N. Preprint of the paper. Petrozavodsk. 1998. P.9–14.

ЭКОЛОГО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПОДЗЕМНЫХ ВОД КАРЕЛИИ

*Г.С. Бородулина, М.А. Богачев,
Г.Л. Чесалина, Е.А. Перская, И.С. Сельшьева*

Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН
Петрозаводск ул.А.Невского, 50

borodulina@nwpi.krc.karelia.ru

Проблема формирования химического состава подземных вод – одна из наиболее актуальных в экологической геологии – науке, ориентированной на исследование экологических функций (свойств) литосферы (включая подземные воды и газы), прежде всего в связи с жизнью и деятельностью человека (Трофимов, Зилинг, 2002).

Изучение эколого-гидрогеохимических особенностей подземных вод Карелии имеет большое значение в связи с необходимостью привлечения подземных источников для решения проблемы водоснабжения, являющейся в настоящее время одной из самых острых экологических проблем в республике. Хорошо известно, что водоснабжение в Карелии ориентировано практически полностью на поверхностные воды, однако на большей части территории природное качество вод не соответствует нормативам питьевого водоснабжения главным образом из-за высокого содержания в воде гумусовых веществ и железа. Кроме того, поверхностные воды испытывают значительную антропогенную нагрузку, так как промышленные центры республики располагаются на берегах водоемов, в которые и сбрасываются сточные воды промышленных, целлюлозно-бумажных предприятий, а также хозяйственно-бытовые стоки.

В последние годы интерес вызывает медико-экологическая проблема, связанная с установлением нижних пределов минерализации питьевых вод. Давно замечено, что длительное потребление маломинерализованной воды сказывается на состоянии организма. Пороговой величиной негативных сдвигов в организме животных считается минерализация ниже 100 мг/л. Свидетельства о связи сердечно-сосудистых заболеваний с использованием мягких вод получены исследователями во многих странах (Новиков и др., 1980; Punsar et al. 1979; Yang et al., 1996). Показана отчетливая тенденция к увеличению общего числа сердечно-сосудистых заболеваний по мере уменьшения жесткости потребляемой воды. Появились работы, где устанавливается связь раковых заболеваний с наличием в воде пониженных концентраций солей жесткости (Zelma, 1980; Sakamoto, 1997). И хотя, учитывая недостаточность и некоторую противоречивость данных, ВОЗ еще не смогла определиться в вопросе о введении необхо-

димых нормативов (Guidelines..., 1993), следует подчеркнуть, что для Карелии, на большей части территории которой жители используют воду очень низкой минерализации, эта проблема весьма актуальна. Подземная вода – более минерализованная и обогащенная микроэлементами, менее уязвимая к загрязнению по сравнению с поверхностной, физиологически более привлекательна для человека.

Доля подземных вод в общем балансе водопотребления Карелии никогда не превышала 5%, что является наименьшим показателем для регионов России. Оценка прогнозных эксплуатационных ресурсов (Ресурсы..., 1987; Государственный..., 2005) показала перспективность использования подземных вод для водоснабжения, особенно в районах развития флювиогляциальных отложений, характеризующихся наиболее высокой водообильностью. Опыт соседней Финляндии по организации водоснабжения из песчаных четвертичных отложений и результаты совместных работ на территории Карелии свидетельствуют о возможности использования подземных вод из подобных месторождений (Водные ресурсы..., 2006).

Гидрогеологическая изученность Карелии в региональном плане остается весьма неравномерной, а с экологических позиций – слабой. По мере получения данных появлялись обобщающие работы по геохимии подземных вод Карелии (Гидрогеология СССР, 1971, Ресурсы и геохимия подземных вод Карелии, 1987, Водные ресурсы Республики Карелия и пути их использования для питьевого водоснабжения, 2006). И лишь последняя работа имеет экологический подход и наряду с выделением факторов антропогенного и природного загрязнения подземной воды позволяет оценить риск для здоровья при ее потреблении. Региональная оценка стала возможной при создании ГИС на основе базы данных (БД), содержащей гидрогеологические и гидрогеохимические характеристики (до 120 полей). В настоящее время БД содержит 3500 точек (около 5100 записей). В число определяемых параметров входят физико-химические характеристики, химический и газовый состав подземных вод, в том числе микрокомпоненты (750 анализов) и радон в воде (1700 определений).

Условия формирования химического состава подземных вод

Гидрогеологические условия подавляющей части территории Карелии характеризуются развитием единого водоносного комплекса, приуроченного к верхней трещиноватой зоне кристаллического массива и рыхлым четвертичным отложениям. И только на юге и юго-востоке небольшие площади относятся к окраинам артезианских бассейнов Русской платформы. На большей части территории подземные воды практически не защищены от загрязнения.

Все рыхлые четвертичные отложения являются водоносными, и их различные генетические типы часто залегают совместно, образуя единый безнапорный водоносный горизонт. В разрезе четвертичного покрова, как правило, отсутствуют выдержанные водоупоры, и воды четвертичных отложений гидравлически тесно связаны с трещинными водами кристаллических пород и поверхностными водами. Исключение составляют лишь межморенные горизонты, развитые на ограниченной площади, и подземные воды Прибеломорской низменности, где водовмещающие породы перекрыты морскими глинами.

Зона трещиноватых пород, несмотря на повсеместное распространение, вследствие низких коэффициентов водоотдачи и относительно небольшой мощности обладает меньшими статическими запасами подземных вод, чем песчаные отложения водно-ледникового генезиса (главным образом флювиогляциальные) мощностью 10–20 и более метров. В зонах тектонических нарушений степень трещиноватости выше, чем в области распространения экзогенной трещиноватости, но в обоих случаях наиболее высокие фильтрационные параметры характерны для глубин до 50 м.

Подземные воды Карелии характеризуются в целом невысокой минерализацией (как правило, менее 1 г/л) и отличаются разнообразным химическим составом, что обусловлено проявлением природных (ландшафтно-климатических, геолого-гидрогеологических) и антропогенных факторов.

В качестве задающего фактора, определяющего количество растворенных солей в подземных водах, выступает водообмен, который является производным ряда общих факторов (количество осадков, характер рельефа, проницаемость пород). При уменьшении интенсивности водообмена возрастает время взаимодействия в системе порода – вода, и значительную роль начинает играть состав водовмещающих пород. В соответствии с такой соподчиненностью основных факторов выявляется региональная вертикальная и горизонтальная зональность, определяющая увеличение минерализации подземных вод с глубиной и по мере уменьшения степени расчлененности рельефа. Самыми маломинерализованными являются подземные воды водно-ледниковых отложений: количество солей в них редко превышает 0,1 г/л. Минерализация вод озерно-ледниковых и ледниковых образований достигает 0,2–0,4 г/л, максимальные величины (0,6 г/л) отмечаются в межморенных горизонтах, имеющих морской генезис.

В кристаллических породах на большей части территории формируются воды с минерализацией 0,1–0,3 г/л. Минимальные величины общей минерализации характерны для вод гранито-гнейсовых полей Западно-Карельской возвышенности, где в силу особенностей рельефа, характери-

зующегося грядовым и крупно-грядово-холмистым типом и слабым развитием моренных равнин, создаются промывные условия. Более минерализованные воды (до 1 г/л и более) приурочены к породам Онежской мульды, побережью Белого моря, юго-восточной части Карелии.

Катионный состав в условиях формирования подземных вод зоны свободного водообмена в пределах преимущественного распространения алюмосиликатных пород практически полностью контролируется составом исходных минералов. Природа анионного состава в этих условиях, в отличие от катионов, является гидрогенно-биогенной (Шварцев, 1978). В формировании химического состава подземных вод огромна роль органического вещества, обогащающего воды углекислым газом. Взаимодействие воды с первичными алюмосиликатами приводит к увеличению щелочности, которая нейтрализуется углекислым газом. Так обеспечивается непрерывное связывание одного из продуктов гидролиза и формирование подземных вод гидрокарбонатного типа.

Высокая степень обогащения углекислотой биохимического происхождения вод четвертичных отложений (в различных генетических типах содержится в среднем 13–40 мг/л CO_2 , максимальные значения – до 150 мг/л) обеспечивает кислую среду и, как правило, рН менее 6,5. Масштабы образования щелочности в водах замедленного водообмена превышают резерв свободной углекислоты, поэтому величина рН с глубиной возрастает и в кристаллических породах региона, как правило, более 6,5. Щелочные воды (рН>8,3) характерны для районов распространения основных и ультраосновных пород. Максимальная величина рН 9,8 отмечается в ореолах альбитизации месторождения Средняя Падма.

Преобладающим катионом в подземных водах региона в основном является кальций. Доля магния и натрия в катионном составе подземной воды варьирует в зависимости от состава породы. Роль натрия возрастает в подземных водах гранитов и осадочно-вулканогенных пород, в пределах которых на локальных участках образуются гидрокарбонатно-натриевые воды. Магний вообще редко бывает преобладающим катионом в подземных водах. Возрастание относительного содержания магния характерно для вод, формирующихся в породах основного и ультраосновного состава. Гидрокарбонатно-магниевого (относительное содержание магния достигает 60–90%) отмечаются на локальных участках (аганозерско-Бураковский массив, Каменноозерская структура Ветреного пояса). Наименьшая роль среди катионов принадлежит калию. Его концентрации в естественных условиях не превышают 10 мг/л (исключая горизонты осадочных пород), фоновые величины составляют 1–4 мг/л (табл.1).

Химический состав подземных вод, мг/л (п – число скважин)

Место-положение	п	рН	Na	K	Ca	Mg	HCO ₃	Cl	SO ₄	Минерализация	Формула Курлова
Петрозаводск	1	8,0	52	2,7	35	17,6	224	43	32	410	$\frac{HCO_3,65Cl,25SO_4,10}{Na40Ca32Mg25}$
Деревянное	4	7-7,5	7-17	1-2,5	40-45	20-25	250-270	1-5	10-20	340-380	$\frac{HCO_3,90-95}{Ca45-50Mg37-45}$
Ладва-Ветка	5	7,3-7,9	10-20	3-6	27-30	12-14	170-200	6-12	10-15	240-300	$\frac{HCO_3,80-90}{Ca40-50Mg30-35Na15-20}$
Н.Вилга	6	7,7-8,6	40-123	2,3-4,2	6-20	5-22	110-260	4-110	10-30	400-450	$\frac{HCO_3,35-95Cl2-56}{Na40-85Mg7-40Ca5-20}$
Олонек	12	7,7-8,3	25-123	10-19	6-24	5-17	85-270	20-177	4-30	160-950	$\frac{HCO_3,30-70Cl25-70}{Na50-80Mg10-30Ca2-15}$
Чална	11	7-8	10-148	2-7	10-100	6-68	210-310	10-130	8-44	370-650	$\frac{HCO_3,53-90Cl5-75}{Na8-90Ca5-75Mg3-60}$
Ласкеля	12	6,7-8	8-50	3,5-8	23-50	3-10	100-180	10-70	10-50	250-400	$\frac{HCO_3,45-80Cl7-37SO_4,8-20}{Ca40-70Na10-40Mg4-20}$
Питкяранга	1	8,3	66	2,5	27,2	9,9	164	27	81	380	$\frac{HCO_3,52SO_4,33Cl15}{Na56Ca27Mg16}$
Сортавала	3	6,6-7,3	15-25	4-5	40-55	10-15	120-160	20-50	40-70	250-370	$\frac{HCO_3,40-60SO_4,20-30Cl15-25}{Ca50-60Mg20-25Na17-22}$

Повенец	7	7-7,8	25-130	3,6-8	1,2-70	1-50	140-400	16-78	7-60	250-870	$\frac{HCO_3\ 63 - 85Cl\ 9 - 35}{Na\ 10 - 90Ca\ 3 - 50Mg\ 2 - 35}$
Суоярви	3	6-7	3,8-8,6	1-1,5	9-23	2-7,7	25-90	9-28	8-17	85-160	$\frac{HCO_3\ 30 - 73Cl\ 14 - 58SO_4\ 13 - 33}{Ca\ 45 - 52Mg\ 16 - 34Na\ 15 - 39}$
В.Нива	1	7.5	26	9,5	29,5	23.6	242	3,2	26	360	$\frac{HCO_3\ 86SO_4\ 12}{Mg\ 40Ca\ 30Na\ 24}$
Кестеньга	12	6,5-8	10-59	3-9	11-118	4-34	75-390	20-100	10-100	230-850	$\frac{HCO_3\ 30 - 60Cl\ 11 - 53SO_4\ 6 - 40}{Na\ 9 - 70Ca\ 16 - 53Mg\ 11 - 42}$

Как уже упоминалось, в анионном составе подземных вод преобладают гидрокарбонаты, но с ростом минерализации возрастает роль хлора. На побережье Белого моря это объясняется морским влиянием. На юге и юго-востоке Карелии солоноватые и соленые воды хлоридно-натриевого состава связаны с водоносными горизонтами осадочных пород. Но, как известно, соленые воды встречаются и в кристаллических породах щита, и существуют различные гипотезы их происхождения (Коротков и др., 1978; Lampen, 1992; Крайнов, Рыженко, 1999). Как показали результаты моделирования, для формирования хлоридных вод кристаллического щита достаточно извлекаемых из пород кларковых концентраций хлора при увеличении времени водообмена (Рыженко, Крайнов, 2003).

Высокое относительное содержание сульфатов в составе подземных вод региона отмечается в верхних водоносных горизонтах за счет влияния атмосферных осадков и в породах с повышенным содержанием сульфидов. Сульфатные воды характерны для районов распространения углеродсодержащих пород с рассеянной мелко- и микрокристаллической (наиболее реакционноспособной) сульфидной вкрапленностью. Широкоизвестные «Марциальные воды» по преобладающим анионам являются сульфатно-гидрокарбонатными. Химический состав воды четырех скважин выражается формулой Курлова:

$$M0,23 - 0,88 \frac{SO_4 55 - 86 HCO_3 13 - 46}{Ca 30 - 44 Mg 35 - 40 Fe 15 - 32} pH 6,1 - 6,4$$

В таблице 1 приведен химический состав подземной воды из скважин, используемой для водоснабжения нескольких населенных пунктов.

Природные условия формирования подземной воды влияют на медико-экологические оценки ее качества. Макрокомпонентный состав, определяющий принадлежность воды к тому или иному гидрохимическому классу, имеет существенное значение для оценки ее органолептических свойств и вероятного патогенетического влияния повышенных концентраций таких компонентов, как сульфаты и хлориды. Наиболее благоприятны гидрокарбонатные кальциево-магниевые воды умеренной минерализации (до 0,5 г/л). Рекомендуемые концентрации кальция для воды категории высшего питьевого качества должны составлять 50–70 мг/л (допускаемый диапазон 40–100 мг/л), магния соответственно 10–15 мг/л (Рекомендации..., 1998). Из известных источников Карелии около 10% относятся к такой категории по жесткости, в основном же подземные воды более мягкие. Помимо того, что дефицит кальция и магния связывают с сердечно-сосудистой патологией, эти элементы выступают в роли протекторов по отношению к токсичным микроэлементам (Плитман, 1989). Опыты (Revis et al., 1980) показали защитную роль кальция в питьевой воде по отношению к гипертоническому воздействию натрия.

Микроэлементный состав подземных вод, используемых для водоснабжения, также может оказать существенное влияние на здоровье населения. При этом имеют значение принадлежность к классу опасности и уровень концентрации. В настоящее время, когда речь идет о вредоносном действии большинства элементов, имеется в виду длительное влияние их повышенных концентраций.

Содержания микрокомпонентов в подземных водах региона в целом сравнительно низкие. И хотя их концентрации изменяются в широких пределах, 50% выборки (нижняя и верхняя квартили, n=560) практически всех элементов (за исключением Fe и др.) лежат ниже величины 100 мкг/л (рис.1). Медианы только нескольких элементов (Fe, Sr, Ba, Al, Zn, Mn, P) попадают в интервал от 10 до 100 мкг/л. Медианные концентрации остальных элементов, в том числе тяжелых металлов, ниже 10 мкг/л. Очень низка встречаемость (менее чем в 10% случаях превышен предел определения) таких элементов как Rh, Ru, Pd, Te, Tm, Lu, Ta, Re, Au, Hg, Tl, Bi, не определены в значимых количествах Hf, Ir, Pt.

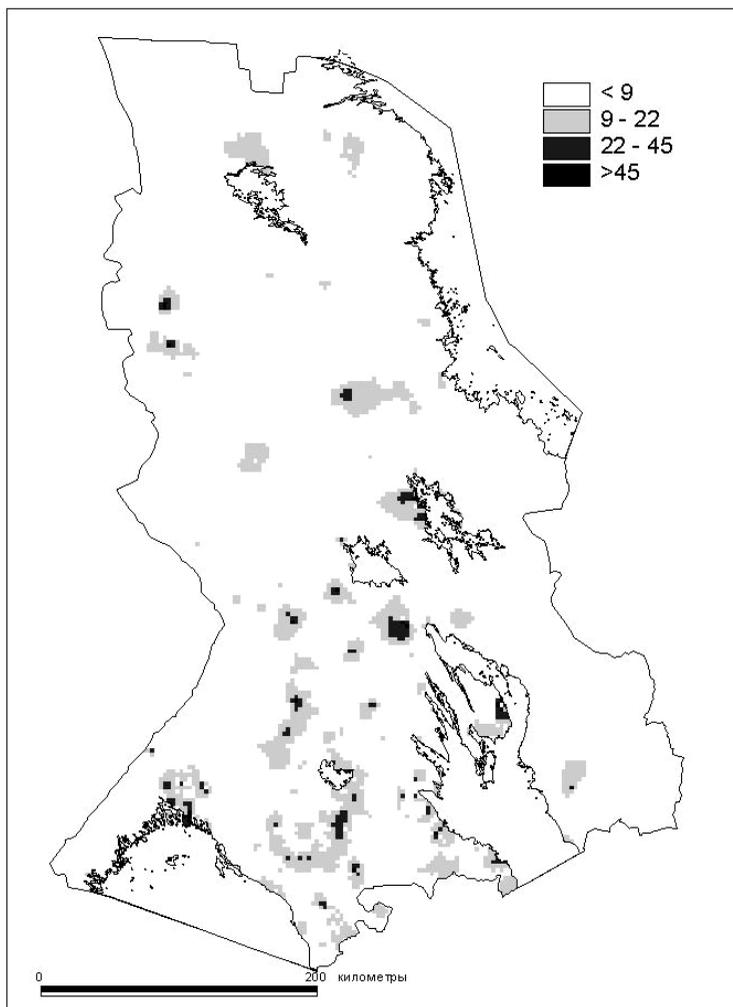


Рис. 1. Распределение микроэлементов (мкг/л) в подземных водах Карелии

Характер распределения большинства микроэлементов в водах различных комплексов пород отличается незначительно, только концентрации Sr, B, U в водах докембрийских пород статистически выше, чем в четвертичных. Значимая положительная корреляция с величиной общей минерализации отмечается для некоторых, в основном литофильных элементов: Li, B, Br, Sr, Ba, Rb, U.

Выделяются гидрокарбонатные (хлоридно-гидрокарбонатные) натриевые воды Онежской мульды и ее обрамления, которые отличаются повышенными концентрациями Ba, Sr, B, Li. Повышенный локальный фон и максимальные в регионе содержания Ni, Co, Zn, Cd характерны для вод шунгитсодержащих пород.

Резкие отличия в химическом составе подземных вод наблюдаются при изменении гидродинамических, геохимических и биологических условий, определяющих кислородный режим, который в наибольшей степени влияет на мобилизацию элементов с переменной валентностью. Важнейшими среди них при решении вопросов водоснабжения в регионе являются железо, марганец и азот. Уровни содержания и формы (с различной токсичностью) поливалентных элементов в значительной мере обусловлены окислительно-восстановительным состоянием подземных вод.

Как известно, вертикальная окислительно-восстановительная зональность подземных вод выражается в закономерных изменениях значений окислительно-восстановительного потенциала (Eh) с глубиной их формирования: от кислородных вод ($Eh > 250$ мВ) к бескислородным и бессульфидным ($Eh 100 \div 250$ мВ) и редко сульфидным ($Eh < 100$ мВ) (Крайнов, Швец, 1987). Эта зональность сопряжена с вертикальной зональностью железосодержащих подземных вод. В соответствии с ней в кислородных водах концентрации железа невелики (< 1 мг/л), вторая зона наиболее благоприятна для существования железа в виде Fe^{2+} . Здесь его концентрации достигают десятков мг/л, максимальная величина – 116 мг/л «Марциальные воды». В зоне сульфидных вод происходит уменьшение содержания железа по сравнению со второй зоной. В гидрогеологическом разрезе в зависимости от гидродинамических особенностей бескислородная зона может располагаться близко от поверхности. Иногда наблюдается обратная зональность, так например, на берегу оз. Воицкое в водоносном горизонте четвертичных отложений с глубиной происходит увеличение показателя Eh и уменьшение концентрации железа от 10 до 0,3 мг/л.

Миграционная способность марганца в подземных водах лучше по сравнению с железом. Основная причина разделения марганца и железа в подземных водах заключается в различии потенциалов окислительных преобразований – у марганца потенциал выше, поэтому при увеличении Eh осаждение железа происходит раньше (Крайнов, Швец, 1987). Наиболее простой случай с минимальным эффектом разделения элементов наблюдается в бескислородных и бессульфидных водах. Здесь подземные воды содержат высокие концентрации Fe и Mn, и соотношения между ними обычно составляют 0,01–0,5, эти воды являются комплексными железомарганцевыми. Такие воды широко распространены в регионе и требуют специальных технологических приемов очистки при использовании. В

кислородсодержащих водах происходит значительное обогащение марганца по отношению к железу. При этом Mn/Fe отношение достигает максимальных значений 10–64, и формируются марганецсодержащие воды (Mn 0,1–0,9 мг/л) с содержаниями железа менее 0,1 мг/л. Наибольшие возможности для накопления марганца имеют подземные воды с высокими концентрациями органических веществ гумусового ряда. В таких водах в районе п. Надвоицы и Челмужи отмечены максимальные для региона концентрации марганца (3,3–6,4 мг/л).

Горизонтальная зональность наиболее ярко проявляется в водоносных горизонтах четвертичных отложений. При изменении ландшафтных и гидродинамических условий, когда кислородные воды положительных форм рельефа сменяются бескислородными на пониженных участках рельефа, где нередко происходит заболачивание территории и кислород расходуется на окислительные и микробиологические процессы, понижается Eh. Так, в зоне активного водообмена в песчаных отложениях формируются практически бескислородные воды с высокими концентрациями железа и марганца, которые при низкой минерализации (менее 0.1 г/л) переходят в разряд макрокомпонентов. В таких условиях помимо универсальной потенциалзадающей системы кислорода на окислительно-восстановительные условия подземных вод важнейшее влияние оказывает система органических веществ.

В настоящее время выяснено значение для человека довольно большого числа микроэлементов (F, Cu, Cr, I, Zn, Co, Mo, Se, Ni, Sn, V). Основным источником их поступления в организм является пища. Что касается воды, то ее роль хорошо известна лишь в отношении фтора, отчасти йода. Очень низка доля поступления в организм с подземной водой в Карелии большинства микроэлементов. Так, при суточной потребности меди 2–2,5 мг/л и цинка 10–15 мг/л доля их поступления в организм с водой крайне незначительна – менее 1%.

Фтор находится в особом положении в ряду нормируемых компонентов. У него есть как верхний, так и нижний пределы, так как избыток фтора вызывает флюороз, а недостаток – кариес. Минимальным стандартом безвредности употребления воды в течение всей жизни для такого климатического района как Карелия считается концентрация фтора 1,5 мг/л. При содержании 1–1,5 мг/л сказывается антикариозное его действие. Фоновая концентрация фтора в природных водах региона составляет всего 0,01–0,3 мг/л, поэтому Карелия считается неблагоприятным районом в отношении заболевания кариесом. Наиболее благоприятны для извлечения из пород и накопления повышенных концентраций фтора щелочные малокальциевые гидрокарбонатно-натриевые воды.

Карелия характеризуется значительным недостатком в воде йода. Фоновая концентрация йода в подземных водах Карелии составляет около 4 мг/л – на уровне его содержания в атмосферных осадках. Высокие концентрации йода (0,2–1,6 мг/л) иногда определяются в подземных водах углеродистых сланцев Онежской структуры. Увеличение содержания йода в веществе этих пород связывается с возрастающей ролью вулканических гидротермальных процессов и, как следствие этого, с увеличением биомассы и возрастанием значения биохимических процессов в палеобассейнах (Голубев и др., 1984). В целом для подземных вод кристаллических пород отсутствует связь между концентрациями йода и хлора. Последнее объясняется различным характером образования осадков: более высокие содержания йода характерны для глубоководных отложений нижнего протерозоя, в то время как повышенный солевой режим мелководных участков палеобассейнов был благоприятен для накопления хлоридов.

Биогеохимическую важность соотношения отдельных элементов в водах можно проиллюстрировать на примере кальция и стронция. Стронций нормируется по токсикологическому показателю (ПДК 7 мг/л), его содержание в подземных водах Карелии значительно ниже нормативных: фоновая 0,08 мг/л, максимальная 1,7 мг/л. Но наиболее важны не абсолютные концентрации стронция, а его соотношение с кальцием. Использование подземных вод с малым (<100) значением этого показателя может привести к заболеванию костей. Такие низкие значения характерны для гидрокарбонатных и хлоридных натриевых вод протерозойских структур.

Особый интерес представляют радиоактивные элементы (РЭ) в подземных водах региона. В целом докембрийские кристаллические породы Карелии отличаются более низким содержанием урана и тория по сравнению с одновозрастными породами других кристаллических щитов и массивов (Смыслов, Титов, 1967). Вместе с тем в разных частях региона, в первую очередь в юго-западной, центральной и северной Карелии выделяются площади с повышенным фоновым содержанием РЭ. Эти площади приурочены к системам разломов, которые контролируют размещение основной массы (90% всех известных) радиоактивных пород разного состава с содержанием РЭ свыше двух кларков концентрации. (Савицкий и др., 1992). В пределах Карельской урановой провинции выявлено 8 мелких месторождений урана, свыше 200 рудопроявлений и несколько тысяч точек радиоактивной минерализации (Металлогения..., 1999). На формирование зоны окисления рудной минерализации влияют минеральный состав первичных руд, их текстурные и структурные особенности, условия залегания, а также состав и степень нарушенности вмещающих пород, локальные особенности химического состава вод.

Главными химическими особенностями урана являются поливалентность, амфотерность в четырехвалентном состоянии и склонность к образованию комплексного иона – уранила UO_2^{2+} . Природные водорастворимые формы урана различны и многообразны, но связаны в основном с U (VI) и зависят от химического состава и физико-химических характеристик вод. Эта особенность предопределяет существенную миграцию в окислительных или слабовосстановительных условиях и практически исключает ее в сероводородных. Фоновая концентрация урана в подземных водах Карелии составляет 0,1 мкг/л. В родниках и колодцах максимальные концентрации достигают 14 мкг/л, в скважинах из кристаллических пород – 300 мкг/л, причем только в 10% из них содержание урана превышает 20 мкг/л, и около 2% – 60 мкг/л (ПДК).

Радий в подземных водах Карелии присутствует, как правило, в количестве менее $3 \cdot 10^{-13}$ г/л. Максимальная концентрация радия ($8,2 \cdot 10^{-12}$ г/л) установлена в хлоридно-натриевых водах замедленного водообмена (Ресурсы и геохимия..., 1987).

Среди радиоактивных компонентов подземных вод одним из наиболее экологически важных показателей является радон – тяжелый благородный инертный газ, имеющий в природе три изотопа. Период полураспада основного изотопа – ^{222}Rn около 3,8 суток. В литосфере изотопы постоянно генерируются в объектах, которые содержат уран-радий и торий. Эманирование (выделение радиоактивных эманаций в поры, капилляры и трещины горных пород) значительно повышается в трещиноватых породах. Миграция радона происходит либо в газообразном, либо в растворенном состоянии. Основной физико-химический процесс, определяющий концентрацию естественных радионуклидов (ЕРН) в подземных водах и формирование радоновых вод, – содержание ЕРН в породе и эманурующая способность пород. Известно, что повышенные кларковые содержания РЭ характерны для гранитоидов и щелочных пород, но в зоне выветривания этих типов пород очень редко встречаются средне- и высокорадоновые воды. Наиболее высокие содержания радионуклидов приурочены к зонам гидротермального и вторичного изменения пород в местах тектонических нарушений, в разломах, в зонах сопряжения интрузивного и метаморфического комплексов, в пределах зон дробления (Куликов и др., 1991; Беляев и др., 2003; Перельман, 1979).

Степень обогащения подземных вод радоном зависит от многих факторов, основные среди которых – масштаб и форма содержания урано-радиевой минерализации в породах. Гидрогеологические условия также играют существенную роль в обогащении вод радоном. Время соприкосновения воды с породой зависит от скорости движения подземных вод и

масштабов урановой минерализации. Сочетание факторов настолько многообразно, что достаточно сложно прогнозировать формирование высоко радоновых вод (Куликов и др., 1991).

Концентрация радона в подземных водах Карелии изменяется в широких пределах – от первых единиц до тысяч Бк/л. Воды с высоким содержанием радона территориально совпадают с установленными аномальными радиогеохимическими линейными зонами (Савицкий и др., 1992). В их пределах зафиксированы максимальные концентрации радона в воде (Бк/л): в районе северного Приладожья – 9400, Костомукши – 6000, п.Муезерский – 3500, Поросозеро – 2800, Пяльма – 2000.

Российские требования к питьевым водам не допускают содержание Rn более 60 Бк/л. Среди обследованных водопунктов региона в 50% скважин и 20% родников содержание радона – выше допустимого уровня, что делает этот элемент одним из экологически опасных природных компонентов подземных вод. В то же время радон является биологически активным компонентом, и повышенное содержание его в подземных водах оказывает на организм человека лечебное действие. Воды с концентрацией радона более 185 Бк/л относятся к минеральным лечебным, имеющим бальнеологическое (наружное) применение. В пределах Карельского района Балтийской области минеральных вод известны следующие месторождения радоновых вод средней концентрации (диапазон от 1480 до 7400 Бк/л): Хапунваара, Карташи, Песчаное (Куликов и др., 1991). В процессе гидрогеологических и экологических исследований в Карелии выявлены и другие проявления минеральных радоновых вод, а на Кондокском участке Костомукшского железорудного района оценены запасы радоновых вод средней концентрации.

Загрязнение подземных вод

Практически любой вид хозяйственной деятельности неизбежно сказывается на качестве и ресурсах подземных вод. Так как основные промышленные предприятия республики располагаются на берегах водоемов, техногенные горизонты подземных вод локально распространены в небольшой по ширине прибрежной зоне. Более обширные площади загрязнения могут формироваться под влиянием аэротехногенных выпадений.

Специфические показатели загрязнения свойственны конкретному виду загрязнения. Примером специфического загрязнения могут служить соединения фтора (алюминиевое производство). Для подземных вод региона характерны невысокие концентрации фторидов (фоновые для различных структур 0,03–0,3 мг/л). Концентрации фторидов в районе их техногенного поступления с атмосферными выпадениями (п.Надвоицы) дос-

тигают 1,8 мг/л. Очень высокие содержания фторидов (7,7–12,8 мг/л) были зафиксированы в водах флювиогляциальных отложений в районе свалки, на которую в прежние годы вывозили отходы производства. Ореол загрязненных фторидами грунтовых вод имеет небольшое распространение по площади (около 0,25 км²), но так как участок находится на берегу залива, загрязненный подземный сток оказывает влияние на химический состав водоема, являющегося водозабором для поселка. Известно, что токсическое действие фтора повышается в районах с низким содержанием в водах кальция (Крайнов, Швец, 1987). Как уже отмечалось, низкая жесткость характерна не только для поверхностных, но и для подземных вод Карелии, особенно вод четвертичных отложений. Поэтому техногенное поступление фтора опасно даже в количествах, не превышающих ПДК.

Среди общих показателей загрязнения следует особо выделить нитраты, которые являются прямыми стандартизованными показателями загрязнения, а также хлориды и калий – элементы, которые постоянно сопровождают хозяйственно-бытовую деятельность человека (The Geochemical Atlas..., 1990; Крайнов, Закутин, 1993).

В подземных водах естественных ландшафтов Карелии концентрация азотсодержащих компонентов низкая. Содержание NO_3^- в верхних водоносных горизонтах не превышает 3–5 мг/л, NO_2^- и NH_4^+ – 0,1–0,5 мг/л, такие концентрации могут быть полностью обеспечены поступлением азота с атмосферными осадками. В более глубоких водах при низких значениях Eh содержания NH_4^+ могут достигать 1–3 мг/л.

По интенсивности нитратного загрязнения в гумидной зоне выделяются: воды, формирующиеся в результате природных процессов ($\text{NO}_3^- < 0,9$ мг/л); воды с повышенными фоновыми содержаниями компонента (0,9–9 мг/л), загрязненные подземные воды с концентрациями нитратов в интервалах 9–22 мг/л и 22–45 мг/л. Запредельную степень загрязнения характеризует величина, превышающая 45 мг/л (Крайнов, Закутин, 1993).

В Карелии наблюдается отчетливая пространственная приуроченность нитратного загрязнения подземных вод к населенным пунктам (рис. 2). Содержание NO_3^- в водах некоторых источников достигает высоких значений, вплоть до 330 мг/л. Минерализация загрязненных вод значительно выше, чем на фоновых участках, и в отдельных случаях содержание NO_3^- составляет до 50% от суммы растворенных солей. Из общего количества проб, отобранных в городах и поселках Карелии, в 45% случаев концентрации NO_3^- составляют 9–45 мг/л, в 20% – превышают 45 мг/л. При этом концентрации NO_2^- и NH_4^+ в загрязненных водах остаются низкими и не превышают 1 мг/л.

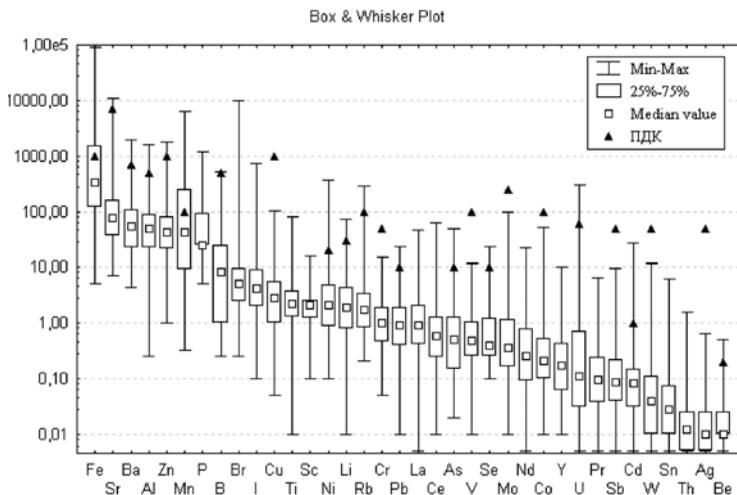


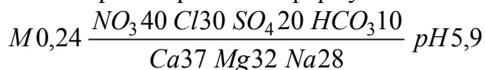
Рис. 2. Концентрация нитратов (мг/л) в подземных водах Карелии

Как известно, единственным геохимическим фактором, который влияет на изменение концентраций различных соединений азота в подземных водах, является их окислительно-восстановительный потенциал, способствующий проявлению биохимических процессов (Крайнов и др., 1991). При значениях E_h более +200 мВ можно обнаружить в водах уже сколь угодно высокие концентрации NO_3^- , что и наблюдается в загрязненных районах. Ниже значения E_h +200 мВ происходит быстрое уменьшение содержаний NO_3^- . Обратная картина характерна для распределения NH_4^+ в подземных водах, его количество увеличивается при понижении E_h и зависит от мощности источника аммония. В отличие от NO_3^- катион NH_4^+ активно сорбируется мелкодисперсными глинистыми частицами. Нитрификация по схеме $\text{NH}_4^+ \leftrightarrow \text{NO}_2^- \leftrightarrow \text{NO}_3^-$ происходит преимущественно в почвенных горизонтах и верхних слоях зоны аэрации, и в грунтовые воды поступает уже конечный продукт окислительной трансформации азота – нитрат. NO_2^- , будучи промежуточным продуктом восстановления (и окисления), быстро расходуется на образование NO_3^- и NH_4^+ . Низкая температура подземных вод (как правило, 5–7°C), отрицательно сказывается на процессе микробиологической денитрификации, поэтому дальнейшая трансформация азота в подземных водах не происходит и концентрации NO_3^- не снижаются при наличии постоянных источников загрязнения.

В подземных водах на территории населенных пунктов отмечаются и высокие концентрации калия – до 60 мг/л, при этом отношение Na/K при-

ближается к 1 и иногда становится даже меньше, в то время как в чистых водах показатель составляет 10 и более.

Концентрация хлор-иона в загрязненных водах достигает 200 мг/л. Свыше 50% родников и колодцев в населенных пунктах вскрывают грунтовые воды с содержанием хлоридов более 10 мг/л. Для загрязненных территорий характерно азональное распределение Cl^- и K^+ в разрезе – их концентрация выше в верхних горизонтах по сравнению с нижележащими. В загрязненных водах нитраты и хлориды нередко становятся преобладающими анионами, что приводит к изменению исходного химического типа и формированию вод нитратного и нитратно-хлоридного типов, то есть происходит полная метаморфизация состава вод. Примером может служить вода одного из родников на территории г. Петрозаводска, химический состав которой выражается формулой:



Как правило, для вод такого типа характерно и стойкое бактериальное загрязнение.

Характер распределения микроэлементов в загрязненных подземных водах региона свидетельствует о том, что встречаемость и контрастность аномалий практически всех элементов выше, чем в водах естественных ландшафтов, но максимальные редко превышают ПДК, за исключением железа и марганца. Свидетельством загрязнения микроэлементами подземных вод может служить сравнение максимальных концентраций, зафиксированных в грунтовых и межморенных напорных горизонтах на территории г. Петрозаводска (табл. 2). Последние в силу природной защищенности не испытывают явной техногенной нагрузки и отличаются стабильным химическим составом. Из таблицы следует, что концентрации подавляющего числа элементов в грунтовых водах выше, чем в подстилающих горизонтах.

Оценка степени загрязнения вод тяжелыми металлами в условиях отсутствия специфического источника загрязнения представляет определенную трудность, поскольку концентрации элементов значительно варьируют во времени и по площади и редко превышают ПДК (рис. 1), и только анализ данных режимного опробования позволил определить наличие аномалий, их природу, устойчивость и интенсивность. Для оценки загрязнения на урбанизированных площадях можно воспользоваться суммарным показателем загрязнения Z_c (Методические рекомендации, 1982). Характер изменения картины распределения показателя за 7-летний период наблюдений на территории Петрозаводска – города со смешанной промышленно-селитебной застройкой, показал следующее. Так

как источники промышленного загрязнения не дают выбросов значительной интенсивности и разобщены в пространстве, в водах города не образуется единый комплексный зональный ореол, а формируются полиэлементные аномальные участки без закономерной смены ассоциаций. По этим участкам определить конкретные источники загрязнения микроэлементами трудно, так как не наблюдается специфичность комплексов, и существенную роль в формировании аномалий играют природные факторы. Однако выявляются общие контуры очагов загрязнения подземных вод, приуроченные к неблагоустроенным районам города, и отчетливая пространственная корреляция с аномалиями нитратов, что свидетельствует о преимущественно хозяйственно-бытовом источнике поступления поллютантов. Интенсивность загрязнения в отдельные периоды по оценочной шкале достигает опасной и чрезвычайно опасной степени, а площадь загрязненных зон значительно изменяется во времени.

Таблица 2

Максимальные концентрации микроэлементов в водах четвертичных отложений на территории г. Петрозаводска

Элемент	Водоносный горизонт		Элемент	Водоносный горизонт	
	Грунтовый	Межморенный		Грунтовый	Межморенный
Li	13	3,6	Rb	17	8,2
Be	0,16	0,04	Mo	8,1	1,9
B	88	93	Ag	0,36	0,07
Al	310	160	Cd	1,3	0,36
Ti	36	13	Sn	0,34	0,11
Cr	7,3	5,8	Sb	2,5	1,0
V	7,5	2,8	Te	0,51	0,04
Ni	13	12	I	97	23
Co	3,5	6,6	Ba	360	210
Cu	56	9	ΣTR	8,9	1,9
Zn	1800	160	Ta	0,15	<0,02
Ga	0,3	0,1	W	1,4	1,9
Ge	0,06	0,09	Re	0,066	<0,02
As	1,9	2,4	Hg	1,0	<0,05
Se	7,1	2,7	Tl	5,3	0,02
Br	33	15	Pb	38	1,3
Sr	380	284	Bi	0,11	<0,02

Таким образом, на территории региона преимущественно распространены подземные воды неизменного состояния. Природная некондиционность подземных вод определяется либо низким содержанием растворенных солей (особенно солей жесткости), низкими концентрациями

большинства микроэлементов (в первую очередь йода, фтора), либо высокими концентрациями железа, марганца, радона. Техногенные аномалии локально распространены и связаны в основном с хозяйственно-бытовым загрязнением.

Литература

Беляев А.М., Иванюкович Г.А., Куриленко В.В., Хайкович И.М. Радиоэкогеология: Учеб. пособие. СПб: Изд-во С-Петерб.ун-та, 2003. 324с.

Водные ресурсы Республики Карелия и пути их использования для питьевого водоснабжения. Опыт карельско-финляндского сотрудничества / Ред. Н.Филатов и др. Петрозаводск: КарНЦРАН, 2006. 263 с.

Государственный доклад о состоянии окружающей среды Республики Карелия в 2004 году. Петрозаводск, 2005. 335с.

Голубев А.И., Ахмедов А.М., Галдобина Л.П. Геохимия черносланцевых комплексов нижнего протерозоя Карело-Кольского региона. Л.: Наука, 1984. 193с.

Коротков А.И., Грейсер Е.Л., Саванин В.С. и др. Соленые воды и рассолы Балтийского щита // ДАН. 1978. Т. 238. № 4. С. 951–954.

Крайнов С.Р., Закутин В.П. Загрязнение подземных вод в сельскохозяйственных регионах // Гидрогеол., инж. геология: Обзор/АО «Геоинформмарк». М., 1993. 86с.

Крайнов С.Р., Рыженко Б.Н. Происхождение хлоридных подземных вод и рассолов в кристаллических щитах (Анализ проблемы методами термодинамического моделирования геохимических процессов) // ДАН. 1999. Т.365. № 2. С.245–249.

Крайнов С.Р., Соломин Г.А., Закутин В.П. Окислительно-восстановительные условия трансформаций соединений азота в подземных водах (в связи с решением геохимико-экологических проблем). Геохимия. 1991. № 6. С.822–831.

Крайнов С.Р., Швец В.М. Геохимия подземных вод хозяйственно-питьевого назначения. М.: Недра, 1987. 237 с.

Куликов Г.В., Жевлаков А.В., Бондаренко С.С. Минеральные лечебные воды СССР. М.: Недра, 1991. 399с.

Металлогения Карелии / Под ред. С.И. Рыбакова, А.И. Голубева. Петрозаводск, 1999. 340с.

Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территорий городов химическими элементами / Сост. Б.А.Ревич, Ю.А.Саэт и др. М.: ИМГРЭ, 1982. 112с.

Новиков Ю.В., Нозаров Ю.А., Плитман С.И. Роль жестких вод в предупреждении сердечно-сосудистых заболеваний // Гигиена и санитария. 1980, № 9. С.69–70.

Перельман А.И. Геохимия. М.: Высшая школа. 1979. 423с.

Плитман С.И. Оценка гигиенической эффективности водоохраных мероприятий // Методические рекомендации. М., 1989. 18с.

Ресурсы и геохимия подземных вод Карелии / А.В. Иешина, И.К. Поленов и др. Петрозаводск, 1987. 151с.

Рыженко Б.Н., Крайнов С.Р. Модель «порода – вода» как основа прогноза химического состава природных вод земной коры. Геохимия, 2003. № 9. С.1002–1024.

Савицкий А.В., Титов В.К., Мельников В.К. Уран, торий, калий в горных породах Карелии и вопросы радиоэкологии // Геология и охрана недр Карелии. Петрозаводск. 1992. С.99–113.

Смыслов А.А., Титов В.К. Роль регионального метаморфизма в формировании радиогеологической зональности земной коры // Изв. АН СССР. Сер. геол. 1967. № 11.

Трофимов В.Т., Зилинг Д.Г. Экологическая геология. М.: Геоинформмарк, 2002. 415с.

Шварцев Л.С. Гидрогеохимия зоны гипергенеза. М., 1978. 287с.

Экологически чистые подземные питьевые воды (минеральные природные столовые) // Рекомендации по обоснованию перспективных участков для добычи с целью промышленного розлива. М. АОЗТ «ГИДЭК», 1998. 31с.

Guidelines for drinking-water quality. Second ed. V.1: Geneva. WHO, 1993.

Lampen P. Saline groundwater in crystalline bedrock – A literature survey. Helsinki, 1992. 91p.

Punsar S., Karvonen M.J. Drinking water quality and sudden death: observations from West and East Finland //Cardiology. 1979. № 64(1). P.24–34.

Sakamoto N., Shimizu M., Wakabayashi I., Sakamoto K. Relationship between mortality rate of stomach cancer and cerebrovascular disease and concentrations of magnesium and calcium in well water in Hyogo prefecture // Magnes Res. 1997. Sep. № 10(3). P.215–223.

The Geochemical Atlas of Finland. Part I. The hydrogeochemical mapping of Finnish groundwater / P. Lahermo, M. Ilmasti, R. Juntunen, M. Taka. Espoo, 1990. 66p.

Yang C.Y., Chiu J.F., Chiu N.F. et al. Relationship between water hardness and coronary mortality in Taiwan // J.Toxicol Environ. Health. 1996. Sep. № 49(1). P.1–9.

Zelma B. Geography of the incidence of stomach cancer in relation to hardness of drinking water and water supply // Wiad Lek. 1980. Jul.1. № 33(13). P.1027–31.

ИССЛЕДОВАНИЕ ТРАНСФОРМАЦИИ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ КЕНОЗЕРСКОГО НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА (АРХАНГЕЛЬСКАЯ ОБЛАСТЬ) ПОД ВЛИЯНИЕМ СЕЛЬСКОГО И ЛЕСНОГО ХОЗЯЙСТВА

***Н.М. Калинин, Т.М. Тимакова, П.А. Лозовик, А.В. Рыжаков,
Т.П. Куликова, А.В. Рябинкин, Т.А. Чекрыжева***

Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, г. Петрозаводск

Кенозеро и Лекшмозеро относятся к наиболее крупным водоемам Кенозерского национального парка, расположенного на северо-западе Архангельской области. За последние 30 лет экосистемы озер претерпели заметные изменения, которые в конечном счете затронули рыбный промысел. Основной причиной этих изменений является антропогенный фактор – активная сельскохозяйственная деятельность по берегам озер и вырубка леса. Поступление с водо-

сбора биогенных веществ (с полей и отвалов животноводства), а также гумусовых веществ с территории, подверженной вырубке леса, привело к значительной перестройке химического режима, а следовательно, и биологических сообществ водоемов. Изменения в состоянии экосистем главнейших озер Кенозерского национального парка нарушили рыбный промысел, обусловив необходимость выявления причин и факторов трансформации этих водоемов. Институт водных проблем Севера ведет наблюдения на водоемах Кенозерского национального парка с 1996 г.

Исследование причин массовой гибели рыбы в Лекшмозере

Лекшмозеро относится к частному водосбору оз. Лача (бассейн р. Онеги) и располагается в южной части Кенозерского национального парка. Форма водоема овальная, максимальная глубина составляет 28 м, средняя – 7,9 м, площадь зеркала – 54,4 км², объем воды – 0,429 км³. Вода имеет повышенную минерализацию (79 мг/л) и принадлежит к гидрокарбонатно-кальциевому классу. Проточность Лекшмозера, относящегося к водоемам среднего размера, чрезвычайно низка – коэффициент условного водообмена 6,6 года. Озеро заселено промысловыми видами рыб, наиболее ценной из которых является ряпушка.

На северном берегу озера располагаются крупные животноводческие фермы, сточные воды которых выступают важнейшим фактором его загрязнения. Низкая проточность и морфометрические особенности водоема (плавное понижение глубин к центральной части) обуславливают накопление практически всех биогенных веществ, поступающих с водосбора. Эта особенность способствует его быстрому эвтрофированию. С 1977 по 1991 г. озеро из олиготрофного состояния перешло в мезотрофное (Балушкина и др., 1997).

Исследования ИВПС на водоеме были связаны с поиском причин массовой гибели рыбы, которая наблюдалась летом 1996 г. Масштабы гибели рыбы оказались значительными: всего было захоронено около 35 т погибшей ряпушки. Первое освидетельствование погибшей рыбы, проведенное Архангельской ветлабораторией, показало отсутствие токсических веществ в тканях рыб, что позволило предположить возможную внутриводоемную причину ее гибели.

Спустя два месяца после гибели рыбы (в октябре 1996 г.) состояние озера по многим химическим показателям, количеству и составу планктонных и бентосных сообществ характеризовалось как эвтрофное. Среднее для воды содержание общего фосфора достигало 31,5 мкг/л, хлорофилла «а» – 9 мкг/л, железа общего – 0,114 мг/л, марганца – 0,037 мг/л. В этот период были зарегистрированы высокие количественные показатели развития зоопланктона (46,5 тыс. экз./м³ и 1,7 г/м³) и макрозообентоса (3,5 тыс. экз./м² и 18,1 г/м² соответственно). Однако позднее, в апреле и, особенно в августе 1997 г., эти показатели не

были столь высоки. Они снизились до уровня олиго-мезотрофных экосистем, хотя летние периоды 1996, 1997 гг. были схожи по гидрометеорологическим условиям (табл. 1). Это позволило сделать предположение о залповом поступлении в озеро эвтрофирующих веществ в 1996г.

Таблица 1

Основные химические показатели воды оз. Лекшмозера в 1996–1997 гг.

Показатель	Период наблюдений		
	1996 (октябрь)	1997 (апрель)	1997 (август)
Фосфор общий, мкг/л	31,5	11	10
Фосфор минеральный, мкг/л	4	5	1,4
Железо общее, мг/л	0,114	0,03	0,023
Марганец, мг/л	0,037	0,01	0,014
Хлорофилл «а», мкг/л	9	–	1

Для выяснения причин негативных изменений в экосистеме были исследованы притоки озера. Оказалось, что вода трех ручьев, дренирующих территорию ферм, характеризуется высоким по сравнению с озерными водами содержанием биогенных элементов. Количество минерального фосфора составляло 33–60, общего – 60–80 мкг/л, калия – 4,19–18,5 мг/л, аммонийного азота – 0,029–0,134 мг/л, нитратного азота – 0,32–0,41 мг/л. Перманганатная окисляемость находилась в пределах 4,5–15,9 мгО/л. Кроме того, вода этих ручьев сильно обсеменена бактериями. Их общая численность составляла 5,9 млн кл/мл, сапрофитных бактерий – более 14,5 тыс. кол./мл. Интенсивность бактериальной фиксации CO₂ достигала 1,05, а фиксации CO₂ в процессах литотрофной нитрификации – 0,61 мкгС/л·сут). Несмотря на небольшой расход воды этих ручьев, они способны оказывать заметное влияние на экосистему озера.

Анализ иловых отложений озера показал высокое количество в них железа, марганца и лабильного фосфора на воздушно-сухую навеску (табл. 2).

Таблица 2

Химический состав донных отложений Лекшмозера (% на воздушно-сухую навеску)

№ станции	Глубина, м	Горизонт, см	Потери при прокаливании	N _{общ.}	P _{лаб.}	Fe _{общ.}	Mn
1	15,2	0–5	32,8	0,12	0,978	5,53	0,21
		5–15	–	–	0,199	1,50	0,04
2	22,4	0–5	34,5	0,13	0,705	4,45	0,25
		5–15	–	–	0,485	2,74	0,13
3	7,2	0–5	–	–	0,066	0,620	0,03
		5–15	–	–	0,033	2,05	0,08

Особенно обогащен фосфором поверхностный (0–5 см) слой иловых отложений. Наибольшие его концентрации выявлялись на участках озера, приближенных к побережью с расположенными здесь животноводческими комплексами. При таком высоком содержании фосфора в илах можно ожидать интенсивной его отдачи в воду. Схожие процессы были описаны для водоемов Латгальской возвышенности (Трансформация органического и биогенных веществ... 1989). Именно иловые отложения в Лекшмозере, по-видимому, являются главными регуляторами биогенных элементов в воде. Летние (июнь-июль) исследования 1997 г. показали, что длительный период безветренной жаркой погоды привел к расслоению воды по температуре, химическим показателям и интенсивности протекания бактериальных процессов (табл. 3).

Таблица 3

Стратификация воды Лекшмозера по температуре и некоторым химическим показателям на центральной глубоководной станции (август, 1997 г.)

Показатель	Глубина, м				
	1	7	14	22	26
Температура, °С	19,7	15,9	9	7,3	7,3
Кислород, мг/л	9,04	8,74	5,84	4,17	3,62
Кислород, %	99	88	50	35	30
Фосфор общий, мкг/л	9	8	13	21	22
Аммонийный азот, мгN/л	0,007	0,006	0,007	0,053	0,121
Марганец, мг/л	0	0	0	0,11	0,72

Верхний 12-метровый слой был прогрет по вертикали от 20°С (0,5 м) до 10°С (12 м). На глубине 7 и 12–14 м сформировался температурный скачок. Эти предпосылки способствовали интенсивному развитию бактериопланктона, численность которого в водной массе изменялась в пределах от 1,9 до 5,9 млн кл/мл. Бактериальная продукция и деструкция органического вещества имели четкую тенденцию увеличения в гипolimнионе. Надиловый слой воды (5 см) характеризовался очень высокой бактериальной активностью. Он был обогащен сапрофитной микрофлорой (до 10 тысяч и выше кол./мл), плотность бактериопланктона достигала 8 млн.кл/мл. За счет интенсивно протекающих процессов минерализации органического вещества и биогенных элементов глубинные слои воды быстро теряли кислород. В августе 1997 г. бескислородным оказался 4-метровый придонный слой, а через неделю он увеличился до 7 м. В мало-водные годы такая ситуация может обостряться, а толщина бескислородных зон увеличиваться.

В 1997 г. фитопланктон имел показатели, характерные для мезотрофных водоемов. По биомассе в планктоне доминировали мелкие формы

хлорококковых водорослей (около 50% от общей биомассы), по численности – диатомовые. Массовой формой из диатомей были виды р. *Cyclotella*, составившие 25–50% от численности всего планктона. На отдельных участках имели место локальные вспышки синезеленой колонизальной водоросли *Gloeoetrichia echinulata*. Интенсивного развития цианобактерий, достигающего уровня «цветения» воды, в августе 1997 г. выявлено не было, хотя в июле в прибрежной зоне озера отмечалось массовое скопление отмирающих водорослей.

Состояние зоопланктонных сообществ (индексы сапробности 1,67–1,83) указывало на б-мезосапробный характер вод озера, что позволило классифицировать их как умеренно загрязненные. Зооценозы были представлены обычными для водоемов умеренных широт эвритопными видами. Их численность и биомасса достигали 12,9–15,1 тыс. экз./м³ и 0,58–0,64 г/м³ соответственно.

Наиболее показательными в отношении процессов эвтрофирования оказались организмы зообентоса, которые отличались высокими численностью и биомассой (2,2–4,8 тыс. экз./м² и 11,7–24,6 г/м²), соответствующими по классификации С.П. Китаева (1984) водоемам переходного типа – от мезотрофного к эвтрофному. В составе сообществ отмечались *Oligochaeta*, моллюски *Bivalvia*, *Chironomidae*. По численности в глубинных (свыше 20 м) участках преобладали *Oligochaeta*, в более мелководных (до 15 м) – *Chironomidae*, однако основу биомассы повсеместно образовывали крупные личинки мотыля. С 1968 по 1997 г. в бентоценозах отмечались заметные изменения в структурных показателях. Ведущая роль личинок хирономид в озере (Балушкина и др., 1997), перешла к олигохетам, которые стали составлять около 60% от численности и 5–10% по биомассе (табл. 4). Увеличение доли малощетинковых червей свидетельствует о процессах эвтрофирования Лекшмозера на протяжении последних 30 лет.

Таблица 4

Численность и биомасса бентоса Лекшмозера в 1968–1997 гг.

Год	Месяц	Численность, экз./ м ²		Биомасса, г/м ²	
		всего	в том числе <i>Oligochaeta</i>	всего	в том числе <i>Oligochaeta</i>
1968*	Сентябрь	934	72 (7,7)*	4,7	0,1 (1,3)
1991**	Август	2929	–	2,32	–
1996	Октябрь	3500	2022 (57,7)	18,1	0,8 (4,8)
1997	Август	1933	1188 (61,5)	5,9	0,6 (10,5)

* – цит. по: Новосельцев, 1974. ** – цит. по: Балушкина и др., 1997.

Таким образом, по большинству показателей экосистему Лекшмозера в исследуемый период можно отнести к высокопродуктивным и высоко-

трофным водоемам. Наиболее вероятной причиной гибели рыбы в 1996 г. могли стать внутриводоемные процессы. К настоящему времени в илах накопилось такое количество органического вещества и фосфора, что при малейших сдвигах в гидрологическом, температурном, гидрохимическом режимах они способны отдавать фосфор в толщу воды. Избыточное поступление биогенных веществ от животноводческих ферм и интенсивный прогрев воды летом 1996 г. привели к массовому развитию водорослей, которые, отмирая, опускались на дно. Разложение водорослей вызвало дефицит или полное отсутствие кислорода в глубоководных районах. Как указывалось выше, в период летних исследований бескислородная зона в гипolimнионе может достигать 7 м. Значительный прогрев поверхностных слоев воды мог обусловить уход ряпушки в более холодные глубинные слои, где она могла погибнуть от асфиксии. Однако в 1996 г. в Лекшмозере погибла не вся ряпушка. В уловах, собранных после экологической катастрофы, были обнаружены одно-, двух- и трехлетние особи. В настоящее время популяция ряпушки в Лекшмозере полностью восстановилась.

Исследование причин снижения рыбопродуктивности Кенозера

Кенозеро (бассейн р. Онеги) находится в системе Кенозерских озер и является важнейшим природным объектом Кенозерского национального парка. Водоем характеризуется сильной изрезанностью береговой линии, максимальная глубина достигает 68 м, средняя – 20,3 м, площадь водного зеркала – 66,3 км², объем воды – 1,343 км³, коэффициент условного водообмена – 1,1 года. Вода относится к гидрокарбонатно-кальциевому классу с минерализацией 37–67 мг/л. На водосборе Кенозера идет интенсивная заготовка леса. На протяжении почти 70 лет в северной части озера проводился лесосплав.

Кенозеро исстари известно как малопродуктивный водоем с низкой кормовой базой (Гордеева, Новосельцев, 1983), тем не менее промысел рыбы здесь широко распространен среди местного населения. Рыба является важнейшим ресурсом существования жителей побережья. Рыбное население озера представлено такими видами, как ряпушка, сиг, пелядь, нельма, корюшка, щука, лещ, укляя, густера, елец, подкаменщик, хариус, семга, плотва, налим, трехиглая колюшка, ерш, окунь, голян, судак. В последние десятилетия уловы рыбы на водоеме, по данным дирекции Кенозерского парка, значительно снизились. Необходимо было выяснить возможные причины снижения рыбопродуктивности водоема, для чего была предпринята оценка состояния экосистемы водоема по гидрохимическим и гидробиологическим показателям.

Наблюдения на водоеме в 1999 г. показали, что вода озера слабо насыщена биогенными элементами. Концентрация общего азота не превышает

0,50 мг/л и примерно соответствует его содержанию в других водоемах региона. На минеральные формы азота приходится не более 12% от $N_{\text{общ}}$, что характерно для поверхностных вод Северо-Запада России. Количество общего фосфора варьирует в пределах 0,014–0,02 мг/л. В отличие от других водоемов данного региона вода, Кенозеро содержит большое количество органических веществ аллохтонного происхождения, главным образом гумусовой природы. Об этом свидетельствует величина цветности (150 град. в верхнем слое), что соответствует мезополигумозному типу вод. Перманганатная окисляемость достигает 30 мгО/л, содержание железа – 0,49 мг/л. Источником поступления гуминовых веществ и железа является основной приток Кенозера – р. Поча, цветность воды которой 150°, а содержание в ней железа – 0,97 мг/л.

На протяжении последних 40 лет цветность воды в озере постоянно увеличивалась (табл. 5). Наиболее вероятной причиной этого стала вырубка лесов на водосборе, что привело к вымыванию из почвы гуминовых веществ и выносу их в озерно-речную систему. В воде обнаружены также большие концентрации фенолов. Их содержание (9,7–3,4 мкг/л) превышает ПДК в 5–10 раз. В сочетании с высокой цветностью воды появление повышенного количества фенолов обусловлено прежде всего присутствием гумусовых веществ, являющихся природными полифенолами. Последствия лесосплава заметного влияния на их образование вряд ли оказывают. Важной характеристикой гидрохимического режима озера является расслоение водных масс по кислороду, марганцу, цветности, содержанию органического вещества.

Таблица 5

Изменение цветности воды (град.) оз.Кенозеро на станции у д. Ряпусово в 1962–1999 гг.

Горизонт	Годы													
	1962		1963		1964		1968		1982		1983		1999	
	зима	лето												
Поверх-ностный	24	24	66	80	78	91	122	129	156	150				
Придонный	66	70	–	–	84	91	106	130	125	90				

Примечания: зимние месяцы – апрель и март, летние – июль и август: 1962–1983 гг. – данные Гидрометеорологической службы (пост наблюдений у д. Ряпусово); 1968 г. – данные Карельского отделения ГосНИОРХ (Рыбохозяйственное исследование..., 1969); 1999 г. – собственные наблюдения.

Донные отложения отражают все происходящие в водоеме изменения. Повышенный водообмен Кенозера и сильное влияние трансформированных вод р. Поча заметно сказывается на химическом составе иловых отложений, особенно в северном районе озера, где проходит основной по-

ток приточных вод. Здесь в илах определено наибольшее количество органического вещества (содержание углерода – 7,8–9,8%) и железа (8,8–10,7%). Концентрация углерода (5,4–9,6%) и железа (7,4–8,4%) в илах центральной части водоема заметно ниже. Общий азот в поверхностном слое илов не превышает 0,58%, а величина атомных соотношений C/N (13,6–23,2) указывает на аллохтонное происхождение органического вещества в илах. Доля аммонийного азота от общего весьма высока (8–17%). Это говорит о возможности поступления азотистых веществ в донные отложения от сельскохозяйственных объектов. Характерно, что илы озера обогащены железом и фосфором, количество которых в 5–7 раз превышает кларковые значения. Соотношение C/P, достигающее пределов 63–101 (среднее 76), также свидетельствует о высоком содержании фосфора в илах. Его основная часть (около 80%) находится в лабильной форме. Характерной особенностью иловых отложений является высокая концентрация марганца (0,34–2,42%), что превышает кларковые значения в 5–36 раз.

Таким образом, химический состав воды и донных отложений Кенозера отражает влияние на водоем главного фактора – вод р. Почы, обогащенных гумусом и железом. Наличие значительных количеств аммиака в илах предполагает воздействие на экосистему сельскохозяйственных объектов.

Химический состав воды озера, прежде всего повышенное содержание органического вещества и высокая цветность, сказывается на количественном развитии биологических сообществ и их структурном составе. Значительная концентрация в воде органического вещества обуславливает интенсивное развитие микрофлоры (общая численность бактерий – от 1 до 3,8 млн/мл). Однако гетеротрофная составляющая биоценозов невелика. Количество сапрофитных бактерий составляет 4–736 КОЕ в мл вследствие очень небольшого содержания в воде лабильной фракции органического вещества (величина БПК₅ варьирует в пределах 0,2–1,72 мгО₂/л). Несмотря на длительный период лесосплава, целлюлозоразрушающие бактерии очень слабо развиты как в воде, так и в донных отложениях. Важным проявлением функционирования бактерий в озере являются процессы литотрофного окисления восстановленных форм азота. Их интенсивность достигает 0,01–0,7 мкг N/л в сутки. Потребление бактериальным сообществом кислорода на окисление органического вещества в воде под м² в среднем составляет 0,3 гО₂ в сутки. С такой же интенсивностью идет поглощение кислорода илами, что в период зимней стагнации может привести к его заметному дефициту, особенно у дна. Бактериальное звено играет заметную роль в пополнении водоема

взвешенным органическим веществом, особенно в подледный период, когда фотосинтез практически не протекает. Несмотря на небольшие величины продукции (7–80 мг С/м² /сут), бактериопланктон является частью рациона зоопланктона. По состоянию бактериального звена водоем больше соответствует дистрофному типу (особый вид олиготрофии).

Фитопланктон характеризуется высоким количественным развитием и разнообразием. Численность зимой достигает 165–277 тыс. кл./л, биомасса 0,11–0,46 г/м³, а летом – 2,8 г/м³. Сообщества включают 53 вида и разновидностей водорослей зимой и 85 – летом. Они относятся к синезеленым, золотистым, криптофитовым, динофитовым, диатомовым и зеленым. Преобладают диатомовые при существенной доле пиропитовых водорослей. Для фитоценозов характерно интенсивное развитие криптофитовых водорослей – индикаторов повышенного содержания органических веществ в воде.

Зоопланктон представлен обычными для озер северо-запада видами. В зимний период численность и биомасса отличаются низкими величинами, в среднем 2 тыс. экз./м³ и 0,011г/м³, всего насчитывается 17 видов. Летом планктонная фауна увеличивается до 35 таксонов (*Calanoida* – 4, *Cyclopoida* –5, *Cladocera* – 15, *Rotatoria* – 11). Ведущую роль в ней играют ракообразные (свыше 70% общей численности и биомассы). На акватории водоема структурный состав зоопланктона практически одинаков. Везде по численности преобладают циклопиды. Заметная доля в формировании биомассы принадлежит коловраткам (табл. 6)

Таблица 6

Средние показатели численности и биомассы зоопланктона Кенозера

Группа организмов	Численность, тыс.экз./ м ³		Биомасса, г/м ³	
	зима	лето	зима	лето
<i>Calanoida</i>	1,3	4,0	0,0045	0,11
<i>Cyclopoida</i>	0,52	12,3	0,0046	0,13
<i>Cladocera</i>	0,01	4,3	0,002	0,13
<i>Rotatoria</i>	0,23	2,9	0,0001	0,14
Всего	2,06	23,5	0,0112	0,51

Характерно сосредоточение зоопланктона в поверхностном слое воды. Летом средняя для водоема численность составляет 23,5 тыс. экз./м³ (6,6–50,4), биомасса – 0,51 г/м³ (0,23–1,20). Рачковый характер зоопланктонного сообщества обуславливает определенные запасы корма для планктоноядных рыб, не выходящие за пределы олиготрофных водоемов.

Донные сообщества не отличаются большим разнообразием – 7 систематических групп. Индекс видового разнообразия Шеннона меняется в пределах от 1,38 до 2,62. Численность организмов на акватории варьирует от 233 до 1867 экз/м², биомасса – от 0,26 до 3,59 г/м². Наименьшие величины количественных показателей отмечены на слабо заиленных рудонных песках, наибольшие – на серо-зеленых илах.

Как по численности, так и по биомассе доминируют личинки хирономид – около 50% и двустворчатые моллюски семейства *Sphaeriidae* – около 25% (табл. 7). На глубинах от 4,5 до 9 м в сообществах преобладают виды родов *Tanytarsus* и *Procladius*.

За последние 30 лет в донных сообществах Кенозера заметно снизилась численность реликтовых ракообразных вплоть до полного их исчезновения на отдельных глубоководных участках. Так, по данным 1999 г., реликтовая фауна представлена только *Monoporeia affinis* и в очень небольшом количестве, тогда как в 1969 г. этот вид составлял основную массу зообентоса профундали (Новосельцев, 1974). Совершенно неожиданно в 1999 г. в озере обнаружен узкопалый рак *Astacus leptodactylus* Eschh., который ранее здесь не встречался.

Таблица 7

Средние количественные показатели макрозообентоса Кенозера (март 1999 г.)

Группы	N	EN	N%	B	EB	B%
<i>Nematoda</i>	4	9,52	2,87	0,019	0,001	0,12
<i>Oligochaeta</i>	81	21,65	9,77	0,064	0,022	5,43
<i>Pontoporeia</i>	29	28,57	3,45	0,090	0,089	5,46
<i>Bivalvia</i>	205	57,01	24,71	0,396	0,146	24,15
<i>Chaoborus</i>	76	44,07	9,20	0,303	0,172	18,49
<i>Chironomidae</i>	414	123,41	50,00	0,786	0,279	47,90
Всего	829	202,29	100,00	1,641	0,474	100,00

Примечания: N – средняя численность (экз./м²); EN – ошибка численности; N% – доля от общей численности (%); B – средняя биомасса (г/м²); EB – ошибка биомассы; B% – доля от общей биомассы.

Таким образом, по состоянию планктонных и бентосных сообществ, согласно классификации С.П. Китаева (1984), Кенозеро можно охарактеризовать как олиготрофное. Лишь по отдельным показателям оно имеет признаки мезотрофии. Учитывая высокую цветность воды, наличие большого количества гумусового вещества, можно полагать, что водоем имеет признаки дистрофии. Существенных нарушений в структурных показателях планктонных сообществ выявлено не было, в то время как бентос претерпел заметные изменения, которые отразились в обеднении состава

ценозов. По степени развития донная фауна определяет низкую кормовую базу для бентосоядных рыб.

В целом, гидрохимические и гидробиологические исследования показали, что проблема снижения рыбопродуктивности оз. Кенозеро связана с процессами, происходящими как на водосборе, так и в самом водоеме. Режим всей системы Кенозерских озер определяет р. Поча, имеющая высокую цветность воды, большое содержание железа и гумусового органического вещества. Основной причиной снижения биопродуктивности озера, на наш взгляд, является возрастающее обогащение воды гумусом и, как следствие, повышение цветности воды. Сельскохозяйственная деятельность в прибрежной зоне озера, особенно в последние годы, оказывает на водоем значительно меньшее воздействие, чем приточные воды. Снижение рыбных уловов, по-видимому, связано с трансформацией озера в дистрофный водоем и с уменьшением кормовой базы рыб. Высокая цветность снижает проникновение света в воду, что закономерно сопровождается уменьшением толщины эвфотного слоя и автогенного синтеза органического вещества, являющегося основой биопродуктивности водоемов. Связанные с гумификацией процессы осаждения в донные отложения фосфора и железа, гумусных соединений сопровождаются ухудшением условий существования донных организмов. Сходные результаты были получены для других водоемов. Так, показано, что при увеличении поступления гумифицированных вод происходит резкое снижение численности реликтовых ракообразных (Сущенко и др., 1986).

Таким образом, исследования позволили выявить основные тенденции в трансформации водных экосистем Кенозерского национального парка, а также механизмы и факторы, вызвавшие эти изменения.

1. Эвтрофирование Лекшмозера обусловлено интенсивной сельскохозяйственной деятельностью на его водосборе. Аккумулятивный тип водоема обусловил многолетнее накопление эвтрофирующих элементов в иловых отложениях. Формированию заморных условий и гибели рыбы способствовали повышенная температура воды летом 1996 г. и залповый смыв биогенных элементов с водосбора в результате гидрометеорологических условий в весенний период.

2. Причиной, возможно, еще большего обеднения кормовой базы и снижения рыбопродуктивности Кенозера послужила его гумификация в последние десятилетия, вызванная поступлением с водами р. Поча большого количества органики из-за вырубок леса на водосборе озера.

Институтом водных проблем Севера разработаны и предложены меры по улучшению экологической ситуации на водоемах Кенозерского национального парка.

Литература

Балушкина Е.В., Голубков С.М., Иванова М.Б., Никулина В.Н., Умнов А.А., Умнова Л.П. Опыт прогнозирования последствий эвтрофирования Лекшмозера на основе закономерностей функционирования экосистем // Реакция озерных экосистем на изменение биотических и абиотических условий. Тр. Зоологического института РАН. Т. 272. СПб., 1997. С.228–265.

Гордеева Л.И., Новосельцев Г.Е. Гидробиологическая характеристика Кенозерской группы озер // Современное состояние и качество вод реки Онеги и водоемов ее бассейна. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, 1983. С.103–131.

Китаев С.П. Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. М.: Наука, 1984. 207 с.

Новосельцев Г.Е. Макрозообентос озер западной части Архангельской области и его использование рыбами. Автореф. дис... канд. биол. наук. Л.: ГосНИОРХ, 1974. 21 с.

Рыбохозяйственное исследование озер Архангельской области. Отчет о НИР. Карельское отделение ГосНИОРХ. Петрозаводск, 1969. 231с.

Сущеня Л.М., Семенченко В.П., Вежновец В.В. Биология и продукция ледниковых реликтовых ракообразных. Минск, 1986. 160с.

Трансформация органического и биогенных веществ при антропогенном эвтрофировании озер. Л.: Наука, 1989. 268 с.

ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ВОДОСБОРЫ ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРА РОССИИ

Ю.В. Карпечко, И.М.Нестеренко, Н.Л. Бондарик

Институт водных проблем Севера Кар НЦ РАН
185003 г. Петрозаводск, пр. А. Невского, д. 50

karp@nwpri.krc.karelia.ru

Хозяйственной деятельностью охвачена значительная часть площади суши нашей планеты и, как утверждает Л. Н. Гумилев (1989), «девственных» земель к настоящему времени не осталось. Интерес к антропогенному фактору, определяющему изменение условий формирования стока, проявляется уже с начала XIX столетия, а наибольшее внимание, связанное с научно-техническим прогрессом, уделяется ему со второй половины XX в. (Коронкевич, 1990). В последние десятилетия этому вопросу посвящается множество работ как в нашей стране, так и за рубежом. Обширные исследования по оценке изменения элементов водного баланса и в первую очередь стока, в России проводились в Государственном гидро-

логическом институте, в Институте географии РАН и других научно-исследовательских организациях, в том числе и в Институте водных проблем Севера (Вуглинский, 1991; Доброумов, Устюжанин, 1980; Карпечко, 2004; Карпечко, Нестеренко, 1996; Коронкевич, 1990; Крестовский, 1986; Куприянов, 1977; Шикломанов, 1989 и др.). Влияние хозяйственной деятельности на водный баланс водосборов зависит от ее видов, темпов развития различных направлений и физико-географических условий, поэтому региональные исследования гидрологической роли хозяйственной деятельности являются важной частью «антропогенного направления» в гидрологии.

Задачи гидрологических исследований антропогенного воздействия на водные системы

Гидрологические исследования хозяйственной деятельности направлены на решение большого круга как теоретических, так и практических задач, среди которых можно выделить следующие:

- 1) оценка изменений различных характеристик речного стока и водных ресурсов территорий;
- 2) исследование процессов формирования и динамики элементов водного баланса и разработка методов их определения на нарушенных хозяйственной деятельностью водосборах в различных природных условиях;
- 3) решение экологических задач;
- 4) разработка мер для более эффективного использования бассейновых запасов влаги;
- 5) исследование влияния различных видов хозяйственной деятельности на климатические характеристики и влагооборот крупных территорий.

Все задачи взаимосвязаны, поэтому в основном они решаются комплексно, и целью большинства работ является оценка изменения различных характеристик речного стока и водных ресурсов исследуемых территорий. Большое внимание, уделяемое стоку, объясняется ростом дефицита высококачественных водных ресурсов в отдельных регионах, необходимостью совершенствования методов расчета его характеристик для строительства водохозяйственных сооружений и решения экологических задач. Во многих работах описаны методы исследований и даны количественные оценки влияния различных видов хозяйственной деятельности на характеристики речного стока. Качественная оценка роли отдельных видов хозяйственной деятельности в преобразовании речного стока у многих исследователей не вызывает разногласий. Из характерных для Европейского Севера России (ЕСР) видов это в первую очередь относится к строительству водохранилищ, дорог и городов. Возможные расхождения в количественных показателях для одинаковых природных условий в

этом случае обуславливаются различием используемых методик и несовершенством некоторых из них. Вместе с тем, при оценке влияния на сток таких видов деятельности человека, как гидротехническая мелиорация, исследователи часто получают разноречивые результаты. До настоящего времени нет полной ясности в оценках гидрологической роли лесохозяйственных и лесопромышленных работ. Не выявлена и роль климатических факторов в изменении стока при тех или иных видах деятельности. В этой связи Н.И. Коронкевич в своих работах (1990, 1995) указывал на необходимость интенсификации воднобалансовых исследований, которые могут привести к количественным, дифференцированным по видам деятельности и по этапам освоения территорий оценкам антропогенного фактора на бассейновый влагооборот.

Исследования гидрологической роли лесохозяйственных и лесопромышленных работ

В таежной зоне одним из основных антропогенных факторов является заготовка древесины и связанные с ней лесохозяйственные работы. Здесь на значительных площадях происходит формирование лесных экосистем под влиянием деятельности человека. Средообразующая роль производных (эксплуатируемых) лесов меняется с возрастом. Большие проблемы в оценке влагооборота в лесу возникают в связи с возможными преобразованиями условий произрастания растительности, вызванными долгопериодными колебаниями климатических характеристик.

Детальные исследования формирования элементов водного баланса, и в частности стока в лесу, выполнены Н.А. Воронковым (1988), О.И. Крестовским (1986), А.А. Молчановым (1960)), Ю.Л. Раунером (1972), В.В. Рахмановым (1984), С.Ф. Федоровым (1977) и др. В этих работах показано многофакторное влияние леса на водный баланс речных бассейнов, что позволяет объективно подойти к оценке его роли в формировании стока. Однако до настоящего времени существуют сложности в определении испарения с залесенных водосборов. Кроме того, в полученных гидрологических оценках еще практически не учитываются типовое и возрастное разнообразие лесов и распределение их различных типов по регионам, что затрудняет практическое применение имеющихся результатов.

При лесопромышленной деятельности в период лесовосстановления происходит плавное преобразование элементов водного баланса в течение всего периода роста эксплуатируемого леса, и на каждом этапе его развития расхождения между значениями элементов влагооборота, полученными для данного леса и исходного, изменяются. В этой связи для оценки изменения величины годового стока в результате рубки нами предложено равенство, основанное на решении уравнения водного баланса:

$$dY_{i\tau} = Y_{sl_{i\tau}} - Y_{fi} = -dE_{i\tau} + dY_{s\tau} = (-E_{sl_{i\tau}} + E_{fi}) + dY_{s\tau}, \quad (1)$$

где $dY_{i\tau}$ и $dE_{i\tau}$ – изменение стока и испарения после рубки i -й лесосеки спустя τ лет, мм;

$Y_{sl_{i\tau}}$ и $E_{sl_{i\tau}}$ – сток и испарение с i -й вырубки возраста τ , мм;

Y_{fi} и E_{fi} – сток и испарение с i -й лесосеки до рубки деревьев, мм;

$dY_{s\tau}$ – дополнительный сток, вызванный изменением водно-физических свойств почвогрунтов, спустя τ лет после рубок.

При таком подходе количество осадков принимается одинаковым (равным климатической норме) как для покрытого древесной растительностью участка, так и для вырубки. Из-за слабой изученности процесса формирования дополнительного стока при незначительном изменении водно-физических свойств минеральных почвогрунтов этот элемент водного баланса в оценочных расчетах пока не учитывается.

Наибольшую сложность при оценке гидрологической роли леса и хозяйственной деятельности в лесу представляет определение испарения. Достаточно подробный перечень применяемых в практике в настоящее время в России и за рубежом методов определения испарения с леса приведен в работах: Водные ресурсы Нечерноземной зоны РСФСР, 1980; Методы изучения и расчета водного баланса, 1981; Рекомендации по расчету испарения с поверхности суши, 1976; Исследование элементов водного баланса в лесной зоне Европейской территории СССР, 1977. Основным недостатком большинства из применяемых методов является то, что в них почти не учитывается многообразие лесов по биометрическим и таксационным характеристикам. К тем, в которых используются биологические параметры древостоя, относятся методы, описанные в работах З.П. Старцевой (2000); Ettala (1988); M.J. Lexer (1995) и др., а также метод Крестовского (Бондарик, Карпечко, 1999; Крестовский, 1986).

Первая группа методов применяется для получения значений испарения за сутки и более короткие интервалы времени, а метод Крестовского – для расчета сезонных и годовых величин испарения. Такое разделение определяет и необходимый объем информационной базы. Удлинение временного шага позволяет обойтись меньшим количеством более доступных материалов, в то время как использование моделей с короткими временными шагами ограничивается в настоящее время возможностями получения необходимой для расчетов информации, что, естественно, сдерживает применение их для решения практических задач.

При использовании биометрических параметров древостоя суммарное испарение с леса чаще всего определяется в соответствии со следующим уравнением:

$$E = E_t + E_i + E_s, \quad (2)$$

где E_t – транспирация древостоя; E_i – испарение задержанных пологом леса атмосферных осадков; E_s – испарение с наземного покрова.

Наиболее весомой частью суммарного испарения в большинстве случаев является транспирация, значение которой за короткие интервалы времени во многих странах определяется по методу Пенмана-Монтейса (Ettala, 1988; Lexter, 1995; Monteith, 1965 и др.). Расчетная формула может быть представлена в виде:

$$E_t = (\Delta Q_{can} + \rho C_p LAI d / r_a) / (L (\Delta + \gamma(1 + r_s / r_a))), \quad (3)$$

где Δ – производная от максимальной упругости водяного пара по температуре;

Q_{can} – поглощаемая кронами деревьев солнечная радиация, кДж/м²;

ρ – плотность воздуха ($\rho = 1,276$ кг/м³);

C_p – удельная теплоемкость воздуха при постоянном давлении ($C_p = 1,005$ кДж/кг);

LAI – листовой индекс, га/га;

d – дефицит упругости водяного пара, кПа;

r_s, r_a – устьичное (диффузионное) сопротивление листы (хвои) и аэродинамическое сопротивление на границе лист – атмосфера, с/м;

L – скрытая теплота парообразования ($L = 2512$ кДж/кг);

γ – психрометрическая постоянная.

При вычислении транспирации древостоем по формуле (3) к наиболее сложно определяемым характеристикам относится величина сопротивления диффузионному потоку водяного пара (или обратная величина – листовая диффузионная проводимость (g_s)) в устьицах листа. В моделях испарения устьичное сопротивление принимают как функцию метеорологических характеристик (Lexter, 1995) или водного потенциала листа (Старцева., 2000), также обусловленного метеорологическими условиями.

Минимальная величина устьичного сопротивления (максимальная проводимость) является обобщенным показателем видовых признаков растений и климатических особенностей данной местности (Старцева., 2000). Эти факторы определяют также абсолютные величины устьичного сопротивления и пределы его изменения в конкретном регионе. Такие выводы подтверждаются большим разбросом устьичных сопротивлений для конкретных видов растений, получаемых различными исследователями. Указанное выше позволяет, по нашему мнению, принимать данный параметр постоянным при расчетах среднесуточной транспирации для конкретных физико-географических условий и растений. Проверка этого предположения показала возможность использования при расчете транспирации по формуле (3) для условий Карелии значений проводимости для сосняка, ельника и березняка, равных 1,2, 0,7, 1,2 мм/с, при этом максимальные величины данного параметра – 1,5, 0,8, 1,5 мм/с соответственно.

Расчет транспирации древостоя за продолжительные периоды (сезон, год) основывается на отмечаемой многими исследователями зависимости этого процесса от массы листвы (листового индекса). Для практического использования при расчетах суммарного испарения с леса за год этот подход был улучшен О.И. Крестовским (1986, 1993) при оценивании влияния рубок и структуры лесного фонда на водность рек. Формула для расчета транспирации древесной растительностью за теплый сезон или год получила следующий вид:

$$E_t = m K_{tr}, \quad (4)$$

где K_{tr} – коэффициент транспирационной активности, равный для сосны, ели и березы 19; 8,5 и 35 мм/т соответственно (Карпечко, Саковец, 1997)..

Возможность использования данного метода в северо- и среднетаежных подзонах с уточненными параметрами была показана нами в работе Н.Л. Бондарик, Ю.В. Карпечко (1999). Для определения массы хвои в статье Ю.В. Карпечко, В.И. Саковца (1997) была предложена формула.

Динамика суммарного испарения имеет достаточно строгое обоснование. В эксплуатируемом лесу сразу же после рубок начинается период, в течение которого происходят восстановление древостоя, его рост и развитие, включающее смену растительного покрова и заканчивающееся восстановлением характерных для данного участка древесных пород и их созреванием. Все это сопровождается изменениями интенсивности прироста биомассы и ее общего запаса, что отражается на влагообороте. При этом интенсивность таких изменений и общий объем биомассы, создаваемый за период роста леса, уменьшаются со снижением плодородия почв. В зависимости от условий роста максимальное для каждого типа леса количество листвы формируется к возрасту древостоя в среднем от 30–40 до 90–100 и более лет.

Ухудшение лесорастительных условий приводит к снижению суммарного испарения и смещению его максимальной за весь период роста леса величины в сторону большего возраста. По нашим расчетам, ухудшение условий роста древостоя на 1 класс бонитета сопровождается уменьшением максимального суммарного испарения с сосняков на 22 мм, ельников на 11 мм и березняков на 14 мм. Для усредненной за 140 лет роста леса эвапотранспирации эти величины составляют соответственно 18, 7 и 11 мм.

В эксплуатируемых лесах возраст древостоя и лесорастительные условия в значительной степени определяют пространственную вариацию суммарного испарения. В большинстве типов леса за период роста древостоя эвапотранспирация изменяется более чем на 20%, а после проведения сплошных рубок она снижается почти на 50%.

Для условий Карелии, характеризующихся сравнительно низкой продуктивностью лесов, понижение стока в сравнении со среднерайонными значениями отмечается при увеличении площади хвойных и лиственных насаждений IV–VIII классов возраста, а наиболее ощутимое влияние оказывает лес VI класса возраста.

Наши исследования показали, что основным фактором, определяющим вариацию классов бонитета однотипных лесов, является температура воздуха. Долговременные повышения или понижения температуры приводят к изменению продуктивности леса (Ю.В. Карпечко, Н.Л. Бондарик, 2003; Yu.V. Karpechko, N.L. Bondarik, 2003). Нами была разработана модель оценки преобразования биометрических характеристик древостоя с изменением среднегодовой температуры воздуха (11, 48). Наиболее ощутимых улучшений бонитета при повышении температуры воздуха можно ожидать в северной подзоне тайги в хвойных высокопродуктивных типах леса. Так, при повышении температуры на 2°C бонитет улучшается более чем на 1 класс. При таких же температурных условиях продуктивность сфагнового леса увеличивается только на 0,6 класса бонитета. На основании этих оценок был сделан прогноз преобразования испарения с леса. Оказалось, что наибольшие изменения испарения при трансформации условий произрастания древостоя отмечаются в низкопродуктивных сфагновых лесах, а менее значимые – в черничных и брусничных. Величина и знак изменения зависят от возраста древостоя, что является отражением влияния лесорастительных условий на интенсивность его развития. Однако во всех типах леса при изменении среднегодовой температуры воздуха на –1 – +2°C изменение испарения в большинстве случаев находится в пределах $\pm 10\%$ (табл. 1).

Таблица 1

Изменение средних (числитель) и максимальных (знаменатель) за период роста древостоя значений испарения с леса (мм) при возможных изменениях температуры воздуха

$\Delta T, ^\circ\text{C}$	Мурманская область			Карелия					
	северная подзона тайги						средняя подзона тайги		
	сосна	ель	береза	сосна	ель	береза	сосна	ель	береза
–1	–16/–18	–8/–11	–10/–12	–12/–14	–6/–8	–9/–11	–10/–12	–6/–7	–8/–9
1	14/16	7/10	9/11	12/14	6/7	8/9	10/12	6/7	8/9
2	26/30	12/16	18/20	23/25	11/14	16/17	21/23	9/12	14/16

Для решения гидрологических задач, связанных с расчетом испарения и стока с различных водосборов, нами был теоретически обоснован метод, основанный на том, что интенсивность и пределы изменений био-

метрических характеристик древостоя в период лесовосстановления в производных лесах являются функцией типа леса. Для использования этого метода была рассчитана динамика испарения для основных типов леса, произрастающих в Мурманской области и в Карелии (Карпечко, 2004). Наши расчеты показали, что величины испарения, полученные Ю.Л. Раунером и представленные им на карте (Водные ресурсы... 1980; Рахманов, 1984), относятся в большинстве случаев только к высокопродуктивным приспевающим и спелым лесам. Предложенный же нами метод позволяет получать суммарное испарение с залесенного водосбора с учетом всего возрастного и типового разнообразия древостоя.

Исследования показали, что при устойчивой интенсивности лесопользования, когда объем вырубаемой древесины соответствует расчетной лесосеке, лесопромышленная деятельность может оказывать влияние только на водный баланс малых водосборов. Изменение водного режима крупных рек происходит при преобразовании возрастной структуры эксплуатируемого леса, обусловленном увеличением или уменьшением объема лесозаготовок. Значительное снижение заготовок леса в Карелии в последние полтора десятка лет, объясняющееся сложившимися экономическими условиями, побудило сделать прогноз возможных изменений стока рек, вызванных данной ситуацией в лесном комплексе. Моделирование разных сценариев лесопользования показало, что для постоянных в течение длительного периода условий эксплуатации лесного фонда колебания стока за весь расчетный срок составляют всего 2–3%. Эти небольшие изменения вызваны более интенсивной эксплуатацией леса в предшествующие годы и ограничениями при выборе расчетной лесосеки (для рубок отводился древостой III–V класса бонитета). При уменьшении объема ежегодно вырубаемой древесины до 66% от расчетной лесосеки (что наблюдается в Карелии в последние годы) произойдет наибольшее снижение стока (до 7%) за счет преобразований возрастной структуры леса (Бондарик, 2001).

Гидрологическая роль гидромелиорации

Характерной особенностью территории ЕСР является большая заболоченность, обусловленная высокой увлажненностью и сравнительно низкой испаряемостью. Следствием неблагоприятного для развития сельского и лесного хозяйств водного режима почв на значительной части этой территории является широкое развитие гидромелиоративных работ. Уже в самом начале выполнения работ по осушению болот встал вопрос об экологических последствиях гидромелиорации.

Изучением воднобалансовых аспектов гидротехнической мелиорации занимались И.М. Нестеренко (1979), С.М. Новиков (1981), С.М. Нови-

ков и Ж.С. Гончарова (1980), Н.И. Пьявченко и др. (1980), К.Т. Хоммик (1966), В.Ф. Шебеко и др. (1980), Ю.В. Карпечко, И.М. Нестеренко (1996), Ю.В. Карпечко, В.И. Саковец (1997) и др. Детальные исследования этих и других авторов свидетельствуют как об отрицательном, так и о положительном влиянии мелиорации на сток. К сожалению, они не дают исчерпывающих объяснений существующего противоречия, которое заключается в том, что наряду с отмечаемым увеличением испарения при освоении болот (Карпечко, Нестеренко, 1996; Нестеренко, 1979; Шебеко, и др., 1980) многие исследователи констатируют рост стока после проведения гидромелиоративных работ (Кудельский и др., 1992; Ревера, 1988; Шебеко и др., 1980). Это противоречие, по нашему мнению, можно объяснить тем, что недостаточно учитывается влияние на преобразование водного баланса при гидротехнической мелиорации таких факторов, как тип болота до осушения, климатические характеристики. Не всегда принимается во внимание направление и интенсивность использования освоенного болота.

Снижение объемов мелиоративного строительства до его практически полного прекращения в России в настоящее время не исключает возможности возобновления этих работ. Такое предположение основывается на низкой в сравнении с другими странами освоенности болот и заболоченных лесов в нашей стране. По мнению Б.С. Маслова (1999), Россия находится в начале пути мелиоративного освоения таких земель (25). Кроме того, осадка и сработка торфа при эксплуатации освоенных болот сопровождается изменением водного баланса, к тому же эти процессы приводят к необходимости проведения ремонтных работ и реконструкций осушительных систем, при которых могут значительно меняться глубина и густота дренажной сети, уровень почвенно-грунтовых вод (УПГВ). Поэтому гидрологические исследования мелиорируемых земель по-прежнему актуальны.

Наиболее обширные исследования гидрологических последствий осушения болот и заболоченных земель на ЕСП проводились на территории Корзинского опытно-мелиоративного стационара (впоследствии – Корзинский научный агро-мелиоративный стационар Института биологии). В комплексных исследованиях принимали участие различные специалисты: мелиораторы, гидрологи, метеорологи, почвоведы, агрохимики, гидрохимики, геоботаники и экономисты. Были организованы наблюдения за режимом всех элементов водного и теплового балансов осушаемых открытой сетью, ложбинами, дренажем (гончарным, полиэтиленовым, дощатым) торфяных и минеральных почв, за трансформацией торфяников и динамикой понижения поверхности осушаемого болота, за выносом питательных веществ с дренажными и поверхностными водами. Проводи-

лись опыты, направленные на установление влияния урожайности многолетних трав на водный баланс осушаемых болот.

Анализ показал, что при проектируемых нормах осушения 100–120 см в преобладающее число лет за весь период наблюдений влагозапасы в торфяных почвах находились в пределах оптимальных значений (60–85% от полевой влажности). Это означает, что влагопотребление растениями с освоенного болота в среднетаежной подзоне практически не лимитируется влагозапасами торфа, и поэтому для определения испарения использовался метод, предложенный В.В. Романовым (1961) для естественных болот.

Параметр формулы В.В. Романова был получен с использованием данных наблюдений на Корзинском стационаре (Карпечко, Нестеренко, 1996). При этом было выявлено, что при использовании болот для выращивания многолетних трав за счет преобразования растительного покрова и его оптических свойств снижается величина поглощенной коротковолновой радиации, что, однако, компенсируется снижением длинноволнового излучения поверхностью земли, поэтому остаточный член радиационного баланса меняется незначительно.

В исследуемом регионе в большинстве случаев испарение за лето превышает количество осадков. Эта разница компенсируется влагозапасами почвогрунтов, а также поступающими к корнеобитаемому слою грунтовыми водами. Для расчета притока грунтовых вод к верхнему слою зоны аэрации за продолжительные периоды (месяц, сезон) предложена эмпирическая формула. Вычисленный по этой формуле приток грунтовых вод в зону аэрации осушаемого торфяника Корзинской низины в целом за вегетационный период при среднем значении УПГВ 109 см (пределы колебаний 83–131 см) в большинстве случаев составляет 30–50 мм (Карпечко, Нестеренко, 1996).

Было показано, что относительная стабилизация водно-физических свойств торфяных почв происходит через 10–15 лет после осушения. Осадка торфа в условиях Севера существенно ниже, чем в более южных регионах. По наблюдениям в южной Карелии ее величина в первые 2–3 года после завершения строительства осушительной сети достигала 50–100 мм/год, после 10–5 лет осушения не превышает 6 мм/год. Продолжающиеся и в настоящее время (более, чем через 40 лет после начала осушения) наблюдения за динамикой объемной массы и плотности твердой фазы торфа, а также за высотным положением поверхности осушаемого болота свидетельствуют о непрекращающейся трансформации торфа. Катализатором преобразующих торф процессов являются реконструкция осушительных систем и углубление дренажной сети.

Основным фактором, определяющим понижение поверхности освоенного и используемого для выращивания многолетних трав болота, явля-

ется усадка торфа в результате понижения УПГВ и сброса излишков воды под влиянием гравитационных сил. При этом плотность торфа возрастает с 80–90 до 250–350 кг/м³ (Нестеренко, 1979; Пьявченко и др., 1980). В данных условиях сработка торфяника за счет разложения органики и выноса его продуктов с урожаем минимальна, что подтверждается расчетами динамики массы торфа.

Некоторая тенденция роста объемной массы и общей массы торфа в период завершения переходного периода, по нашему мнению, объясняется поступлением соединений железа с почвенно-грунтовыми водами в зону аэрации и накоплением здесь болотной руды (лимонита), особенно в зоне капиллярной каймы, при незначительном изменении УПГВ. Предварительные расчеты, выполненные по нашей методике, показывают, что в зависимости от УПГВ и концентрации железа в воде в среднем с почвенно-грунтовыми водами за год поступает от 280 до 1950 мг/м² железа. Такое сравнительно небольшое ежегодное поступление железа позволяет в практических расчетах не учитывать данный процесс в динамике изменения водно-физических характеристик торфа, однако на отдельных участках накопление железа может влиять на влагоемкость и фильтрационные свойства торфа.

Преобразование условий формирования стока после осушения болота связано со следующими факторами: изменение испарения, уплотнение торфа и понижение поверхности болота.

Изменение стока (dY_τ) с замкнутых водосборов в результате гидротехнической мелиорации для условий, когда площади осушаемого болота и зоны влияния равны между собой, можно выразить следующим уравнением:

$$dY_\tau = f_b (dE_\tau + Y_{bp\tau} + Y_{ls\tau}) \quad (5)$$

где f_b – площадь осушаемого болота в долях от площади водосбора;

dE_τ – разница между величинами испарения с болота до и после τ лет мелиорации, мм;

$Y_{bp\tau}$ – величина дополнительного стока непосредственно с осушаемого болота, обусловленная снижением УПГВ, понижением поверхности болота и уплотнением торфяника спустя τ лет после начала осушения, мм;

$Y_{ls\tau}$ – слой сработки грунтовых вод на смежной территории при понижении УПГВ на осушаемом участке спустя τ лет после начала осушения, мм.

В строительный и частично переходный периоды преобладающий вклад в антропогенную составляющую стока вносит трансформация торфяника, определяющая формирование дополнительного стока. Это и определяет значительное его увеличение в первые годы после начала мелиоративных работ (табл. 2). В последующие годы при выращивании

многолетних трав, влагопотребление которых превышает испарение болотной растительности, сток снижается и величина дополнительного стока составляет 20–40% от разности испарений с осушенных торфяников и неосушенных болот. По данным, полученным на Корзинском стационаре (Карпечко и др., 2004), снижение стока после осушения болот составляет 10–15%.

Таблица 2

Среднегодовые величины антропогенной составляющей стока (мм) с занятого многолетними травами освоенного болота за первый год осушения и осредненных по пятилетиям за весь период наблюдений

Период осушения, лет								
1	1–5	6–10	11–15	16–20	21–25	26–30	31–35	36–40
264	111	–35	–35	–30	–35	–35	–30	–30

Увеличение отношения температуры воздуха к осадкам приводит к интенсификации процесса сработки торфяника и росту дополнительного стока с осушаемого болота. Расчеты по формуле Б.С. Маслова (Маслов, Минаев, 1985) показывают, что при возможном увеличении среднегодовой температуры воздуха на 1°C при неизменных осадках интенсивность понижения поверхности осушаемого болота возрастет на 50%, а при потеплении на 2°C – на 90%. Влиянием дополнительного стока, формирующегося за счет более интенсивной, чем в Карелии, сработки торфяника, наряду с другими факторами можно объяснить, по-видимому, и рост стока с водосборов Белоруссии и Украины после мелиорации болот и заболоченных земель при отмечаемом увеличении испарения.

Влияние строительства водохранилищ на водный баланс водосборов

Одним из возможных направлений развития энергетики в Карелии является строительство малых и средних ГЭС (Борисов, Сидоренко, 1999). В этой связи интерес представляет оценка природоформирующей роли уже существующих здесь водохранилищ.

Влияние водохранилищ на преобразование бассейнового влагооборота детально рассмотрено в работах И.А. Шикломанова и Г.М. Веретенниковой (1986), В.С. Вуглинского (1991), В. Гольфа и Н. Хансела (Golf, Hansel, 1978). Разработанные методы и полученные по ним оценки изменения испарения и стока с водосборов в результате сооружения водохранилищ показывают существенную гидрологическую роль этого вида хозяйственной деятельности в некоторых природных условиях. Совершенствование методов расчета испарения с суши и водной поверхности, уточнение гидрографических преобразований на каждом конкретном бассейне позволят получить более точные для каждого региона оценки. При

этом при решении таких стратегически важных вопросов, как выбор путей развития энергетики, необходимо учитывать и изменения климатических характеристик.

Сооружение водохранилищ является одним из существенных факторов преобразования элементов водного баланса в бассейне, что в первую очередь обусловлено изменением соотношения площадей водной поверхности и суши. Степень перераспределения речного стока и преобразования влагооборота бассейна зависит в большей степени от происхождения водохранилища (Вуглинский и др. 1991). Большое количество крупных водохранилищ России относится к речному типу. В Карелии и Мурманской области значительная их часть создана в результате подтопления озер. Детальный анализ преобразований водных систем под влиянием строительства водохранилищ в бассейне Ладожского озера представлен в работе А. П. Вершинина и др. (1999). Водоохранилища в данном регионе создавались в основном для целей гидроэнергетики и нужд лесной промышленности (для лесосплава). Почти все достаточно крупные водохранилища имеют многоцелевое назначение.

Влияние водохранилищ на речной сток определяется в первую очередь регулированием его во времени и изменением испарения с затопленных и подтопленных участков суши. Первый фактор приводит в основном к преобразованию экстремальных характеристик стока – максимальных и минимальных расходов, а второй – к изменению объемов сезонных и годовых величин стока, что важно при оценке водных ресурсов территории.

Одним из факторов, влияющих на водные экосистемы преобразованных водоемов, является изменение режима уровня воды. По разработанной нами методике были выполнены оценки изменения амплитуд годового хода уровня воды для некоторых озер Мурманской области и Карелии после преобразования их в водохранилища. В основном разницы в амплитудах составляют 1,0–1,5 м, но в отдельных случаях достигают больших величин (Карпечко, Карпечко, 2003). Наличие такого диссонанса между естественным и наблюдаемым уровенным режимом свидетельствует о заметной роли антропогенного фактора в функционировании данных геосистем.

Для оценки изменения стока при строительстве водохранилищ в исследуемом регионе использовалось уравнение:

$$dY = (E_w - E_{ls}) f_{zat}, \quad (6)$$

где E_w , E_{ls} – испарение с водной поверхности и с участка суши, покрытого водой после наполнения водохранилища, до его затопления, мм;

f_{zat} – доля площади водосбора, затопленной после создания водохранилищ.

Кроме того, влияние водоемов на сток оценивалось с помощью методов математической статистики. Применяемые методы позволяют определять испарение с суши и воды с ошибками, равными не менее 10%, поэтому среднеквадратическое отклонение величины dE составит $\pm 40 \pm 60$ мм. Полученные оценки находятся в пределах ошибок их определения. Вместе с тем в целом для водосборов изменение стока не превышает 1 мм. Однако полученные нами результаты позволяют судить о наличии тенденции увеличения годового стока с ростом озерности на водосборах Мурманской области, что может быть обусловлено большим испарением с суши, чем с водной поверхности. Для Карелии влияние водохранилищ на годовой сток меняется, по сравнению с Кольским полуостровом, на противоположное (Карпечко, Карпечко, 2003).

Гидрологическая роль дорог и населенных пунктов

Города и сельские населенные пункты, а также дороги, связывающие их, существенно меняют условия формирования элементов водного баланса. Однако следует отметить, что в целом их гидрологическая роль до настоящего времени на ЕСР остается незначительной. Это обусловлено в первую очередь низкой плотностью населения, которая изменяется по республикам и областям региона от 2 до 9 человек на 1 км². Вместе с тем на отдельных малых бассейнах влияние этих видов деятельности на водный баланс может быть заметным, и тогда они становятся лимитирующим фактором при рассмотрении возможности использования вод данной реки в хозяйственных целях.

Факторы, определяющие изменения элементов водного баланса на урбанизированных территориях, детально рассмотрены Б.М. Доброумовым, Б.С. Устюжаниным (1980); И.А. Шикломановым, (1989). К основным из этих факторов можно отнести следующие:

- наличие водонепроницаемых участков земель, приводящих к снижению испарения;
- преобразование метеорологических процессов над городом, что сопровождается изменением температуры воздуха, осадков и испарения;
- использование для технического и питьевого водоснабжения вод с других водосборов;
- изменение условий формирования подземных вод и режима их стока.

Большое внимание растущему влиянию урбанизации на гидрологические процессы уделяется в работах В.В. Куприянова (1977), М.И. Львовича и Г.М. Черногаевой (1976), Г.М. Черногаевой (1978). В этих исследованиях подчеркивается огромная роль городов в формировании бассейнового влагооборота и сложность оценки их воздействия на различные элементы водного баланса. Вместе с тем следует отметить, что до настоящего времени преобразование гидрологических процессов под влиянием

градостроения и дорожного строительства недостаточно изучено. Продолжение таких работ должно быть направлено на совершенствование методик исследований и решение задачи по определению допустимых, с гидрологической точки зрения, соотношений различных угодий и землепользований на городской территории. На начальных этапах решения этой проблемы необходимо установить зависимости оценок преобразования элементов водного баланса на городской территории от доли площадей различных угодий в разных климатических условиях.

Оценка воздействия городов и дорог на испарение и сток рассматривалась на примере Карелии. Задача по оценке изменений элементов водного баланса при строительстве дорог и населенных пунктов является наиболее сложной из всех задач, связанных с выяснением гидрологической роли деятельности человека на территории ЕСР. Ее сложность объясняется тем, что отсутствуют строгие методы определения элементов водного баланса на территории города и дорогах и данный вид деятельности имеет, как правило, очень ограниченное распространение на водосборе. В этом случае можно воспользоваться рекомендациями В.М. Котлякова (2001), согласно которым наиболее оправданным путем исследования сложных объектов является разработка логических методов, «позволяющих при минимуме используемого математического аппарата получить нетривиальные результаты». Основываясь на этом, величину годового стока с автомобильных дорог, тротуаров мы устанавливали по уравнению водного баланса, используя полученные методом аналога коэффициенты стока, как это сделано, например, в работе М.И. Львовича и Г.М. Черногаевой (1976) при оценке преобразования водного баланса на территории г. Москвы. При таком подходе для определения испарения можно использовать следующее выражение:

$$E = P(1 - \alpha), \quad (7)$$

где α – коэффициент поверхностного стока, равный отношению стока к осадкам (P).

Среднемесячные величины испарения для теплого времени года определяются с использованием приведенных в (29) данных о среднем числе дней с различным количеством осадков по уравнению:

$$E = \sum n_i P_i (1 - \alpha), \quad (8)$$

где n_i – число случаев с дождями i -й величины; P_i – дождь i -й величины, мм.

В зимний, ранневесенний и позднейший периоды испарение с дорог и кровель, по-видимому, мало отличается от средней величины транспирации с водосбора, поэтому его можно вычислять обычными существующими методами (Рекомендации по расчету испарения с поверхности суши, 1976).

Изменение испарения (dE) определяется по разности между испарением с преобразованного человеком участка (E_u) и средним испарением с окружающей дорогу территории (E_{ls}):

$$dE = E_u - E_{ls}, \quad (9)$$

Изменение испарения в целом с водосбора можно выразить как произведение dE на долю преобразованных участков на расчетной территории. При этом изменение стока в мм слоя находится по равенству:

$$dY = -dE f_u, \quad (10)$$

где f_u – доля преобразованных участков на исследуемой территории.

По состоянию дорожной сети Карелии на 01.02.98 было оценено ее влияние на водные ресурсы республики (Карпечко, Карпечко, 2003). Наличие дорог приводит к увеличению стока приблизительно на 10,3 млн м³. Для данной территории этот объем соответствует годовому стоку реки, площадь водосбора которой несколько больше 30 км².

Наряду с преобразованием водного баланса на участке дороги происходят изменения его элементов и на прилегающей территории. Это является следствием нарушений в отдельных случаях естественного стока воды как грунтовым, так и поверхностным путем. При этом часто можно ожидать снижения испарения и роста стока, так как в результате подтопления и начала заболачивания происходит смена более продуктивного древостоя на болотную растительность. Даже с учетом этих изменений, вследствие слабого развития дорожной сети ее влияние в исследуемом регионе на годовую величину стока остается незначительным, хотя и прослеживается тенденция его роста с увеличением протяженности дорог на водосборе.

Изменение стока на территории г. Петрозаводска оценивалось по состоянию использования земель на 01.01.99. На эту дату площадь города составляла 11326 га, из которых 15,3% приходилось на водонепроницаемую часть. Испарение рассчитывалось со всех угодий города, в том числе с кровель и со стен зданий. В целом для города испарение оказалось ниже, чем с окружающей территории, на 38 мм, что соответствует увеличению стока на 12,7%.

Возможное уплотнение городской застройки, приводящее к увеличению доли водонепроницаемой площади, будет сопровождаться соответствующими снижением испарения и ростом стока (табл. 3).

Таблица 3

Динамика испарения (E_{gor}) и изменение стока (ΔY_{gor}) с ростом доли водонепроницаемой площади (f_{nw}) на территории города

$f_{nw}, \%$	15,3	16,0	18,4	23,0	30,6	38,2	45,9
$E_{gor}, \text{мм}$	373	371	365	353	334	315	295
$\Delta Y_{gor}, \%$	12,7	13,3	15,3	19,3	25,7	32,0	38,7

Высокая доля водонепроницаемой площади соответствует крупным городам (Черногаева, 1978), поэтому их роль в преобразовании как абсолютных, так и относительных значений элементов водного баланса является более значимой.

Увеличение объема стока с территории г. Петрозаводска, вызванное только наличием водонепроницаемых участков и зданий, в соответствии с их площадью на расчетную дату равняется 4,4 млн м³.

В заключение следует отметить, что на Севере России дороги и города оказывают наибольшее среди других видов хозяйственной деятельности влияние на водный баланс занятой ими территории. Увеличение стока здесь приближается к 50% относительно среднерайонной величины. Однако слабая освоенность региона определяет в настоящее время малую роль этих факторов в формировании водных ресурсов. Наряду с этим малозаметное влияние дорог и городов на сток крупных рек обуславливается наличием других компенсирующих их воздействие факторов.

Литература

Бондарик Н.Л. Формирование стока с лесных водосборов Карелии с учетом антропогенного воздействия: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. СПб, 2001. 25 с.

Бондарик Н.Л., Карпечко Ю.В. Сравнение методов определения среднесезонной величины испарения с леса // Метеорология и гидрология. 1999. № 9. С.98–105.

Борисов Г.А., Сидоренко Г.И. Энергетика Карелии. Современное состояние, ресурсы и перспективы развития. СПб.: Наука, 1999. 303 с.

Вершинин А.П., Дробкова В.Г., Ковальская Р.Н. и др. Бассейн Ладожского озера // Россия: социально-экологические водные проблемы. Екатеринбург: Аэрокосмоэкология, 1999. С.114–150.

Водные ресурсы Нечерноземной зоны РСФСР. Л.: Гидрометеиздат, 1980. 214 с.

Воронков Н.А. Роль лесов в охране вод. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 287 с.

Вуглинский В.С. Водные ресурсы и водный баланс крупных водохранилищ СССР. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 224 с.

Гумилев Л.Н. Этногенез и биосфера земли. Л.: Изд-во ЛГУ, 1989. 496 с.

Доброумов Б.М., Устюжанин Б.С. Преобразование водных ресурсов и режим рек центра ЕТС. Л.: Гидрометеиздат, 1980. 224 с.

Карпечко Ю.В. Гидрологическая оценка антропогенного воздействия на водосборы в таежной зоне Европейского Севера России: Автореф. дис. ... докт. геогр. наук. Петрозаводск, 2004. 48 с.

Карпечко Ю.В., Бондарик Н.Л. Влияние возможного потепления на испарение с лесных водосборов Восточной Финноскандии // Водные ресурсы. 2002. Т. 29. № 1. С.103–106.

Карпечко Ю.В., Карпечко В.А. Влияние дорог на водность рек // Гидроэкологические проблемы Карелии и использование водных ресурсов. Петрозаводск: КарНЦ РАН. 2003. С.49–52.

Карпечко Ю.В., Карпечко В.А. Гидрологические преобразования отдельных водосборов Восточной Фенноскандии в результате сооружения водохранилищ // Изв. РГО. 2003. Т.135. Вып. 2. С.65–71.

Карпечко Ю.В., Нестеренко И.М. Водный и тепловой режим осушаемых болот и заболоченных земель Карелии. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 1996. 120 с.

Карпечко Ю.В., Нестеренко И.М., Осипов В.В. Изменения стока с осушаемых болот и заболоченных земель при их эксплуатации в сельскохозяйственном производстве // Водные ресурсы. 2004. Т. 31. № 4. С.401–406.

Постмелиоративные изменения элементов водного баланса водосборов Карелии // Водные ресурсы. 1997. Т. 24. № 3. С.266–269.

Книзе А.А., Крестовский О.И. Определение влияния структуры лесного фонда на водность рек. Методические рекомендации. СПб.: СПбНИИЛХ, 1993. 74 с.

Коронкевич Н.И. Водный баланс Русской равнины и его антропогенные изменения. М.: Наука, 1990. 205 с.

Коронкевич Н.И. Некоторые направления географо-гидрологических исследований // Географические направления в гидрологии. М.: ИГ РАН, РГО МЦ. 1995. С.30–48.

Котляков В.М. География в меняющемся мире. Избр. соч. Кн. 3. М.: Наука, 2001. 412 с.

Крестовский О.И. Влияние вырубок и восстановления лесов на водность рек. Л.: Гидрометеиздат, 1986. 118 с.

Кудельский А.В., Гречко А.М., Кривецкая Т.Д. и др. Постмелиоративные изменения в структуре водного баланса и качестве природных вод Белорусского Полесья // Водные ресурсы. 1992. № 1. С.5–15.

Куприянов В.В. Гидрологические аспекты урбанизации. Л.: Гидрометеоздат, 1977. 184 с.

Львович М.И., Черногаева Г.М. Преобразование водного баланса территории г. Москвы // Изв. АН СССР. Сер. геогр. № 3. 1976. С.52–60.

Маслов Б.С. Современные вопросы мелиорации болот для сельскохозяйственных целей // Болота и заболоченные леса в свете задач устойчивого природопользования. Материалы конференции. М.: ГЕОС, 1999. С.301–307.

Маслов Б.С., Минаев И.В. Мелиорация и охрана природы. М.: Россельхозиздат, 1985. 272 с.

Методы изучения и расчета водного баланса. Л.: Гидрометеоздат, 1981. 399 с.

Молчанов А.А. Гидрологическая роль леса. М.: Изд-во АН СССР, 1960. 488 с.

Научно-прикладной справочник по климату СССР. Сер. 3. Многолетние данные. Вып. 3. Л.: Гидрометеоздат, 1988. 693 с.

Нестеренко И.М. Мелиорация земель Европейского Севера СССР. Л.: Наука, 1979. 360 с.

Новиков С.М. Водный баланс осушенных болот на примере Старосельской осушительной системы // Труды ГГИ. 1981. Вып. 281. С.107–117.

Новиков С.М., Гончарова Ж.С. Обзорная информация. Влияние мелиораций на водный режим болот, сельскохозяйственных полей и речных бассейнов в Нечерноземной зоне. Обнинск: Информ. центр ВНИИГМИ-МЦД, 1984. 50 с.

Пьявченко Н.И., Нестеренко И.М., Чесноков В.А. Мелиорация и природа Севера. Петрозаводск: Карелия, 1980. 80 с.

Раунер Ю.Л. Тепловой баланс растительного покрова. Л.: Гидрометеоздат, 1972. 210 с.

Рахманов В.В. Гидроклиматическая роль лесов. М.: Лесная промышленность, 1984. 241 с.

Ревера О.З. Влияние осушительных мелиораций на годовой, летне-осенний и минимальный сток рек Припятского Полесья УССР // Труды ГГИ. 1988. Вып. 333. С.134–145.

Рекомендации по расчету испарения с поверхности суши. Л.: Гидрометеоздат, 1976. 96 с.

Романов В.В. Гидрофизика болот. Л.: Гидрометеоздат, 1961. 360 с.

Старцева З.П. Использование модели влагопереноса для оценки суммарного испарения в ельниках Валдая // Лесоведение. 2000. № 5. С.53–58.

Федоров С.Ф. Исследование элементов водного баланса в лесной зоне Европейской территории СССР. Л.: Гидрометеоздат, 1977. 264 с.

Хоммик К.Т. Основы расчета осушительных систем. Таллин, 1966. 280 с.

Черногаева Г.М. Водный баланс территории города и его влияние на окружающую среду // Гидрологические аспекты урбанизации. М.: Московский филиал географ. общества. 1978. С.15–20.

Шебеко В.Ф., Закржевский П.И., Э. А. Брагилевский Э.А. Гидрологические расчеты при проектировании осушительных и осушительно-увлажнительных систем. Л.: Гидрометеоздат, 1980. 312 с.

Шикломанов И.А. Влияние хозяйственной деятельности на речной сток. Л.: Гидрометеоздат, 1989. 335 с.

Шикломанов И.А., Веретенникова Г.М. Оценка изменения стока больших рек под влиянием водохранилищ // Тр. IV Всесоюз. гидрол. съезда. Л.: Гидрометеоздат. 1986. С.65–74.

Etala M. Evapotranspiration from a *Salix aquatica* plantation at a sanitary landfill // Aqua-Fennica. 1988. V. 18, 1. P.3–14.

Golf W., Hansel N. Anthropogene Eingriffe und Wasserhaushalt im Flusgebiet // WWT. 1978. J. 28. H. 8. S. 281–284.

Karpechko Yu.V., Bondarik N.L. Effect of potential warming on evapotranspiration from forest catchments in Karelia // Nordic Hydrology. 2003. V. 34. № 3. P.147–160.

Lexer M.J. Anwendung eines «big leaf»-Modelles zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes in Fichtenbeständen // Centralblatt für das gesamte Forstwesen. 1995. J. 112. H. 4. S. 209–225.

Monteith J.L. Evaporation and environment // Fogg G. E. ed. The state and movement of water in living organisms. Symposium no. 19 of the Society for experimental Biology. New York. Academic Press. 1965. V. 19. P.205–234.

INVESTIGATIONS OF WINTERTIME PHYSICAL PROCESSES IN BOREAL LAKES

*Matti Leppäranta, Caixin Wang¹, Keguan Wang¹,
Kunio Shirasawa² and Jari Uusikivi¹*

¹Division of Geophysics, University of Helsinki

P.O. Box 64 (Gustaf Hällströminkatu 2), FI-00014 Helsinki, Finland

Email matti.lepparanta@helsinki.fi

²Pan-Okhotsk Research Center, Institute of Low Temperature Science, Hokkaido University, Kita-19, Nishi-8, Kita-Ku, Sapporo, Hokkaido 060-0819 Japan

1. Introduction

Lakes freeze for the cold season in northern Europe. The length of the ice season is up to seven months, and the maximum annual thickness of ice is 10–100 cm. The ice is normally covered by snow. The frozen cover has its own complicated physical behaviour and underneath it causes the formation of a lake water body environment very different from open water period. Consequently, an advanced treatment of snow and ice is necessary in the research of boreal lakes.

The ice is a solid sheet with high mechanical strength and high thermal insulating properties. The snow on top is even better insulator and also has a small optical depth compared with water and ice. The ice cover stabilizes the lake temperature conditions. The surface water is kept at 0°C, and only weak upward heat fluxes exist from bottom to the water body and out through the ice. The ice further weakens the light transfer and captures impurities from the lake water, lake bottom and atmospheric fallout. In the case of complete ice coverage, the renewal of oxygen from the atmosphere is cut off. The momentum transfer from wind to the lake water is cut off in small lakes with stationary ice cover, but in large lakes ice shifts are observed creating open water regions and pressure ridges. In shallow lakes also the reduction of liquid water volume by ice formation is of concern.

Wintertime physics of boreal lakes has been a major research area in the Division of Geophysics of the University of Helsinki for the last five years. The lakes in Lammi region, southern Finland have been the main object of these investigations. In addition, lakes in other parts of Finland and as a collaborative effort also lakes in Estonia have been examined. The field research has contained observations of the structure and impurities of ice, measurements of light transfer through the ice and snow and light conditions beneath ice, and deployment of an automatic ice station for

heat and light fluxes. Mathematical modelling work has concerned one-dimensional thermodynamic models of the growth and decay and of the ice and two-dimensional mechanical models shifts in the ice cover of large lakes.

This paper gives an outline of the recent and ongoing wintertime lake research in our laboratory. Our collaborative groups have been from Tartu University and Tallinn Technical University, Estonia, Institute of Problems in Northern Waters, Russia, Uppsala University, Sweden, and the partners of the European research project CLIME (Climate impact on European lakes). First, the physics and problems are presented, then the main research projects are described, and finally the near-future plans are discussed.

2. Lake Ice Physics

2.1 Quality of Ice Cover

The first classification of ice-covered lakes is based on the mechanics. In small lakes the ice cover is static apart from fractures and thermal cracks, while in large lakes the ice is mobile as it may experience wind-driven displacements almost in the scale of their size. In between there is a gray area of «medium size» lakes, where the ice cover is static cold winters and may be mobile in warm winters. The distinction therefore comes from the size of the basin relative to the ice thickness. Examples of large lakes with mobile ice cover in North Europe are Lakes Ladoga, Onega, Peipsi and Vänern.

A lake ice cover is forced by the wind stress τ_a (Leppäranta, 2004). The critical point for the mechanical breakage event is whether

$$h/L < \tau_a/P^* \quad (1)$$

where h is the ice thickness, L is the fetch, and $P^* \sim 30$ kPa is the strength of ice of unit thickness. Wind stress for wind speed $U_a = 10$ m/s is $\tau_a \approx 0.3$ N/m², and then we have $\tau_a/P^* \sim 10^{-5}$. If the inequality (1) is satisfied, the ice motion obeys the momentum balance

$$\tau_a - \tau_w + \nabla \cdot \sigma = 0 \quad (2)$$

where τ_w is the ice–water friction and σ is the internal ice stress. Mechanical displacements are in lakes usually kilometers to tens of kilometers long, depending on the wind stress and ice thickness. The motion of ice results in opening of wide leads in divergent zones and formation of pressure ridges in compression zones.

In Lake Peipsi, $L \sim 100$ km and $h \sim 30$ cm, and thus $h/L \sim 0.3 \cdot 10^{-5} < 10^{-5}$. For a typical lake in southern Finland, $L \sim 10$ km and $h \sim 30$ cm, and thus $h/L \sim 3 \cdot 10^{-5} > 10^{-5}$, i.e. the ice cover is stationary. But with major decrease in ice thickness or increase in wind speed the ice cover would become mobile.

2.2 Ice Structure

There are two principal vertical ice layers in a static lake ice sheet: congelation ice and snow-ice (e.g., Leppäranta and Kosloff, 2000). The congelation ice layer initiates as freezing of the surface water into a solid ice layer and then grows down into the water. Freezing starting in calm conditions produces a strong vertical c-axis orientation, which prevails also in the ice growing further down. The crystals are large macrocrystals, some columnar. If the freeze-up is initiated in disturbed conditions (surface waves, snowfall), the ice growing down becomes columnar grained with c-axes turning horizontal.

In general, on top of the ice there are two layers (Fig. 1): snow and slush. Snow accumulates from solid precipitation. Part of it may transform into slush by mixing with liquid water, available from flooding of ice, melt-freeze cycles or liquid precipitation. By freezing of the slush, snow-ice forms the upper layer of the ice sheet, and its growth depends on the snowfall and temperature history. Since slush freezes mainly from the top downward, it is possible (and has been observed) that slush layer pockets exist within the ice sheet and may persist for several weeks.

In large lakes frazil ice may form in open water spots and accumulate into the ice sheet nearby as frazil layers. This ice is typical in freezing rivers with openings in rapid flow regimes prevailing over most of winter. In small lakes, however, the very first ice layer or the primary ice layer may be a thin frazil layer depending on the weather conditions at the time of the ice formation.

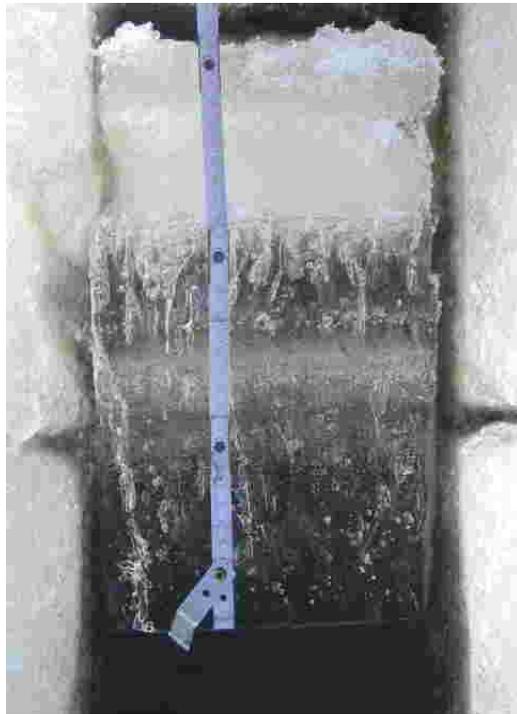


Fig. 1. Ice sample, thickness 35 cm, showing snow ice and congelation ice.

Lake ice contains also impurities. Gas bubbles initiating from the water body or bottom sediments rise up and become locked into the congelation ice, while air pockets remain within the ice in the formation of snow ice. Particles are also trapped and accumulated in the ice sheet, originating from the lake water, bottom sediments, and atmospheric fallout. Congelation ice is very clean as compared with the water of which it forms; the impurity content is one order of magnitude less than that in the lake water body. But frazil ice crystals in large lakes collect effectively particles from the liquid lake water on their way to join the solid ice sheet. Since the melting season of lake ice is short, the impurities are released to the water body in a short time. E.g., the period of accumulation from atmospheric fallout is half a year but the release period only some weeks.

2.3. Ice Growth and Melting

Lake ice forms after the surface water temperature has come down to 0°C. As discussed above, the ice sheet consists of two layers in small lakes while in large lakes the stratification is more complicated. On a calm surface, congelation ice starts to grow vertically very soon after a thin primary ice sheet has formed, while in the presence of surface waves frazil ice crystals form first and form a thicker primary ice sheet when closing the lake surface. The growth of the congelation ice continues as long as the conductive heat flux through the ice is greater than the heat flux from water to ice. This takes place in the cold periods, apart from periods of the presence of slush on top of the ice, until the spring melting season begins. Thus the ice growth is forced by the negative surface heat balance and by that only. The melting season begins at the time the surface radiation balance turns positive, i.e. net incoming solar radiation overcomes the thermal radiation losses from the surface. Then the ice melting takes place at the boundaries and by solar radiation also inside the ice sheet.

The modelling of the growth of lake ice has been approached by simple analytical models, the best known being the Stefan's law and the Zubov model (Leppäranta, 1993; 2006). The main problem with these models is in the too simple treatment of the snow cover. Snow undergoes metamorphoses, which influence strongly its thermal properties, and via slush formation part of the snow turns into snow-ice. The growth of snow-ice and congelation ice takes place in interactive way, and also the properties of the ice cover depend on the stratification. Coupled snow and ice models are necessarily numerical because of the complexity of the physical processes there (Leppäranta, 1983; Saloranta, 2000; Leppäranta and Uusikivi, 2002).

The melting of ice and snow has been approached by the degree-day method, where the melt rate is proportional to the temperature above the freezing point temperature. This has given «reasonable» results, since the melting period is short

and the progress of melting is straightforward. However, the method ignores the main physics: the albedo and the surface and transmissivity of light through ice and snow. With numerical models these properties can be formally included but their evolution is still not well understood.

3. Recent Field Investigations

3.1 Ice Structure and Properties

A 15-year long time series has been collected about the stratification of Lake Pääjärvi ice cover. The ice cover is static; in one winter when the ice thickness was small (30 cm), a minor mechanical shift was observed with a low ridge formed. The annual maximum total ice thickness has ranged from 33 to 80 cm, with the relative proportion of snow-ice of 10–40%. Usually the ice forms in cold calm nights late fall resulting in vertical orientation of the crystal axes and large macrocrystals in the congelation ice layer. In one winter out of five a slush layer of several centimeters in thickness persisted for several weeks.

Impurities within the lake in southern Finland were examined from the meltwater of ice samples (Leppäranta et al., 2003b). They amounted into several times less as compared with the liquid water. In Lake Pääjärvi the mean conductivity (at 25°C) was 12 $\mu\text{S}/\text{cm}$, which is 11% of the conductivity of the lake water. Dissolved matter amounted on average to 14 mg/l and suspended matter to 1.9 mg/l in the meltwater, less than in the snow meltwater, and the organic proportion varied largely. The level of dissolved matter was 5–10 times lower in ice than in water. It is likely that most of the ice impurities result from flooding of the ice and due to atmospheric fallout, since in congelation ice growth dissolved matter is to a large degree rejected from the ice sheet.

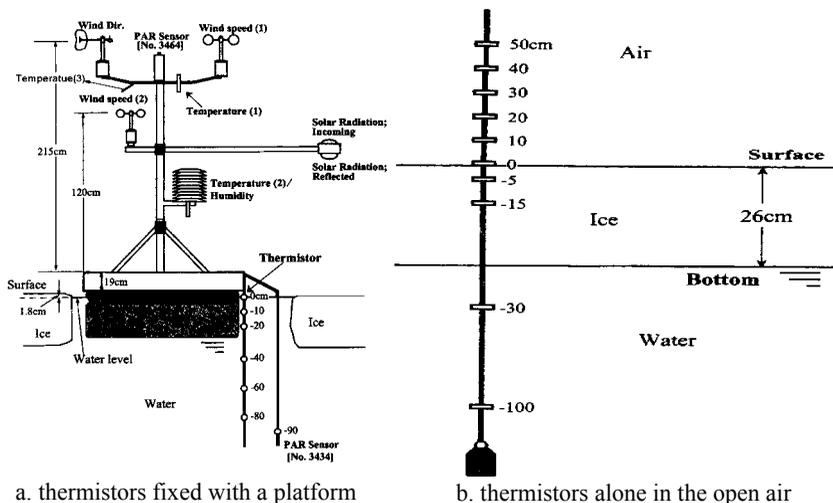
Congelation ice sheet is solid and therefore does not provide environment for life within. But in the slush layer between snow ice and congelation ice algae growth was observed to take place in two winters in Lake Pääjärvi.

3.3 Heat Budget and Ice Thickness

The ice cover, as a good insulator, effectively blocks the energy exchange between the water and the atmosphere. The snow cover over the ice has important effect on the ice evolution enhancing the blocking effect. The heat exchange between the atmospheric boundary layer and the surface is determined by solar radiation Q_s , incoming and emitted long wave radiation $Q_{L\uparrow}$ and $Q_{L\downarrow}$, sensible heat flux Q_h , latent heat flux Q_e , and the heat flux from precipitation. Below the ice surface, the conductive heat flux of the ice exists when the ice grows, while in the melting season the heat gain from the atmosphere and sun is used to melt ice and snow.

In winters 2002/3 and 2003/2004, an automatic ice station (Fig. 2) was deployed in Lake Pääjärvi (Wang et al., 2005). The goal was to monitor the ice

evolution, surface heat balance, the light transfer through the ice, and heat flux from the water to the ice. The station was active well into the melting season in April in both winters. It was the first time such time series of the air, ice and water available simultaneously in Finnish lakes. In this paper our goal is to study the heat budget of the ice. In another paper the ice optical properties will be shown.



a. thermistors fixed with a platform

b. thermistors alone in the open air

Fig.2. Schematic map of the automatic station

The measurements included the following quantities (Fig. 2): 1) Wind speed and direction, and humidity; 2) Incoming solar radiation and reflected solar radiation; 3) Air temperature, surface radiative temperature and ice/water temperature; 4) Air, ice and water quantum PAR (photosynthetically active radiation) irradiance; and 5) Three-dimensional current velocity beneath the ice. The wind speed and air temperature were measured at two levels at the height of 2 m and 1 m with cup anemometers and thermistors. The surface temperature was measured by an infrared sensor. The ice/water temperature was measured with thermistor chain. PAR sensors were deployed into the ice as the ice had grown (2003) or left in the water and let them be captured by the growing ice.

The time series for wind speed and direction from 2002/2003 is shown in Fig.3. The wind was mostly from the west, maximum speed about 10 m/s. The surface radiative temperature is shown in Fig. 4 with the air temperature at the height of 1.97 m and ice surface temperature. The air temperature is almost

continuously negative before mid-March. In late December and early January, the air temperature cools down drastically and its lowest is down to -31.8°C . The surface temperature varied synchronously with the air temperature and was a little bit higher than the air temperature.

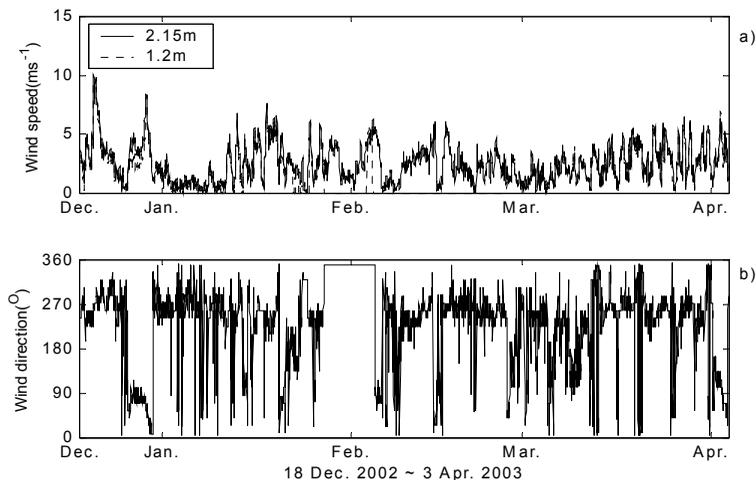


Fig.3 Time series for a) wind speed at 1.2 m and 2.15 m; b) wind direction at 2.15 m in winter 2002/2003 (Wang et al., 2005)

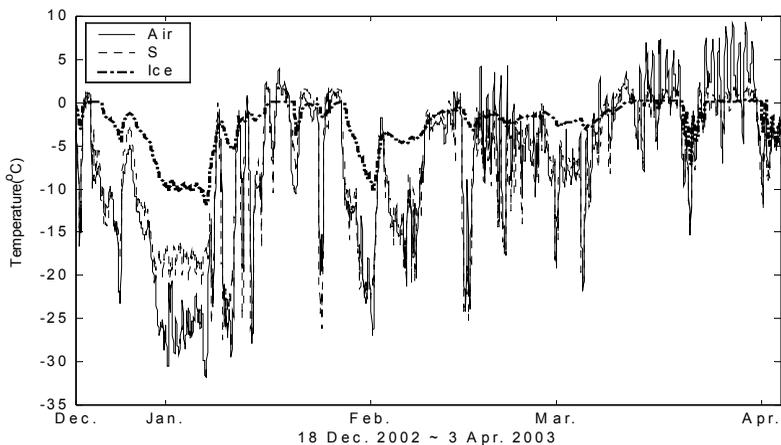


Fig.4 Time series of temperature for air at 1.97 m, surface radiative temperature, and temperature at the surface of the congelation ice in winter 2002/2003

The turbulent exchange between the ABL and the ice surface is described by the sensible and latent heat flux. They are given by the familiar bulk aerodynamic formula,

$$Q_h = \rho_a c_p C_h (T_s - T_a) U \quad (3a)$$

$$Q_e = \rho_a L_e C_e (q_s - q_a) U \quad (3b)$$

where ρ_a and c_p are the air density and specific heat, L_e is the enthalpy of evaporation, T_s and q_s are the temperature and specific humidity at the surface, here taking the surface radiative temperature, T_a , q_a and U are the air temperature, specific humidity and wind speed at a certain height (here 2 m), C_h and C_e are the turbulent transfer coefficient simply taken as constant, such as, $1.32 \cdot 10^{-3}$ (e.g., Haapala and Leppäranta, 1996). Actually the stratification of the atmosphere over the ice surface is not always neutrally stable in ABL. Based on the Monin-Obukhov similarity law, the turbulent transfer coefficients are corrected for the influence of the stability (e.g., Garret, 1992).

The net longwave radiation is expressed as

$$Q_l = \varepsilon \sigma (T^4 - T_a^4 (0.68 + 0.0036\sqrt{e})(1 + 0.18 \cdot N^2)) \quad (4)$$

where ε is emissivity for ice/snow/water, σ is Stefan Boltzman's constant, e is the water vapor pressure, N is cloud amount in tenths obtained inversely from the incoming solar radiation (Q_{si}) since it was measured directly. It depends on the solar constant (S_0), the eccentricity of Earth's to Sun (E), solar altitude (h) and the atmospheric turbidity (TR),

$$Q_{si} = S_0 \cdot E \cdot \sin(h) \cdot TR \cdot \sin(h) \cdot (1 - 0.62N + 0.0019\alpha) \quad (5)$$

The resulting heat fluxes are shown in Fig. 5 for January and March 2003. In March the situation is dominated by long wave radiation loss of 50–100 W/m² out from the ice, while in March the solar radiation turns the radiation flux to heat the ice, in particular after March 10th when the snow has disappeared from the ice and albedo consequently experienced a major decrease. Turbulent fluxes tend to smooth large temperature and humidity differences and are mostly well below the radiation balance, in particular in March.

3.4 Light Transfer and the Ice Cover

Boreal lakes are covered by ice and snow in winter. This solid lid reduces the atmospheric fluxes of momentum, heat and matter and the transmission of light into the water body, and consequently major changes in the physical and ecological conditions result. The winter lake is quiet, thermally stable, and dark as compared with the open water season. It is isolated from the world above the ice, apart from very slow heat loss to the atmosphere in cold periods and penetration of sunlight in daytime. The sunlight has a major role in

particular during the spring melting season. It heats the ice and water, causes internal melting of the ice sheet, and triggers the onset of the spring primary production beneath the ice.

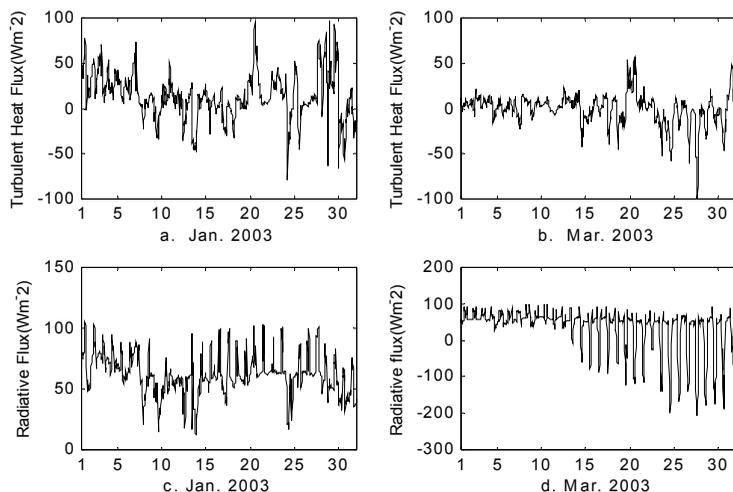


Fig. 5. Heat fluxes in January and March 2003 measured at Lake Pääjärvi automatic station. The positive sign is out from the ice (Wang et al., 2005)

When the solar radiation penetrates into the ice, its attenuation is described by the coefficient k . According to Beer's Law, from the irradiance at two different depths in the ice, the depth averaged extinction coefficient is estimated. The quantum irradiance (q) was measured in the range of 400–700 nm by PAR sensors. However, it is more convenient to use irradiance power (E) for physical problem. The ratio between quantum irradiance and irradiance power (q/E) has not been studied in the ice yet. In water, this ratio depends on the depth and transparency of the water body (Reinart et al., 1998). In the top 0–10cm of the ice, the yellow substance is low (Leppäranta et al., 2003b), and consequently the ratio $q/E = 4.5 \mu\text{mol s}^{-1}\text{W}^{-1}$ for clear water has been adopted for clear here.

Due to the snow cover and small solar angle, the irradiance power in the ice was very small before mid-March. After mid-March, the irradiance increased to several hundreds of W/m^2 (Fig.5). The extinction coefficients at three depths (0–10 cm, 10–30 cm and 30–60 cm) are shown in Fig. 6 for latter part of March. The top layer coefficient was much larger than those deeper, because of the top layer snow-ice as illustrated by the photograph beside the graph.

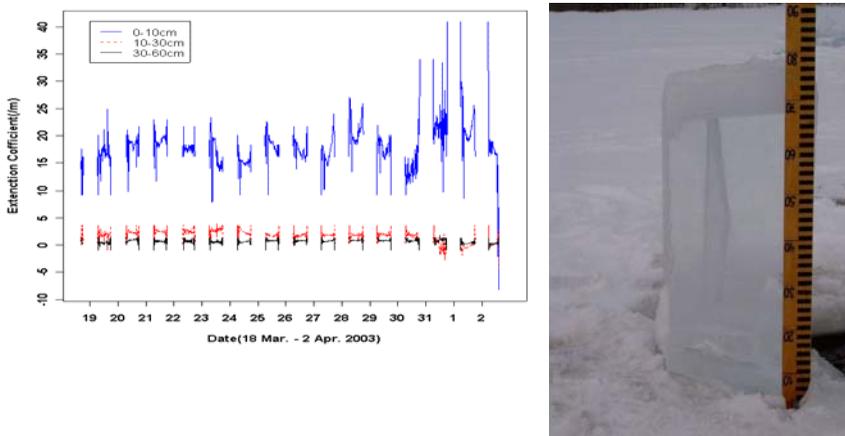


Fig. 6. Estimated extinction coefficient for Lake Pääjärvi ice in 18 March – 2 April 2003. The photograph on the right shows the ice sample in normal light, the top snow-ice layer and lower clear ice layer are well seen

The Finnish–Estonian research programme SUVI on optics and ecology of inland and coastal waters was commenced in 1994 (Arst et al., 1996), and it lasted until 2005. The focus was first in the summer season, and then winter expeditions were from the year 2000. These winter investigations concerned the quality and thickness of ice and snow, optics of ice and snow (albedo, transparency, concentrations of optically active substances), and the under-ice light field in the photosynthetically active region (PAR) of spectrum (400–700 nm) in different types of water bodies. Some of the results have been published in Leppäranta et al. (2003a), and Arst et al. (2006). The data were collected in nine Estonian and Finnish lakes.

The albedo of ice varied widely (0.20–0.58) depending on the optical and physical properties of the ice and on the weather conditions (grey ice, dark ice, whitish ice, melting ice, hoarfrost on the ice). It was highest for fresh snow (0.85–0.94) and decreased with the aging of the snow (down to about 0.63). Snow was the main factor involved in the reduction of irradiance during its penetration through the snow+ice cover. The transmissivity increased 2.5–20 times after removing the snow. The diffuse attenuation coefficient was for lake ice K_{di} higher or lower than that of the liquid water (K_{dw}), the ratio K_{di}/K_{dw} was 0.3–1.8. The value of the diffuse attenuation coefficient K_{dw} increased after removing the snow from the ice cover. One of the reasons in the case of contaminated snow may be that the spectral composition of irradiance below the snow and ice layer is different from that below the ice cover. Another reason may be change in angular distribution of light after removing the snow. Obviously, for this phenomenon to be explained further investigations are needed. The euphotic zone (the water layer where

photosynthesis takes place) is usually treated as the layer at whose lower boundary PAR falls to 1% of that just below the water surface. The depth of this zone varied from 0.53 to 4.7 m in snow free cases and from zero to 1.3 m in snow covered cases.

4. Mathematical Modelling of the Ice Season

4.1 Thermodynamic Modelling

The approach to model the seasonal ice thickness cycle in lakes may be performed along two distinct lines. First, degree-day models are based on the Stefan's (1891) law for ice growth and air temperature indexed heat balance for the melting of ice. Second, numerical models solve directly the heat conduction law forced by boundary fluxes and solar radiation. Numerical models for congelation growth of sea ice with passive snow layer were done in the 1970s (Maykut and Untersteiner, 1971), and later with active interacting ice-snow models were completed (Leppäranta, 1983; Saloranta, 2000; Leppäranta and Uusikivi, 2002; Shirasawa et al., 2005).

Degree-day modelling

In spite of their crudeness, simple analytic models provide rather good results for the climatology of lake ice thickness (Leppäranta, 1993). Denote thickness by h , density by ρ , thermal conductivity by κ , and temperature by T , with subscripts a for air, o for air-snow/ice interface, s for snow, si for snow-ice, i for normal lake ice, and w for water. Thermal inertia and internal heating by solar radiation are ignored, and the air temperature $T_a = T_a(t)$ is prescribed. A generalized form of the growth law reads in differential form

$$\frac{dh_i}{dt} = \frac{a}{2} \times \frac{\max\{-T_a, 0^\circ C\}}{h_i + d} - \frac{Q_w}{c_i L} \quad (6)$$

where t is time, $a = 2\kappa_i/\rho_i L$, L is latent heat of freezing, d is the effective insulating thickness of the near surface air-snow buffer, and Q_w is the heat flux from the water. Stefan's solution $h_i = \sqrt{aS}$, where $S = \int_0^t \max\{-T_a, 0^\circ C\} dt'$, comes from $d = Q_w = 0$ and can be taken as an upper bound for favourable ice growth conditions. With $Q_w = 0$ the Zubov's (1945) solution is obtained: $h_i = \sqrt{aS + d^2} - d$; with $Q_w \neq 0$ and $T_a = \text{constant} < 0^\circ C$, there is a steady-state solution $h_i = \max\{-\kappa_i T_a / Q_w - d, 0\}$.

Snow-ice grows from the top of the slush (Leppäranta, 1983, 1993). Snow-ice formation by flooding is limited by snow insulation. In the case of snow-ice formation from meltwater or liquid precipitation, the principal limiting factors are how much latent heat can be taken out of the slush and how much liquid water is in the slush. In the case of flooding and pure snow-ice growth, the total ice thickness is at maximum about 0.7 times the thickness of congelation ice in snow free conditions.

The melting of snow and ice is determined simply as

$$dh/dt = -A \times \max\{T_a, 0^\circ\text{C}\} \quad (7)$$

where $A = A(t)$ is the degree-day coefficient, around 0,1–0,5 °C·day/cm.

First, the snow is removed and then the underlying ice. The coefficient A is in reality strongly dependent of the albedo

Full numerical modelling

The basic equation is the classical 1-d (vertical) heat conduction equation:

$$\frac{\partial \rho c_i T}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\kappa \frac{\partial T}{\partial z} - I \right) \quad (8)$$

where c_i is specific heat of ice, and I is solar radiation penetrating into the snow and ice. The snow–ice model is formulated by the following boundary conditions based on the continuity of heat flux with a moving top and bottom boundaries (Saloranta, 2000; Shirasawa et al., 2005):

$$\text{Top:} \quad \kappa \frac{\partial T}{\partial z} = \rho L \frac{dh}{dt} + Q_o, \quad (9a)$$

$$\frac{dh_s}{dt} = P - S - M - C \quad (9b)$$

$$\text{Ice/Snow interface:} \quad \kappa \frac{\partial T}{\partial z} = \kappa_s \frac{\partial T}{\partial z}, \text{ if } h_{sh} = 0 \quad (10a)$$

$$\rho_{si} L v \frac{dh_{si}}{dt} = \kappa_s \frac{\partial T}{\partial z} - \kappa \frac{\partial T}{\partial z}, \text{ if } h_{sh} > 0 \quad (10b)$$

$$\frac{dh_{sh}}{dt} = S \quad (10c)$$

$$\text{Bottom:} \quad T = 0^\circ\text{C}, \quad (11a)$$

$$\rho_i L \frac{dh_i}{dt} = \kappa \frac{\partial T}{\partial z} \Big|_{\text{bottom}} - Q_w \quad (11b)$$

where Q_o is the top surface heat balance, P is snowfall rate, S is slush formation rate, M is snow-melting rate, C is snow compaction rate, and h_{sh} is the thickness of slush layer. The term Q_o includes the radiation balance and turbulent heat exchange with the atmosphere.

The thickness of snow increases due to snowfall, given as the water equivalent into the model and changed to snow thickness using a fixed density of new snow. The threshold value between snow and no-snow conditions in the model is set to 3 cm. The thickness of snow decreases due to three different reasons: surface melting, compaction, and transformation to slush. The density change in snow due to compaction is formulated after Yen (1981). A depth dependent snow density profile due to snow compaction is calculated. An upper limit of 0.45 g/cm³ is

assumed for the snow density (Leppäranta, 1983). If negative freeboard conditions appear, the amount of new slush is calculated from the Archimedes principle. In the model a fixed snow overload is needed for the flooding event to begin; here it is taken as 3 mm of water equivalent. The thermal conductivity of snow is formulated after Yen (1981) as $\kappa_s = 2.22362 \times \rho_s^{1.885}$, where κ_s is in $W/(m \text{ } ^\circ C)$ and ρ_s is in g/cm^3 . The data were collected using the field site Ice Station in Lake Pääjärvi. The ice growth modelling problem possesses a negative feedback to errors, which makes it relatively easy. Also the thicker the ice grows, the less is the thickness sensitive to atmospheric forcing. Indeed, the background Stefan's law tells that squared ice thickness is proportional to the freezing-degree-days S , and consequently $\delta h_i \propto \delta S/h_i$. With snow accumulation, snow metamorphosis, slush formation, and snow-ice growth, the sensitivity to the treatment of snow steps into the picture, and the model outcome may lead to large persistent deviations.

The model has been forced by local data for the calibration. The model outcome is shown in Fig. 7 for the ice season 2002/2003. The annual cycle of the ice thickness came out well. The result shows the capability of the model used to simulate reasonably well the evolution of the structure of the ice sheet. The main problems remaining are the snow model and the heat flux to the ice from below.

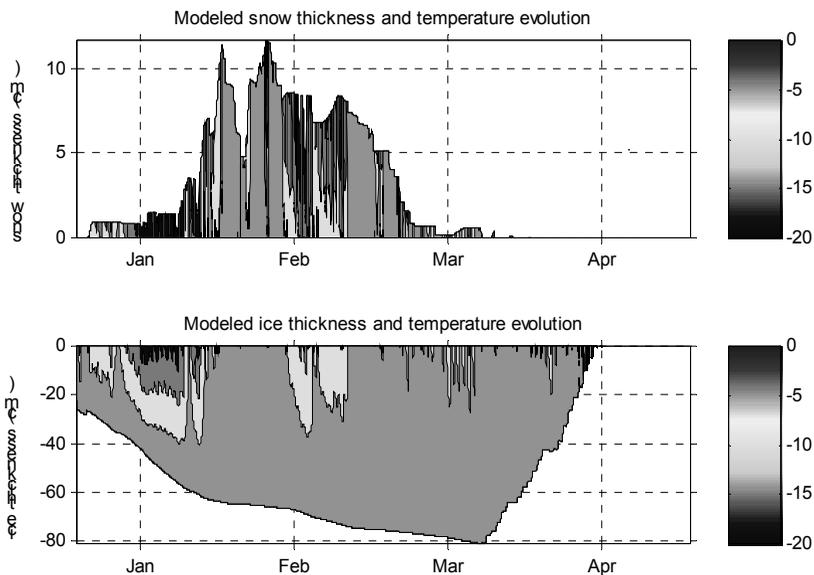


Fig. 7. Simulation of the ice and snow thickness for winter 2002/2003 in Lammi Pääjärvi

4.2 Mechanics Modelling

Lake Peipsi is the fourth largest lake in Europe, bordering on Estonia and Russia. It covers an area of 3555 km², with an average depth of 8 m and maximum depth of 15.3 m. The lake is covered by ice in every winter. The ice thickness typically increase until late February or early March, and is about 50–60 cm in an average winter and over 80 cm in a severe winter. The seasonal variation of the ice cover in winter 2002 was studied by Reinart and Pärn (2003), where they presented a thermodynamic model to simulate the ice evolution. However, due to the remarkable effect from dynamics, it is very difficult to predict the ice conditions, particularly for the whole lake. A modified sea ice dynamics model was used by Wang et al. (2006) to simulate a well-documented ice dynamic event. The comparison with the satellite images showed that the ice dynamics in this lake can be well reproduced.

The numerical ice model employed here treats ice as a viscous-plastic material, and its motion is calculated from the conservation law of ice and momentum. The ice is driven by wind and current, and the response of the ice to the forcing depends on the internal stress and on the adjustment of the ice mass distribution. A detailed description is referred to Wang et al. (2003). This model has been successfully used in simulating the ice dynamics for small basins, such as the Gulf of Riga and Pärnu Bay. The only modification made in this study was to drop the ice strength from 30 kPa to 10 kPa for the lake ice dynamics.

The ice conditions during 14–19 March 2002 were selected for the case study. The corresponding satellite images from the MODIS product MOD02QKM are shown in Fig. 8, which are of the finest spatial resolution (250 m) and available each day during this period. As can be seen, there was a considerable open lead in the northern part of the lake during 14–15 March. By the information from fishermen, it has appeared every year at approximately the same place already for hundreds of years. In 16–18 March, the ice south to this large lead began to drift northeastward gradually filling the lead, and open water appeared in the northwest part of Lake Peipsi. A noticeable open lead appeared in the middle of the lake Peipsi on 18 March, and next day the ice drifted northwestward with lead opening now in the south.

The model simulation started on 14 March 2002, 14:00 hrs (Estonian time = GMT + 2 hours). The initial ice thickness and compactness in the simulation were taken 40 cm and 99%, respectively, for the areas covered by ice. The wind data were taken from the NCAR reanalysis data at 10 m high. Northern wind dominated before 17 March and southern wind thereafter. The highest wind speed was less than 7 m/s. The simulated ice compactness fields are shown in Fig. 9. In the first two days the ice remained immobile during the northern wind. This result is identical to the satellite observations. On 18

March, the simulated ice field shows a significant opening in the middle part of Lake Peipsi, which is very similar to the satellite image. On 19 March, the simulated ice field again shows the similarity of the south opening to the satellite image. These results suggest that the openings are likely to result from the lake coast geometry. This seems to be also true with the big open lead been observed for hundreds of years.

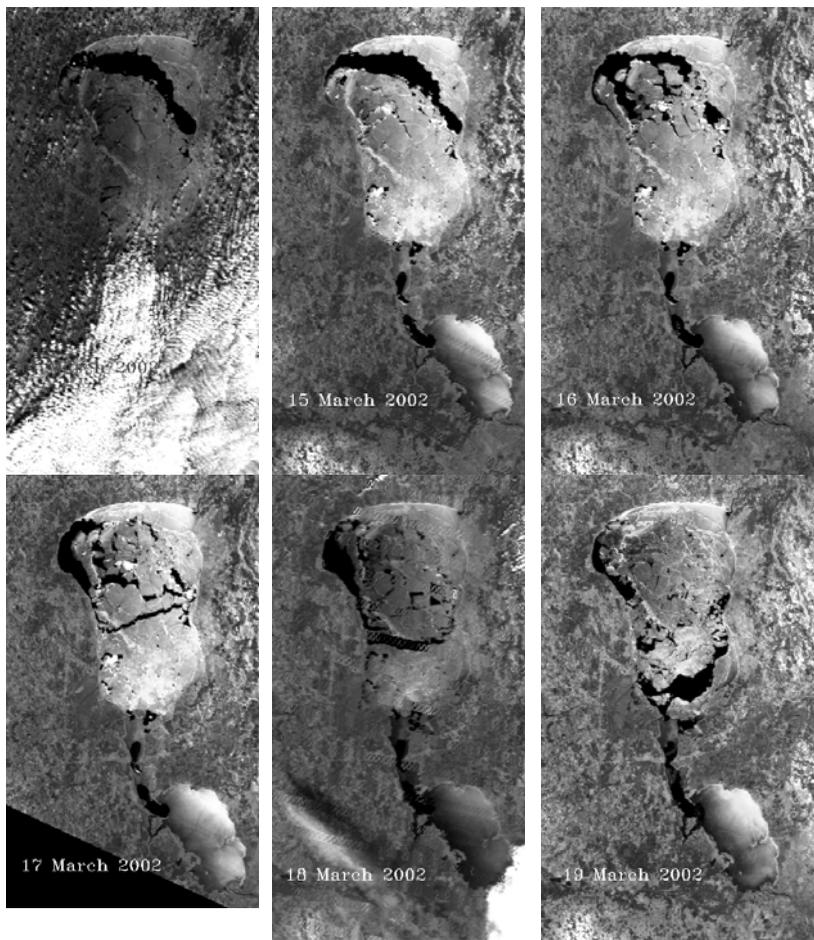


Fig. 8. Ice conditions during 14–19 March 2002 in Lake Peipsi as seen in MODIS images of Terra Aqua satellite

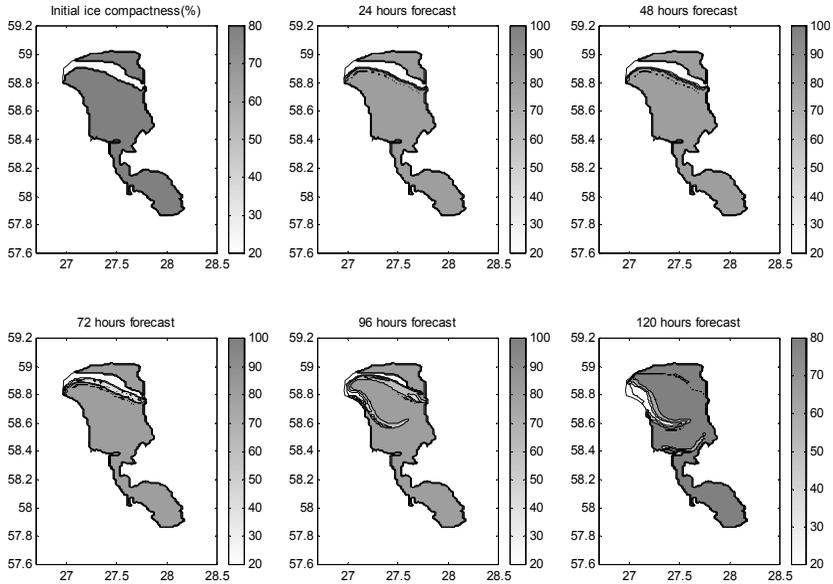


Fig. 9. Simulated ice compactness from 14 March 2002: initial field and model outcome for five days at one-day time interval (Wang et al., 2006)

5. Final Remarks

Wintertime physics of boreal lakes continues as a major research area in the Division of Geophysics of the University of Helsinki for the next few years. This involves both field research and mathematical modelling. The main ice questions will be fracturing of lake ice and its implications, modelling the light transfer through the ice, and development of full two-dimensional lake ice models.

Even more important will be the construction of coupled ice and liquid water body models for boreal lakes. The coupling of the ice and water takes place via the solar radiation and heat loss, which both depend strongly on the thickness of the ice. Beneath the solid ice cover the circulation in the lake water is weak and driven by thermodynamic effects: forced by the solar radiation and heat fluxes through the top and bottom surfaces. Although the circulation is weak, it has a crucial influence on the oxygen budget and consequently on the over winter survival of the lakes.

Acknowledgements. We are grateful to our collaborators, in particular Dr. Helgi Arst, Prof. Lauri Arvola, Dr. Thorsten Blenckner, Mr. Ants Erm, Dr.

Glen George, Dr. Timo Huttula, Mr. Masao Ishikawa, Dr. Marko Järvinen, Ms. Irina Persson, Dr. Anu Reinart, Prof. Kalevi Salonen, Mr. Toru Takatsuka, Dr. Arkady Terzhevik, and Prof. emer. Juhani Virta. Financial support has been provided by Academy of Finland and the Estonian Academy of Sciences, Japan Society for the Promotion of Science and Russian Academy of Sciences for bilateral exchange, project «Hydrodynamic focusing of sediment oxygen consumption to the deepest parts of large lakes - a multidisciplinary approach» of the Academy of Finland (Kalevi Salonen), EC Environment and Sustainable Development Programme project EVK1-CT-2002-00121 (CLIME), and Kalle, Vilho and Yrjö Väisälä foundation of the Academy of Sciences and Letters of Finland.

7. References

Arst H., S. Mäekivi T. Kutser, A. Reinart, A. Blanco-Sequeiros, J. Virta and P. Nöges, 1996. Optical investigations of Estonian and Finnish lakes. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* 2: 187–198.

Arst, H., A.Erm, M. Leppäranta and A. Reinart, 2006. Radiative characteristics of ice-covered fresh- and brackish-water bodies. *Proc. Estonian Acad. Sci., Geology*, 55(1): 3–23.

Garratt, J.R., 1992. *The atmospheric boundary layer*. Cambridge University Press, 316 pp.

Haapala, J. and M. Leppäranta, 1996. Simulating the Baltic Sea ice season with a coupled ice-ocean model. *Tellus*, 48A: 622–643.

Leppäranta, M., 1983. A growth model for black ice, snow ice and snow thickness in subarctic basins. *Nordic Hydrology*, 14(2): 59–70.

Leppäranta, M., 1993. A review of analytical sea ice growth models. *Atmosphere–Ocean*, 31: 123–138.

Leppäranta, M., 2004. *The drift of sea ice*. 290 p. Springer-Praxis, Heidelberg, Germany.

Leppäranta, M., 2006. Physics of lake ice. In Glen, G. (ed.), (Project CLIME book), Springer, in preparation.

Leppäranta, M. and P. Kosloff, 2000. The thickness and structure of Lake Pääjärvi ice. *Geophysica*, Vol. 36(1–2), 233–248.

Leppäranta, M. and J. Uusikivi, 2002. The Annual Cycle of the Lake Pääjärvi Ice. *Lammi Notes* 29.

Leppäranta M., A. Reinart, A. Erm, H. Arst, M. Hussainov and L. Sipelgas. 2003a. Investigation of ice and water properties and under-ice light field in fresh and brackish water bodies. *Nordic Hydrology*, 34(3): 245–266.

Leppäranta, M., M. Tikkanen and J. Virkanen, 2003b. Observations of ice impurities in some Finnish lakes. *Proc. Estonian Academy of Science. Chemistry*, 52(2): 59–75.

Maykut, G.A. and N. Untersteiner, 1971. Some results from a time-dependent, thermodynamic model of sea ice. *Journal of Geophysical Research*, 76: 1550–1575.

Omstedt, A., 1990. A coupled one-dimensional sea ice-ocean model applied to a semi-enclosed basin. *Tellus*, 42A: 568–582.

Reinart A., H. Arst, A. Blanco-Sequeiros, and A. Herlevi, 1998. Relation between underwater irradiance and quantum irradiance in dependence on water transparency at different depths in the water bodies. *J. Geophys. Res.* **103**(C4): 7749–7752.

Reinart, A. and O. Pärn, 2003. Ice season on Lake Peipsi by ice model and satellite images. *Proc. Northern Research Basins 14th International Symposium and Workshop*, Greenland, 25–29 August 2003. Institute of Geography, University of Copenhagen, Denmark.

Saloranta, T., 2000. Modeling the evolution of snow, snow ice and ice in the Baltic Sea. *Tellus*, **52A**: 93–108.

Shirasawa, K., M. Leppäranta, T. Saloranta, A. Polomoshnov, G. Surkov, and T. Kawamura, 2005. The thickness of landfast ice in the Sea of Okhotsk. *Cold Regions Science and Technology*, **42**: 25–40.

Stefan, J., 1891. Über die Theorie der Eisbildung, insbesondere über Eisbildung im Polarmeere, *Ann. Physik*, 3rd Ser., 42: 269–286.

Wang, C., M. Leppäranta, K. Shirasawa, O. Huttunen, M. Ishikawa and T. Takatsuka, 2004. Ice station 2003 in Lake Pääjärvi, Finland. *Proceedings of the 17th IAH International Symposium on Ice*, Vol. 3, in press. St. Petersburg, Russia.

Wang, C., K. Shirasawa, M. Leppäranta, M. Ishikawa, O. Huttunen and T. Takatsuka, 2005. Solar radiation and ice heat budget during winter 2002–2003 in Lake Pääjärvi, Finland. *Verh. Internat. Verein Limnol.*, 29: 414–417.

Wang, K., M. Leppäranta and T. Kõuts, 2003. A sea ice dynamics model for the Gulf of Riga. *Proc. Estonian Acad. Sci. Eng.* 9(2), 107–125.

Wang, K., M. Leppäranta and A. Reinart, 2006. Modeling the Ice Dynamics in Lake Peipsi. *Proc. SIL 2004 Conference*, Lahti, Finland (in press).

Yen, Y.-C., 1981. Review of thermal properties of snow, ice and sea ice. *CRREL Report* 81–10: 1–27.

Zubov, N.N., 1945. *L'dy Arktiki* (Arctic Ice). Izdatel'stvo Glavsermorputi, Moscow. Engl. transl. 1963 by U.S. Naval Oceanogr. Office and Amer. Meteorol. Soc., San Diego.

ГИДРОФИЗИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ РАЗВИТИЯ ЭКОСИСТЕМНЫХ ПРОЦЕССОВ ЗАМЕРЗАЮЩИХ ОЗЕР

**Н.И. Пальшин, Р.Э. Здоровеннов, Г.Э. Здоровеннова, А.В. Митрохов,
М.П. Петров, А.Ю. Тержевик**

***Институт водных проблем Севера Карельского научного центра
Российской академии наук***

185003, Петрозаводск, просп. А. Невского, 50, ark@nwpi.krc.karelia.ru

Одной из актуальных задач современной лимнологии является прогноз состояния озерных экосистем в условиях непрерывно увеличивающейся антропогенной нагрузки. Особая роль при этом принадлежит раз-

работке методов прогноза и оценке сезонной изменчивости полей гидрофизических и химико-биологических характеристик, которые определяют качество воды в водных объектах. Многие химические, биологические и гидрологические процессы протекают в прямой зависимости от того, покрыто озеро льдом или нет. Период ледостава на озерах умеренной зоны продолжается несколько месяцев, оказывая существенное влияние на состояние и функционирование их экосистем. Ледовый покров изолирует озеро от прямого воздействия атмосферы, ограничивая проникновение солнечной радиации в водную толщу, исключая ветровые течения и ветро-волновое перемешивание вод. При его наличии температурный режим водоема играет значительную роль в возникновении и поддержании циркуляции и перемешивания внутри водной толщи, перераспределения различных химических элементов, и оказывает, таким образом, существенное влияние на функционирование озерных экосистем в зимний период. Наличие снежно-ледового покрова играет важнейшую роль в кислородном режиме водных объектов, лимитируя поступление кислорода из атмосферы, ограничивая интенсивность фотосинтеза и оказывая влияние на формирование зон дефицита кислорода (Бульон, 1983; Хатчинсон, 1969; Varica, Mathias, 1979; Greenbank, 1945; Hargrave, 1972; Wetzel, 2001 и др.). Дефицит кислорода в зимний период существенным образом влияет на химический состав воды (особенно газовый), поведение рыб, планктонных организмов.

Термическому, радиационному, кислородному режимам и динамике мелководных озер умеренной зоны в период ледостава посвящено большое количество работ (Особенности..., 1984; Пальшин, 1999; Процессы..., 1993; Bengtsson, 1996; Bengtsson et al., 1996; Malm et al., 1997a,b; Wetzel, 2001), но к настоящему времени многие вопросы еще остаются недостаточно изученными. Сравнительно мало проведено полевых исследований, которые достаточно подробно и в едином комплексе позволили бы осветить данную проблему и обобщить полученные материалы.

Настоящая работа посвящена анализу данных многолетних натуральных наблюдений, выполненных Институтом водных проблем Севера (ИВПС) КарНЦ РАН, с целью выявить основные закономерности межгодовой и сезонной изменчивости термической структуры, динамики вод, радиационного и кислородного режимов небольшого мелководного озера зимой и показать связь между гидрофизической структурой мелководного озера и его кислородным режимом в период существования ледового покрова.

Объект, материалы и методы исследований

Оз. Вендюрское относительно небольшое (площадь зеркала 10.4 км², объем вод $\sim 5.5 \cdot 10^7$ м³) и мелководное (средняя глубина 5.3, максимальная – 13.4 м),

нем 10-см слое донных отложений, состоянием снежного и ледового покровов, метеопараметрами и солнечной радиацией (прямой, отраженной и проникающей под лед). Термокосы обычно устанавливаются на озере до образования льда и снимаются после того, как лед разрушается, таким образом, охватывая наблюдениями весь период ледостава. Зимой 1995–1996 гг. проведены эксперименты по синхронному измерению скоростей течений, колебаний поверхности льда, скорости ветра и атмосферного давления над озером. В 1995 г. взяты пробы верхнего слоя донных отложений для описания их характера (тип, пористость, содержание органического вещества). Для параметризации поглощения солнечной радиации снежно-ледовым покровом озера выполнены пространственные и временные съемки альбедо, в 2003–2005 гг. проведены специальные эксперименты с образцами снега и озерного льда.

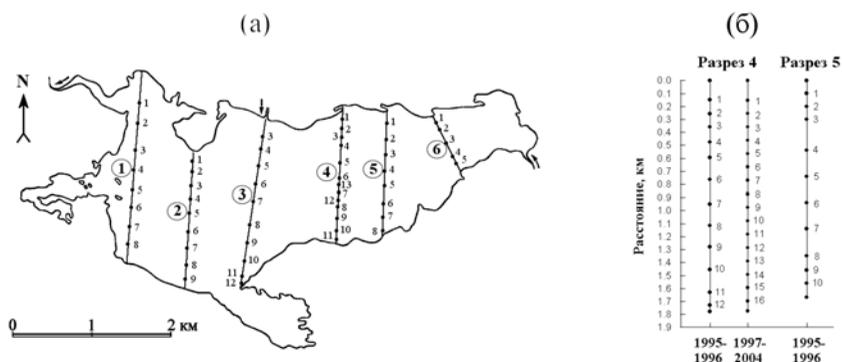


Рис. 2. Положение пространственных разрезов (номера в кружках) и станций на оз. Вендюрском: а – в 1994 г., б – положение станций на 4-м разрезе в 1995–1996 гг., на 5-м разрезе в 1995–1996 гг. (расстояние от северного берега, км).

Подробные сведения о приборах с указанием измеряемых параметров, диапазона измерений, точности, разрешающей способности приведены в ранее опубликованных работах (Bengtsson et al., 1996; Malm et al., 1996). При гидрофизических исследованиях использовались не только промышленные образцы отечественных и зарубежных приборов, но и специальные высокочувствительные приборы, разработанные А.М. Глинским в ИВПС Кар.НЦ РАН (Glinsky, 1998).

Снежно-ледовый покров

По данным многолетних наблюдений установлено, что обычно ледовый покров на оз. Вендюрском образует в первой половине ноября, однако в отдельные годы это происходит во второй половине ноября или даже в на-

декабря. Озеро освобождается ото льда 1–20 мая. Период ледостава на озере продолжается 170–190 суток. В 1996 г. озеро замерзло на месяц позже обычных сроков и период ледостава был соответственно меньше, всего 154 дня.

На протяжении всей зимы поверхность льда покрыта слоем снега, толщина которого достигает максимальных значений к середине зимы. Полевые исследования 1994–2005 гг. показали, что наибольшая скорость роста толщины льда наблюдается в начальный период зимы при относительно небольшой толщине снега и составляет 8–12, в середине зимы она снижается до 3–5, а в конце зимы – до 1–2 мм в день. В среднем за весь период ледостава до начала весеннего таяния скорость роста толщины льда составляет 3–5 мм в день. Весной с переходом среднесуточной температуры воздуха через 0°C толщина снежного покрова быстро уменьшается и к концу апреля снег практически повсеместно исчезает. Зимний сезон 1995–1996 гг. выделялся наибольшей толщиной снежного и ледового покровов в середине апреля (0.12 и 0.76 м, соответственно). В другие годы толщина снежного и ледового покровов к этому моменту составляла 0.00–0.09 и 0.49–0.69 м, соответственно.

Ледовый покров оз. Вендюрского состоит из белого и кристаллического слоев, что характерно для малых озер умеренной зоны. Белый лед образуется при перегрузках льда снегом и выходе воды на поверхность льда. Часто между верхним и нижним льдом наблюдаются прослойки воды со снегом. В периоды образования белого льда кристаллический лед не растет. Таким образом, общая толщина льда и его структура зависят не только от суровости зимы, но и от количества атмосферных осадков. Съемки, выполненные в разные годы, свидетельствуют о существенной пространственно-временной неоднородности в структуре и по толщине снежно-ледового покрова. Толщина слоя белого льда к концу зимы обычно достигает 0.15–0.27 м, а кристаллического составляет в среднем 0.35–0.47 м. В суровые малоснежные годы (например, зима 1998–1999 гг.) слой кристаллического льда к концу зимы может достигать 0.5 м и более, а белого – быть меньше 0.2 м.

Радиационный режим

По данным актинометрических измерений установлено, что в начале зимы потоки солнечной радиации на верхней границе снега и нижней границе льда малы (так в 1995 г. они составляли в конце ноября около 100.0 и 3.0, а в конце декабря – 70.0 и 0.2 Вт·м⁻², соответственно). Следовательно, уже в начале зимы с установлением сплошного снежно-ледового покрова озеро можно считать практически изолированным от солнечного воздействия. В середине зимы (январь–февраль) количество солнечной радиации, приходящей на верхнюю границу снежного покрова оз. Вендюрского увеличивается до 200, а в начале весны (март) возрастает до 500–600 Вт·м⁻². Поток солнечной радиации на нижней границе льда при этом остается пренебрежимо малым (меньше 0.2 Вт·м⁻²).

В апреле потоки прямой и отраженной солнечной радиации на верхней границе снежного покрова увеличиваются до 500–800 и 200–500 Вт·м⁻², соответственно. По мере уменьшения толщины снега растет поток солнечной радиации, проникающей в воду. В середине апреля он составляет 2–20, в конце апреля – 50–120, а в отдельные годы может достигать 190 Вт·м⁻² (1999 г.). Оценки накопленной за светлое время суток проникающей под лед солнечной радиации, полученные по данным синхронных измерений в апреле 2002 г. на ст. 4–3 и 4–15, разнесенных на расстояние 1.2 км друг от друга, показали отличие, достигающее до 30%.

В ходе исследований была выявлена существенная изменчивость альbedo снежно-ледового покрова озера как по времени (межгодовая, сезонная, синоптическая и внутрисуточная), так и по пространству (Петров и др., 2005). На протяжении всей зимы и в начале весны, когда лед еще покрыт сплошным слоем снега, величины альbedo поверхности озера высоки и составляют в среднем за день 0.8–0.9. Максимальные значения альbedo наблюдались для сухого свежеснежавшего снега и составили 0.92–0.97.

Весной с началом таяния изменяются состояние и структура снежно-ледового покрова озера. Толщина снега постепенно уменьшается, а плотность его увеличивается. Снег превращается в ледяную крупу диаметром 1–2 мм, днем обычно влажную, ночью сухую. Альbedo такой поверхности составляет 0.6–0.8. Местами снег исчезает с поверхности льда и появляются темные пятна выступившей воды, где альbedo уменьшается до 0.3–0.4. Пространственная изменчивость величины альbedo по площади озера может достигать 30–40%. Выпадение свежего снега значительно увеличивает альbedo. Но поскольку весной поток приходящей солнечной радиации велик, выпавший снег быстро тает, и альbedo вновь уменьшается. После исчезновения снега ускоряется таяние льда. При среднесуточной температуре воздуха выше 0°C белый лед превращается в кашу из снега, пропитанного водой (альbedo уменьшается). Ночью (при отсутствии таяния) вода уходит под лед и он всплывает, а на поверхность выступает тонкий слой снега (0.5–3.0 см) – альbedo увеличивается. При ясной солнечной погоде максимум альbedo наблюдается в утренние часы. В течение дня в связи с интенсивным таянием снега и льда альbedo снижается на 15–35%, а вечером опять возрастает.

К концу апреля альbedo обычно уменьшается до 0.2–0.4, но может наблюдаться временное его увеличение. Так произошло в 2003 г., когда в течение недели в связи с похолоданием альbedo увеличилось от 0.4 до 0.8. Однако общая тенденция снижения значений альbedo снежно-ледового покрова озера весной сохраняется до полного его разрушения. Структура снежно-ледового покрова озера сложна и изменчива во времени и пространстве, что сказывается на его альbedo. Диапазон значений альbedo оз. Вендюрского в зависимости от состояния снежно-ледового покрова и погодных условий находится в пределах

от 0.09 (мокрая поверхность кристаллического льда) до 0.97 (свежевыпавший снег), что хорошо согласуется с данными других исследователей (Кузьмин, 1957; Савельев, 1963; Чехин, 1987; Bolsenga, 1977; Perovich, 1998).

Для оценки степени поглощения солнечной радиации внутри снежно-ледового покрова, в апреле 2003–2005 гг. была проведена серия экспериментов с образцами снега и озерного льда. В зависимости от структуры снега (влажности, плотности, размера крупинки), а также погодных условий (облачности, температуры воздуха) эффективный коэффициент поглощения (ЭКП) солнечной радиации слоем снега толщиной ~ 0.2 м изменялся от 12.6 до 15.0 м^{-1} (Петров и др., 2005).

По данным экспериментов с блоками льда были оценены значения ЭКП солнечной радиации ледовым покровом различной структуры и толщины. По данным 2004 г. значения ЭКП солнечной радиации белым льдом изменялись в пределах 6.8–8.0, кристаллическим – 2.2–2.4, льдом смешанной структуры (при разных соотношениях толщины белого и кристаллического льда) – 2.7–4.9 м^{-1} (Петров и др., 2005). По данным 2005 г. значения ЭКП солнечной радиации белым льдом изменялись в пределах 6.1–8.7, кристаллическим – 2.8–5.5 м^{-1} . Более высокие значения ЭКП солнечной радиации кристаллическим льдом в 2005 г., вероятно, связаны с более интенсивным его насыщением пузырьками воздуха в процессе весеннего таяния.

Большинство численных моделей годового хода термической структуры мелководного озера используют количественное описание ледового покрова, не учитывая его качественных свойств (тип льда и т.д.). В этом случае требуется знание так называемого интегрального ЭКП солнечной радиации льдом для оценки ее потока на нижней границе льда. Согласно оценкам, выполненным на основе данных многочисленных измерений, проведенных на оз. Вендюрском в 1995–2003 гг. при разных погодных условиях и различной структуре снежно-ледового покрова, интегральный ЭКП солнечной радиации ледовым покровом изменяется в пределах 3–5 м^{-1} , со средним значением 3.9 м^{-1} .

Точность оценок подледной радиации с использованием установленных авторами значений ЭКП лежит в пределах $\pm 20\%$. Верификация проводилась по данным актинометрических измерений на оз. Вендюрском и на других озерах (данные из литературных источников).

Термическая структура

Термическая структура озера в предледоставный период и первые дни ледостава характеризуется значительной межгодовой изменчивостью. Перед ледоставом озеро охлаждается в состоянии гомотермии; температура его водной толщи понижается на 0.1–0.6 $^{\circ}\text{C}\cdot\text{сут}^{-1}$ (в среднем 0.3 $^{\circ}\text{C}\cdot\text{сут}^{-1}$). Оценки изменения теплозапаса в озере до и сразу после установления льда показывают, что в предледоставный период потери тепла в атмосферу в 10–20 раз превышают

поступление тепла из донных отложений в воду. В зависимости от погодных условий и продолжительности предледоставного периода, озеро замерзает при средней температуре водной массы от 0.6 до 2.2°C. Продолжительность предледоставного периода, степень выхолаживания водной массы и слоя донных отложений мелководного озера оказывают определяющее влияние на межгодовую изменчивость его термической структуры, особенно в начальный период зимы.

Зимой можно выделить несколько периодов, различающихся характером изменения температуры водной толщи мелководного озера: начальный период ледостава, середину зимы и период весеннего подледного прогрева. В начальный период ледостава наиболее существенные изменения температуры водной толщи приурочены к придонному слою толщиной 10–30% глубины. В середине зимы интенсивность изменений температуры водной толщи по вертикали выравнивается. Период весеннего подледного прогрева, обусловленный проникновением солнечной радиации под лед, нагреванием подледного слоя воды и развитием процесса свободной конвекции характеризуется высокой изменчивостью температуры в верхних слоях водной толщи озера.

На мелководьях и в области средних глубин с конца первого и на протяжении второго месяцев ледостава значения теплопотока вблизи границы вода-дно составляют 2.0–5.0, к концу зимы снижаются до 0.1–3.0 Вт·м⁻². В глубоководной части озера теплопоток в течение зимы практически не меняется и имеет порядок 0.1–1.5 Вт·м⁻² (Петров и др., 2006).

Теплопоток вблизи границы вода-лед на протяжении зимы имеет порядок 0.1–1.5, с началом весеннего подледного прогрева возрастает до 5.0–10.0 Вт·м⁻². В конце апреля 1999 г. при толщине кристаллического льда 0.4–0.5 м, на котором отсутствовали белый лед и снег, значения теплопотоков вблизи границы вода-лед доходили до 30 и более Вт·м⁻². Полученные значения теплопотоков вблизи границ вода-дно и вода-лед хорошо согласуются с данными других исследователей (Bengtsson, Svensson, 1996; Gu, Stefan 1990; Likens, Johnson, 1969 и др.).

Сразу после появления льда водная толща озера из состояния гомотермии переходит в состояние стратификации. На нижней границе льда на протяжении всей зимы поддерживается нулевая температура. Установлено (Петров и др., 2006), что в слое подледных вод, нижняя граница которого располагается в разные годы на глубине 0.9–1.9 м, происходит понижение температуры воды на протяжении всей зимы вплоть до начала весеннего подледного прогрева. Температура на нижней границе слоя остается практически неизменной и составляет в разные годы 0.4–1.6°C. Ниже этого слоя наблюдается непрерывное повышение температуры воды на протяжении всей зимы. Таким образом, при анализе зимнего термического режима мелководного озера следует рассматривать его водную толщу состоящей из двух слоев – верхнего, температура кото-

рого в течение зимы вплоть до начала весеннего подледного прогрева понижается, и нижнего, температура которого повышается.

В придонном слое повышение температуры воды вследствие теплообмена с донными отложениями начинается с первого же дня ледостава. В области максимальных глубин озера повышение температуры придонного слоя происходит существенно быстрее, чем над склонами и на мелководьях: в течение первой недели ледостава температура увеличивается на 0.11–0.40, 0.04–0.36, 0.06–0.10°C в день, соответственно. Наибольшая скорость повышения температуры наблюдается в годы с коротким предледоставным периодом и «низкой» температурой замерзания озера. В годы с продолжительным предледоставным периодом или с «высокой» температурой замерзания она существенно меньше. Скорость повышения температуры водной толщи быстро снижается и в конце первого месяца ледостава не превышает 0.03°C·день⁻¹. Какими бы ни были условия предледоставного периода и температура замерзания озера, наибольшие изменения температуры происходят в глубоководной части озера на протяжении первого месяца, в области средних глубин и на мелководьях – в течение первых двух недель ледостава.

Оценки эффективного коэффициента температуропроводности, проведенные по данным разных лет, показали, что перенос тепла из придонных слоев в начале зимы идет с большей скоростью, чем обеспечивает молекулярная диффузия (Петров и др., 2006).

В середине зимы развитие термической структуры озера выходит на стационарный режим. Температура водной толщи продолжает медленно расти на 0.01–0.02°C в день. В марте-апреле на мелководьях температура придонных слоев воды повышается до 1.5–2.0, на средних глубинах – до 2.0–3.0, в глубоководной части озера – до 4.0–5.5°C. Перед началом весеннего подледного прогрева средняя температура столба воды от нижней границы льда до дна составляет в глубоководной части озера 2.3–3.3, на средних глубинах 1.5–2.5, на мелководьях 0.8–1.5°C.

В южной части Карелии весенний подледный прогрев, обусловленный проникновением солнечной радиации под лед, нагреванием подледного слоя воды и развитием процесса свободной конвекции, начинается в конце марта-начале апреля и продолжается на мелководных озерах 30–35 дней. В начальный период конвекции подо льдом наблюдается слой толщиной 0.1–0.2 м, градиент температуры в котором достигает 5–9°C·м⁻¹. Ниже располагается квазиоднородный слой, толщина и температура которого при развитой конвекции увеличиваются в день на 0.1–0.8 м и 0.05–0.25°C, соответственно. К моменту вскрытия озера ото льда его водная масса оказывается охваченной конвективным перемешиванием до глубин 8–9 м. Температура квазиоднородного слоя составляет к этому моменту 3.7–4.2°C, а средняя температура водной массы озера – около 4.0°C. В отдельные годы в конце ледостава в верхней части ква-

зиднородного слоя наблюдается повышение температуры воды до 4–5°C и выше, что препятствует дальнейшему развитию конвективного перемешивания (Jonas et al., 2003). В таких условиях конвекция проникает до меньших глубин (~6 м).

В донных отложениях мелководного озера на определенной глубине (0.20–0.55 м) температура зимой практически не изменяется; температура вышележащих грунтов со временем повышается, нижележащих – понижается. Повышение температуры «нижнего» слоя донных отложений озера на мелководьях начинается уже в конце зимы, когда свободная конвекция достигает дна, и температура придонного слоя воды становится выше температуры «верхнего» слоя донных отложений.

Наибольшие градиенты температуры водной толщи мелководного озера наблюдаются в подледном и придонном слоях толщиной 10–20% глубины и составляют в подледном слое 0.5–2.5, в придонном слое глубоководной части озера и на средних глубинах – 0.8–1.6°C·м⁻¹. На мелководьях градиент температуры уменьшается с глубиной от 0.8–1.5 в подледном слое до 0.1–0.8°C·м⁻¹ – в придонном. В течение зимы градиент температуры в подледном слое увеличивается, а в придонном – уменьшается. Градиент температуры водной толщи, за исключением подледного и придонного слоев, составляет в начале зимы 0.2–0.3, в конце – 0.4–0.5°C·м⁻¹.

Наиболее существенное изменение теплосодержания столба воды в течение зимы происходит на средних глубинах и в глубоководной части мелководного озера, в то время как на мелководьях оно практически не меняется. Теплосодержание столба воды в глубоководной части мелководного озера повышается с наибольшей скоростью в течение первого месяца, на средних глубинах и мелководьях – в течение первых 15–20 дней ледостава. Периоды изменчивости теплосодержания столба воды попадают в синоптический масштаб. Определенный вклад во временную изменчивость теплосодержания столба воды могут вносить бароклинные сейши, генерируемые колебаниями ледового покрова под воздействием ветра (Петров и др., 2006).

Растворенный кислород

По содержанию органических веществ в воде оз. Вендорское относится к олиго-мезогумозным водоемам (Харкевич, 1980). Органическое вещество (ОВ) озерной воды имеет преимущественно аллохтонное происхождение. Образование ОВ в водоеме за счет фотосинтеза не достигает высоких значений. Деструкция превышает продукцию, т.е. окислению подвергается не только автотонное ОВ, но и часть аллохтонного (Коваленко, 1985). Образование и разрушение ОВ в результате биохимических процессов, их частичная коагуляция и осаждение отражаются на газовом режиме озера. Большое влияние на концентрацию растворенного кислорода (РК) в озере и его изменения во времени

и пространстве оказывают физические факторы, связанные с обменом на границах раздела вода-атмосфера, вода-дно и процессами переноса и перераспределения веществ внутри водной толщи. Наибольшие абсолютные значения РК наблюдаются в холодную половину года, что обусловлено увеличением его растворимости при понижении температуры воды.

Осенью, вследствие интенсивного ветрового перемешивания, в оз. Вендюрском наблюдается гомотермия и относительно однородное распределение РК в водной толще даже тогда, когда температура воды опускается ниже 4°C. По измерениям 2003–2005 гг. установлено, что в ноябре концентрация РК в озерных водах составляет 11.9–12.8 мг·л⁻¹, при температуре воды от 2.8 до 4.0°C. При этом отмечается почти полное насыщение вод кислородом (94–96%). Если предположить, что осенью насыщение вод оз. Вендюрского кислородом сохраняется постоянным (около 95%), то понижение температуры озерных вод в этот период в среднем на 0.3°C за сутки будет приводить к изменению содержания РК в результате его поступления из атмосферы на 0.1 мгO₂·л⁻¹ за сутки, или, другими словами, коэффициент поступления составит 550 мгO₂·м⁻²·сут⁻¹·атм⁻¹. С учетом преобладания в этот период деструкции органического вещества над продукцией коэффициент поступления может быть несколько больше. Непосредственно перед установлением льда температура воды в озере уменьшается до 0.5–2.0°C, а содержание РК достигает максимальных значений 12.8–13.2 мг·л⁻¹. Близкие значения содержания и процентного насыщения РК в предледоставный период наблюдаются на других неглубоких водоемах Карелии (Поверхностные..., 1991; Сабылина и др., 1990).

С установлением ледового покрова газообмен озера с атмосферой прекращается. При толщине снежного покрова ~0.1 м под лед проникает менее 1% солнечной радиации, что приводит к угнетению фотосинтеза. Концентрация хлорофилла «а» зимой в 5–10 раз меньше, чем в период открытой воды (Коваленко, 1985). В этих условиях деструкция ОВ преобладает над первичной продукцией, несмотря на существенное уменьшение скорости химических и биологических процессов из-за низкой температуры воды в соответствии с правилом Вант-Гоффа (Мизандронцев, 1990). Зимой в озерах Карелии процент суточной деструкции относительно общего содержания ОВ и его лабильной части (БПК₅, БПК₂₀) мал и составляет 0.1–0.2%.

Ежемесячные измерения РК, проведенные на оз. Вендюрском зимой 2001–2002 гг., позволяют судить о сезонной динамике его вертикальной структуры. В течение первого месяца ледостава во всей водной толще озера наблюдалось снижение концентрации РК на ~2.0 мгO₂·л⁻¹ по сравнению с характерными значениями предледоставного периода. Так, уже в середине ноября концентрации РК составляли 11.2–11.7 в основной водной толще и 10.0–10.5 мг·л⁻¹ в придонном слое. В начале декабря содержание РК было практически однородным до глубины 8 м и составляло 10.0–11.5 мг·л⁻¹ (60–75% насыщения). В цен-

тральной части озера на глубинах более 9–10 м у дна сформировалась зона с пониженным содержанием РК, которое уменьшалось до $0.1 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ на границе вода-дно (11.5 м). В этот период средняя скорость изменения содержания РК в основной водной толще (до 8 м) составляла $0.04 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{сут}^{-1}$, на горизонте 10 м увеличивалась до 0.07, а на глубине 11 м возрастала до $0.2 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{сут}^{-1}$. В течение второго-третьего месяцев ледостава в верхнем 4–5-метровом слое водной толщи озера скорость изменения концентрации РК уменьшилась до 0.004–0.007, а максимальные ее значения – $0.06\text{--}0.07 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{сут}^{-1}$ – наблюдались на глубинах 10–11 м. На мелководных станциях в январе отмечалось относительно однородное насыщение воды кислородом; содержание РК здесь лишь незначительно уменьшилось к середине апреля (рис. 3). Более существенные изменения происходили в центральной глубоководной части озера, где слой воды с пониженным содержанием РК со временем постепенно рос, и в апреле верхняя граница градиентного слоя поднялась до глубины 3–4 м. В глубоководной части озера у дна сформировалась анаэробная зона толщиной 1.0–1.5 м (~10% глубины).

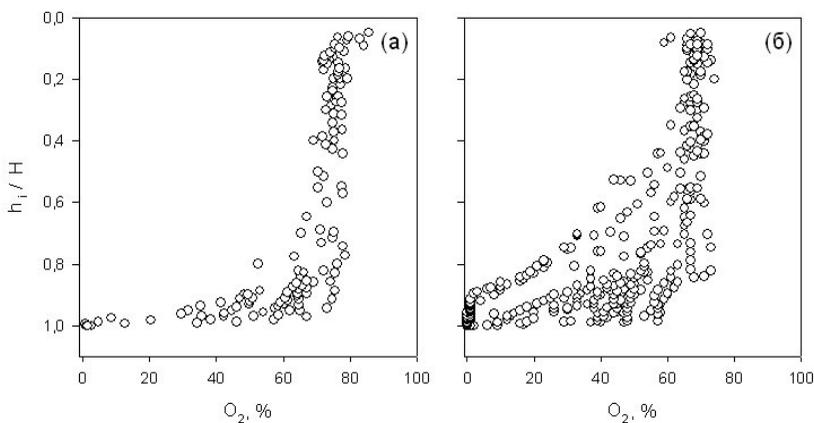


Рис. 3. Диаграммы рассеяния измеренных значений насыщения РК по всем станциям выполненным: а – 26–27 января, б – 15–22 апреля 2002 г. (Н – глубина станции, h_1 – горизонт измерения)

В течение зимы 2002–2003 гг. содержание РК в озере было необычайно низким. В декабре 2002 г. в поверхностных слоях водной массы озера содержание РК составило $\sim 8.0 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ (менее 60% насыщения). Как и в предыдущий год, в течение второго месяца ледостава в озере сформировалась вертикальная неоднородность вод с уменьшением РК ко дну. В апреле 2003 г. содержание РК в верхнем слое водной массы понизилось до $5.0\text{--}7.0 \text{ мг}\cdot\text{л}^{-1}$ (40–50% насыщения), что ниже типичных значений содержания РК в этот период на

3.0 мг·л⁻¹. В градиентном слое концентрации РК на соответствующих горизонтах были также меньше на 3.0–4.0 мг·л⁻¹, чем в другие годы, а толщина анаэробной зоны – больше (рис. 4). Верхняя граница градиентного слоя к концу зимы поднялась почти до нижней поверхности льда, и лишь в результате конвективного перемешивания наблюдалось формирование квазиоднородного по содержанию РК слоя.

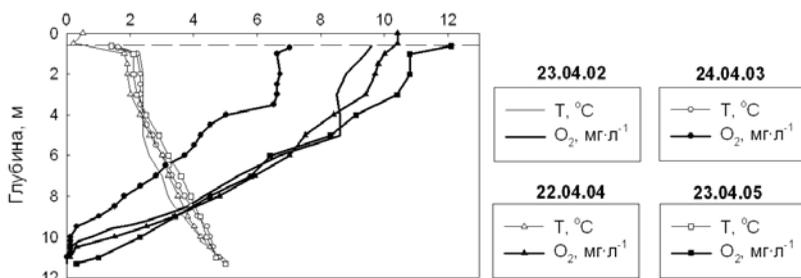


Рис. 4. Вертикальные профили РК и температуры воды, измеренные на ст. 4–9 во второй половине апреля 2002–2005 гг. (горизонтальной пунктирной линией обозначена нижняя кромка льда)

Необычайно низкое содержание РК в водах озера зимой 2002–2003 гг., вероятно, объясняется относительно высоким содержанием лабильного ОВ, которое образовалось в результате позднего развития фитопланктона перед самым ледоставом и отмечалось, по косвенным показателям, даже в декабре (подо льдом БПК₅ соответствовало 4.40, в водной толще – 1.54, в придонном слое – 3.54 мг·л⁻¹). В апреле 2003 г. вертикальное распределение БПК₅ в слое 1–5 м было относительно однородным и составляло 1.2–1.4 мг·л⁻¹, что в два раза выше, чем в апреле 2004 г. В придонных слоях БПК₅ измерить не удалось из-за низкого содержания РК в воде. Опыты, проведенные в озере в темных и светлых склянках, так же свидетельствовали об относительно высокой активности протекающих в этот год биохимических процессов, с преобладанием деструкции органического вещества над продукцией.

Весной при стаивании снежного покрова проникновение солнечной радиации под лед приводит к нагреванию верхнего слоя воды и развитию свободного конвективного перемешивания с образованием квазиоднородного слоя по температуре, РК и другим химическим показателям. На протяжении всех лет наблюдений (2000–2006 гг.) весной подо льдом в водах оз. Вендворского не отмечалось существенного увеличения содержания РК, несмотря на то, что поток проникающей под лед солнечной радиации (более 10% от абсолютных значений прямой, составляющей в этот период 600–800 Вт·м⁻²) был достаточным для развития процессов фотосинтеза. Когда конвекция достигает дна, ис-

чезает придонный слой с низкими значениями РК. В прибрежной зоне местами отмечается незначительное уменьшение содержания РК, вероятно, связанное с поступлением обедненных кислородом вод из самых мелководных участков. Заметные колебания содержания РК в градиентном слое объясняются особенностями динамики вод, интенсивность которой в апреле увеличивается по сравнению с зимним периодом вследствие неоднородности прогрева по акватории озера. Анаэробная зона в глубоководной части озера (на глубинах более 8 м) сохраняется вплоть до полного разрушения льда, так как гравитационная устойчивость вод в ней определяется увеличением минерализации с глубиной при температуре воды, близкой к температуре максимальной плотности, и в конвективное перемешивание она не вовлекается (Kirillin et al., 2001).

Для оценки аэробной деструкции ОБ в верхнем слое ила в апреле 2006 г. на оз. Вендюрском были выполнены детальные измерения содержания РК вблизи границы вода-дно на 18 склоновых станциях в трех разных районах озера с шагом по вертикали 0.5–1.0 см. В относительно обособленных углублениях дна, в верхнем слое ила которых преобладали восстановительные процессы, концентрация РК на поверхности донных отложений не превышала $2.0 \text{ мг} \cdot \text{л}^{-1}$. Такие участки дна не оказывают существенного влияния на содержание РК в озере и нами не рассматривались. Типичные профили РК и его градиента для склоновой станции с илистым грунтом приведены на рис. 5. В озере на глубинах $<4 \text{ м}$ встречаются участки с твердым грунтом (песок, супесь, руда, глина), где зондирования РК были выполнены только до поверхности донных отложений. Эти измерения показали отсутствие значимых различий в концентрации РК на поверхности грунта и в придонном слое воды.

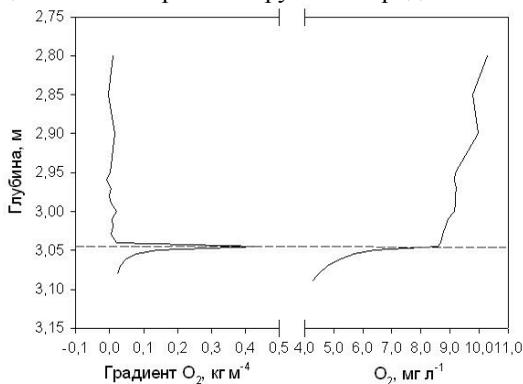


Рис. 5. Изменение содержания РК и его вертикального градиента в придонном слое воды и верхнем слое ила (19.04.2006) на одной из характерных склоновых станций (ст. 4–1). Горизонтальной пунктирной линией обозначена граница вода-дно.

Величину потока РК, диффундирующего в верхнюю поверхность ила и расходуемого на деструкцию ОВ, можно описать первым законом Фика:

$$F = D_{эф} \partial C / \partial z ,$$

где $D_{эф}$ – эффективный коэффициент диффузии, зависящий от температуры и пористости грунтов, C – концентрация РК, z – глубина. Содержание воды в верхнем 10-сантиметровом слое ила в оз. Вендюрском составляет около 95–97% (Malm et al., 1996). Поэтому можно пренебречь эффектами пористости для самого приповерхностного слоя ила с максимальными градиентами РК ($\partial z \sim 0.5\text{--}1.0$ см), еще более насыщенного водой. По измерениям окислительно-восстановительного потенциала в иле толщина деятельного слоя микроорганизмов ограничена тонким слоем в несколько миллиметров (Бреховских, 1988). Таким образом, ошибки при определении толщины градиентного слоя являются более значимыми. Зависимость скорости потребления РК илами оз. Вендюрского от глубины места приведена на рис. 6. Она позволила оценить общее потребление РК всей площадью донных отложений озера в апреле в течение суток, которое составило ~ 300 кг·сут⁻¹.

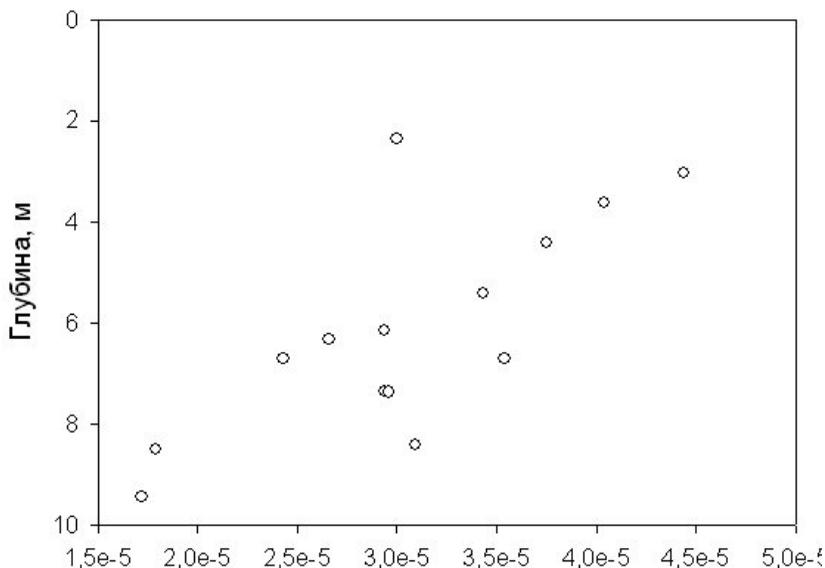


Рис. 6. Зависимость скорости потребления РК илами от глубины в оз. Вендюрском (апрель 2006 г.)

В таблице приведены оценки изменения содержания РК в объеме всего озера, соответствующие разным периодам ледостава. Оценки основывались на съемках РК по продольному и поперечному разрезам (около 20 станций) с измерениями на горизонтах через 0.5–1.0 м. Из таблицы видно, что наибольшие скорости уменьшения РК наблюдаются в течение первого месяца ледостава (2.4 тонн·сут⁻¹). Это, вероятно, связано как с деструкцией ОВ в водной толще, так и с поглощением РК донными отложениями. В дальнейшем относительно тяжелое ОВ оседает на дно или скатывается в ямы, а скорость изменения РК в озере существенно уменьшается. Так в декабре-январе она составляет 0.7–0.8, а в январе-марте уже около 0.5 тонн·сут⁻¹. Сопоставляя последнюю величину с потреблением РК донными отложениями в апреле, становится ясно, что именно этот процесс играет главную роль в изменениях содержания РК во второй половине зимы.

Таблица

Уменьшение содержания кислорода (Δ РК) в объеме всего озера и скорости его изменения за одни сутки (Δ РК/ Δ D) в разные периоды ледостава

Период между съемками	Кол-во суток	Слой	Δ РК, тонн	Δ РК/ Δ D, тонн·сут ⁻¹
16.11.2001–02.12.2001 г.	16	0.5–дно	38,6	2,41
16.11.2001–26.01.2002 гг.	71	0.5–дно	79,4	1,12
16.11.2001–09.02.2002 гг.	85	0.5–дно	92,6	1,09
16.11.2001–23.03.2002 гг.	127	0.5–дно	106,4	0,84
02.12.2001–26.01.2002 гг.	55	0.5–дно	40,8	0,74
26.01.2002–23.03.2002 гг.	56	0.5–дно	26,9	0,48
02.12.2001–23.04.2002 гг.	142	0.5–дно	134,6	0,95
23.12.2002–21.04.2003 гг.	119	0.5–дно	109,4	0,92
20.11.2003*–21.04.2004 гг.	152	0.5–дно	234,1	1,54
18.11.2004*–19.04.2005 гг.	152	0.44–дно	211,8	1,39

* – Дата установления ледостава.

Заключение

Как видно из проведенного анализа, гидрофизические процессы, протекающие в мелководных озерах в период существования ледового покрова, могут оказывать существенное влияние на их кислородный режим. Снежно-ледовый покров, существующий в течение нескольких месяцев, лимитирует поступление кислорода в озеро, подавляя фотосинтез и препятствуя газообмену озера с атмосферой. Горизонтальная неоднородность придонной температур, определяемая батиметрическими особенностями котловины озера и неравномерностью запасов тепла в верхнем слое донных отложений, обуславливает различную степень жизнедеятельности бактериального сообщества на границе вода-дно, являющегося основным потребителем растворенного кислорода в подледный период. Плотностные течения, существующие в озере подо льдом,

приводят к перераспределению РК по его площади, а циркуляции, формирующиеся в конце зимы в период подледного конвективного перемешивания, могут оказывать влияние на вертикальную структуру РК в прибрежных зонах (Stefanovic, Stefan, 2002).

Литература

Бояринов П.М., Митрохов А.В., Пальшин Н.И., Петров М.П., Тержевик А.Ю., Филатов Н.Н. Динамика вод в малом озере в период ледостава // Гидроэкологические проблемы Карелии и использование водных ресурсов. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2003. С.24–32.

Бреховских В.Ф. Гидрофизические факторы формирования кислородного режима водоемов. М.: Наука, 1988. 168 с.

Бульон В.В. Первичная продукция планктона внутренних водоемов. Л.: Наука, 1983. 150 с.

Коваленко В.Н. Содержание хлорофилла и продукционные процессы в различных по трофности озерах // Органическое вещество и биогенные элементы в водах Карелии. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, 1985. С.165–177.

Кузьмин П.П. Физические свойства снежного покрова. Л.: Гидрометеиздат, 1957. 179 с.

Литинская К.Д., Поляков Ю.К. Озера Вендюрской группы – Урос, Риндозеро, Вендюрское // Водные ресурсы Карелии и их использование. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, 1975. С.57–66.

Мизандронцев И.Б. Химические процессы в донных отложениях водоемов. Новосибирск: Сибирское отд. АН СССР, 1990. 175 с.

Особенности формирования качества воды в разнотипных озерах Карельского перешейка. Л.: Наука, 1984. 300 с.

Пальшин Н.И. Термические и гидродинамические процессы в озерах в период ледостава. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 1999. 86 с.

Петров М.П., Тержевик А.Ю., Пальшин Н.И., Здорвеннов Р.Э., Здорвеннова Г.Э. Поглощение солнечной радиации снежно-ледовым покровом озер // Водные ресурсы. 2005. Т. 32. № 5. С.546–554.

Петров М.П., Тержевик А.Ю., Здорвеннов Р.Э., Здорвеннова Г.Э. Особенности термической структуры мелководного озера в начале зимы // Водные ресурсы. 2006. Т. 33. № 2. С.154–162.

Поверхностные воды озерно-речной системы Шуи в условиях антропогенного воздействия. Петрозаводск: Карелия, 1991. 212 с.

Сабылина А.В., Лозовик П.А., Калмыков М.В. Изменение гидрохимического режима озера Крошнозера в результате антропогенного воздействия. Петрозаводск: Карелия, 1990. 37 с.

Савельев Б.А. Строение, состав и свойства ледяного покрова морских и пресных водоемов. М.: Изд-во МГУ, 1963. 541 с.

Харкевич Н.С. К типологическим различиям в гидрохимии некоторых озер Вендюрско-Вохтозерской группы. Оперативно-информ. мат. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, 1980. С.38–41.

Харкевич Н.С., Сабылина А.В., Басов М.И. Интенсивность распада органического вещества в воде различных по типу озер Карелии // Органическое вещество и биогенные элементы в водах Карелии. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, 1985. С.111–122.

Хатчинсон Д. Лимнология. М.: Прогресс, 1969. 592 с.

Чехин Л.П. Световой режим водоемов. Петрозаводск: Карельский филиал АН СССР, 1987. 130 с.

Barica J., Mathias J.A. Oxygen depletion and winterkill risk in small prairie lakes under extended ice cover // *J. Fish. Res. Board Can.* 1979. V. 36. P.980–986.

Bengtsson L. Mixing in ice covered lakes // *Hydrobiologia.* 1996. V. 322. P.91–97.

Bengtsson L., Malm J., Terzhevik A., Petrov M., Boyarinov P., Glinsky A., Palshin N. Field investigations of winter thermo- and hydrodynamics in a small Karelian lake // *Limnol. Oceanogr.* 1996. V. 41. № 7. P.1502–1513.

Bengtsson L., Svensson T. Thermal regime of ice-covered Swedish lakes // *Nordic Hydrology.* 1996. V. 27. P.39–56.

Bolsenga S.J. Preliminary observations on the daily variation of the albedo // *J. Glaciol.* 1977. V. 18. P.517–521.

Glinsky A. Current meters for measurement of low-speed velocities in ice-covered lakes // *Limnol. Oceanogr.* 1998. V. 43. № 7. P.1661–1668.

Greenbank J. Limnological conditions in ice-covered lakes, especially as related to winterkill of fish // *Ecol. Monographs.* 1945. V. 15. P.343–392.

Gu R., Stefan H.G. Year-round temperature simulation of cold climate lakes // *Cold Regions Sci. Technol.* 1990. V. 18. P.147–160.

Hargrave B. A comparison of sediment oxygen uptake, hypolimnetic oxygen deficit and primary production in Lake Esrom, Denmark // *Vehr. Int. Ver. Limnol.* 1972. № 18. P.134–139.

Jonas, T., A. Y. Terzhevik, D. V. Mironov, and A. Wuest. Radiatively driven convection in an ice-covered lake investigated by using temperature microstructure technique // *J. Geophys. Res.* 2003. V. 108 (C6), 3183, doi:10.1029/2002JC001316.

Likens G.E., Johnson N.M. Measurement and analysis of the annual heat budget for the sediments in two Wisconsin lakes // *Limnol. Oceanogr.* 1969. V. 14. № 1. P.115–135.

Kirillin G., Mironov D., Terzhevik A. Radiatively-driven spring convection in ice-covered lakes: the effect of salt concentration. // *Proc. 6th Workshop on Physical Processes in Natural Waters.* X. Casamitjana (Ed.). Girona, 2001. P.199–203.

Malm J., Bengtsson L., Terzhevik A., Boyarinov P., Glinsky A., Palshin N., and Petrov M. Field study on currents in a shallow ice-covered lake // *Limnol. Oceanogr.* 1998. V. 43. № 7. P.1669–1679.

Malm J., Terzhevik A., Bengtsson L., Boyarinov P., Glinsky A., Palshin N., Petrov M. A field study of Thermo- and Hydrodynamics in three Small Karelian Lakes during winter 1994/1995. Department of Water Resources Engineering. Institute of Technology. University of Lund. 1996. Rep. № . 3197. 220 p.

Malm J., Terzhevik A., Bengtsson L., Boyarinov P., Glinsky A., Palshin N., Petrov M. Temperature and salt content regimes in three shallow ice-covered lakes: 1. Temperature, salt content, and density structure // *Nordic Hydrology*. 1997a. V. 28. P.99–128.

Malm J., Terzhevik A., Bengtsson L., Boyarinov P., Glinsky A., Palshin N., Petrov M. Temperature and salt content regimes in three shallow ice-covered lakes: 2. Heat and mass fluxes // *Nordic Hydrology*. 1997b. V. 28. P.129–152.

Perovich D.K. The optical properties of sea ice // *Physics of ice-covered seas*. M. Leppäranta (Ed.). 1998. V. 1. P.195–230.

Stefanovic D.L., Stefan H.G. Two-dimensional temperature and dissolved oxygen dynamics in the littoral region of an ice-covered lake // *Cold Regions Science and Technology*. 2002. V. 34. P.159–178.

Wetzel R.G. *Limnology: Lake and River ecosystems*. (3rd ed.) N.Y.: Academic Press, 2001. 1006 p.

РОЛЬ ЗОНАЛЬНЫХ ФАКТОРОВ И МОРФОМЕТРИИ ОЗЕР В ФОРМИРОВАНИИ ИХ ТЕРМИЧЕСКОЙ СТРАТИФИКАЦИИ

Ефремова Т.В., Пальшин Н.И., Потахин М.С.

Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, Петрозаводск, Россия

efremova@nwpi.krc.karelia.ru

Температура воды относится к основным факторам, влияющим на скорость химических и биологических процессов в водоемах (Винберг, 1983; Хендерсон-Селлерс, 1987; Страшкраба, Гнаука, 1989). Ее вертикальное распределение определяет гравитационную устойчивость вод, от которой зависит вертикальный обмен не только энергией, но и всеми питательными веществами. В свою очередь, изменчивость распределения температуры воды в озерах зависит одновременно от зональных климатических особенностей региона, определяющих результирующий тепловой поток в обмене энергией между водоемом и атмосферой, и от озерной морфометрии, влияющей на процессы перемешивания и перераспределения тепла в водной толще. На территории Северо-Запада России и Финляндии, промышленно развитых и интенсивно осваиваемых районов, находится более 275 тыс. озер. Несмотря на огромное количество озер в регионе, регулярные наблюдения за температурой воды проводятся менее чем на 100 водоемах. Поэтому возникает необходимость анализа и оценки термического режима разнотипных водоемов в зависимости от их морфометрических и географических особенностей. Особую важность решение этой проблемы приобретает для озер с полным отсутствием гидрометеорологической информации.

В рамках проводимой в Институте водных проблем Севера КарНЦ РАН темы по эколого-географической типизации и классификации водоемов в качестве объектов исследований рассматриваются более 100 разнотипных озер Карелии. В настоящее время создается база данных по основным гидрофизическим, гидрохимическим и гидробиологическим показателям, накопленных за более чем 60-летний период. Обобщение этого огромного фактического материала позволит создать экспертную систему оценки состояния озерных экосистем, выявить их чувствительность и устойчивость к антропогенной нагрузке, а также разработать рекомендации по рациональному использованию и охране ресурсов озер разных ландшафтов. Регулярные наблюдения за температурой воды на территории Карелии проводились только на 22 водоемах, а на остальных озерах измерения были лишь эпизодичны. Для восстановления информационных пробелов требуются сравнительно простые методы расчетов термического состояния озер.

В связи с этим была поставлена цель: установить закономерности изменчивости термического режима разнотипных водоемов в зависимости от физико-географических факторов и разработать методы их оценки на основе анализа натурных данных. Решалась эта задача на примере 70 озер Северо-Запада России и Финляндии, для которых имелись ряды длительных наблюдений. Рассматриваемая территория расположена между 55°–69° с. ш. и 27°–42° в. д. Выборка водоемов представляет большое их разнообразие по морфометрическим характеристикам, формам строения озерных котловин и проточности. По геометрическим размерам в нее включены все типы водоемов: от крупнейших озер – Ладожского и Онежского – до самых малых с площадью менее 1 км². Диапазоны некоторых характеристик озер, используемых для разработки стохастических моделей и включенных в комплексную базу данных по Карелии, приведены в таблице 1.

Таблица 1

Характеристики озер

Характеристика	Диапазон характеристик озер с данными наблюдений	Диапазон характеристик озер с рассчитанными значениями
Широта, град	55°37'–69°46' с. ш.	61°25'–66°25'
Долгота, град	20°30'–41°32' в. д.	30°18'–36°85'
Высота над уровнем моря, м	4,5–463	33,9–195
Площадь, км ²	0,65–17872	0,35–1140
Средняя глубина, м	1,6–46,9	1,1–29
Максимальная глубина, м	5–230	2–103
Объем, км ³	0,002–837,9	0,002–23,64
Коэффициент условного водообмена, год ⁻¹	0,06–76,84	0,02–288,3

Эпилимнион и термоклин

Наблюдения на малых и средних озерах в различных регионах умеренной зоны северного полушария показывают, что глубины эпилимниона и термоклина зависят главным образом от площади озера или длины разгона ветра (Arai, 1981, Patalas, 1984, Lathrop, Lillie, 1980, Gorham, Воусе, 1989). К. Паталас (Patalas, 1984) для 45 малых озер северной Польши (54° с. ш.) и 35 озер Центральной Канады ($54\text{--}59^\circ$ с. ш.) приводит эмпирическую формулу зависимости глубины эпилимниона (h_e) от длины разгона ветра:

$$h_e = 4,6 L^{0,41} \quad (r = 0,85) \quad (1)$$

Глубину эпилимниона он определял как верхний слой воды с градиентом температуры меньше $1^\circ\text{C}\cdot\text{м}^{-1}$, а эффективную длину разгона ветра как среднее значение из длины и ширины озера. Он оценивал применимость своей формулы на примере данных почти 100 озер Северной Америки с длиной разгона ветра от 0,4 до 380 км (площадью от 0,2 до 82000 км²) и 32 озер Японии. В результате детального анализа данных было показано, что наилучшее соответствие между наблюдаемыми и предсказанными значениями наблюдается для озер, расположенных на $54\text{--}59^\circ$ с. ш. В холодных северных ($\varphi > 60^\circ$ с. ш.) и высокогорных ($Z > 400$ м) озерах глубина эпилимниона была обычно больше предсказанных значений на 1–4 м, а в теплых южных ($\varphi < 50^\circ$ с. ш.) наоборот – меньше. К. Паталас отметил также, что с увеличением длины разгона ветра при $L > 25$ км ее связь с глубиной эпилимниона нарушается.

На основе данных, собранных К. Паталасом по озерам разных климатических зон, предложена новая формула (4) для расчета толщины эпилимниона (h_e), которую можно использовать для водоемов Северо-Запада России. Она учитывает не только длину разгона ветра (L), но еще и географическую широту (φ). От зональных факторов зависит температура верхнего слоя воды в озерах, что отражается в конечном итоге на их гравитационной устойчивости вод. Поправки к h_e от φ оказались небольшими, но значимыми. Это видно из данных в табл. 2. В ней приведены данные расчетов по формулам (1) и (4), выполненных для географической широты 62° с.ш. Как показано во многих работах (см. например, Spigel, Imberger, 1980, Gorham, Воусе, 1989), в озерах разных геометрических размеров в зависимости от длины разгона ветра преобладают те или иные механизмы ветрового перемешивания. Для того, чтобы оценить, как это отражается на глубине эпилимниона, выборка озер была разбита на три группы, для которых установлены эмпирические зависимости:

для малых озер $L < 5,5$ км ($n = 125$)

$$h_e = 4,84 + 0,118 \varphi \lg L \quad (r = 0,81; \pm 1,28) \quad (2)$$

для малых и средних озер $L < 15$ км ($n = 159$)

$$h_e = 4,78 + 0,122 \varphi \lg L \quad (r = 0,85; \pm 1,53) \quad (3)$$

для всех 170 озер, включая крупные с $L \leq 33$ км и площадью до 1000 км²,

$$h_e = 4,83 + 0,119 \varphi \lg L \quad (r = 0,88; \pm 1,56) \quad (4)$$

Таблица 2

Толщина эпилимниона (h_e), глубина термоклина (h_t), и глубины, необходимые для возникновения термической стратификации в озерах (h_s, h_1, h_2)

L, км	h_e , м		h_t , м		h_s , м		h_1 , м	h_2 , м
	Паталас	Формула (6)	Арай	Горхам, Бойс	Латроп, Лили	Горхам, Бойс	Формула (1)	Формула(2)
1	4,6	4,8	6,2	6,4	7,3	10,8	6,4	17,8
2	6,1	7,1	7,7	8,4	10,3	15,2	8,5	22,9
3	7,2	8,4	8,7	10,4	12,6	18,6	9,8	25,9
4	8,1	9,3	9,5	12,4	14,5	21,5	10,7	28,1
5	8,9	10,0	10,1	14,4	16,3	24,0	11,3	29,7
6	9,6	10,6	10,7				11,9	31,1
7	10,2	11,1	11,2				12,4	32,2
8	10,8	11,5	11,7				12,8	33,2
9	11,3	11,9	12,1				13,1	34,1
10	11,8	12,2	12,5				13,5	34,9

Близкие значения регрессионных коэффициентов и свободных членов в этих формулах свидетельствуют об устойчивости полученных зависимостей. Оценки h_e по приведенным формулам в рассматриваемых диапазонах по L дают расхождение в вычисленных значениях $< 0,2$ м. Это позволяет использовать последнюю формулу для расчетов h_e одновременно как для малых, так и для крупных озер разных климатических зон, расположенных в диапазоне от 45° до 66° с.ш.

Теоретическое обоснование различий в режимах ветрового перемешивания малых ($L < 5$ км) и больших ($L > 5$ км) озер дали Е. Горхам и Ф. Бойс (Gorham, Boyce, 1989), основываясь, главным образом, на работе Р. Шпигеля и Й. Имбергера (Spigel, Imberger, 1980). В озерах малых и средних размеров летом эпилимнион утолщается в результате двух процессов: за счет турбулентности, вызванной ветром, и турбулентности, генерированной на нижнем основании перемешанного слоя из-за сдвига скорости, связанного с развитием внутренней сейши. Для озер с $L < 5$ км на период их максимального теплосодержания Е. Горхам и Ф. Бойс приво-

дят теоретическое выражение и эмпирическую формулу (по почти 60 озерам центральной части Северной Америки) для оценки глубины термоклина:

$$h_t = 2,0 (\tau/g\Delta\rho)^{1/2} L^{1/2}, \quad (5)$$

$$h_t = 4,3 + 0,002 \cdot L + 0,003 \cdot H_{\max} \quad (r = 0,85), \quad (6)$$

где τ – касательное напряжение ветра (кг/м·с²), g – ускорение силы тяжести (9,8 м/с²), $\Delta\rho$ – разность плотности воды между эпилимнионом и гиполимнионом (кг/м³), H_{\max} – максимальная глубина (м), L – длина, как корень квадратный из площади озера (м).

С увеличением размеров озер возрастает роль эффектов вращения Земли. Когда период основной внутренней сейши увеличивается до локального инерционного периода (t_j (час) = 12(час)/sin φ) или становится длиннее его, то внутренняя сейша модифицируется, и доминируют инерционные движения. Типичное значение радиуса деформации Россби для озер Северной Америки около 3 км. Поэтому Е. Горхам и Ф. Бойс разделяют озера на две группы с длиной разгона ветра больше или меньше 5 км, учитывая тем самым существенные различия в механизмах их перемешивания. Из их теоретических выводов в Великих озерах следует, что глубина термоклина не зависит от длины разгона ветра, а определяется интенсивностью ветрового воздействия и стратификацией.

Главное достоинство теоретической формулы (5) заключается в том, что она позволяет оценить глубину залегания термоклина в зависимости от изменчивости ежегодных погодных условий и формирования термической стратификации в озерах разных климатических зон. На рис. 1 приведены результаты расчетов, выполненных по этой формуле. Касательное напряжение ветра определялось как

$$\tau = \rho_{\text{возд}} c U^2,$$

где $\rho_{\text{возд}}$ – плотность воздуха ($\rho_{\text{возд}} \approx 1,2$ кг/м³), U – скорость ветра (2, 4, ... 14 м/с), c – коэффициент сопротивления ($c \approx 1,1 \cdot 10^{-3}$ для малых озер при $U < 18$ м/с). Типичная величина разности плотности воды между эпилимнионом и гиполимнионом для водоемов южной и центральной Карелии в период их максимального теплосодержания $\Delta\rho \approx 1,3$ – $1,5$ кг/м³, при температуре воды в эпилимнионе 18–19°C и гиполимнионе 6–8°C. Рассчитанные значения глубины сезонного термоклина для скорости ветра 10 м/с близко соответствуют наблюдаемым величинам (табл. 2, рис. 1) и аппроксимируемым эмпирической формулой (6). Положение термоклина обычно связывают с последними наиболее сильными ветрами с продолжительностью несколько часов, способными существенно его заглубить. На основной территории Ка-

релии вероятность скорости ветра 10–11 м/с от общего числа случаев составляет в среднем 0,4%, т.е. такой ветер может наблюдаться ежегодно с продолжительностью в течение 3 часов. У берегов Онежского и Ладожского озер она составляет около 1% и возрастает у побережья Белого моря до 2–3%. Если максимальная скорость ветра в июле меньше 10 м/с, то соответственно ей положение термоклина будет выше и наоборот (рис. 1). При отсутствии ветра приспособление верхней границы термоклина определяется внутренними волнами и не носит постоянного характера. При сильных ветрах в июле по характеру термической стратификации водоемы могут превращаться из метатермических в эпитермические, а гипотермические – в метатермические, что и имеет место в некоторых озерах при формировании их ежегодных профилей температуры на момент максимального теплосодержания. Вероятность скорости ветра в июле ≥ 14 м/с для территории Карелии в 10 раз меньше, чем 10 м/с, т.е. он может наблюдаться 1 раз в 10 лет.

Типы термической стратификации

Отношение глубины ветрового перемешивания к максимальной глубине является важной характеристикой водоема, так как определяет тип его термической стратификации. Для изучения среднемноголетней вертикальной структуры обобщены данные о температуре воды, собранные преимущественно гидрологическими постами Росгидромета с 1958 по 1989 г. на рейдовых вертикалях 62 водоемов России и 8 озер Финляндии, обобщенные государственной системой гидрометеорологических наблюдений Финляндии (1961–1975 гг.) Для исследуемых озер предложена зависимость типов стратификации водоемов от максимальной глубины (H_{\max} , м) и площади (S , км²). Названия озер гипо-, эпи- и метатермические заимствованы из классификации А.И. Тихомирова, но строго им не соответствуют, поскольку у него введено еще два дополнительных подтипа для метатермических озер (Тихомиров, 1982). Так как озера расположены в разных климатических условиях, то возникают определенные трудности при разделении их на группы. Поэтому границы между гипо-, эпи- и метатермическими типами водоемов (рис. 2) проведены в соответствии с безразмерной температурой Θ :

$$\Theta = \frac{\bar{T}_H - T_{md}}{\bar{T}_0 - T_{md}},$$

где \bar{T}_0 и \bar{T}_H – среднемноголетняя температура поверхностного и придонного слоев озер в конце июля – начале августа, T_{md} – температура максимальной плотности.

Получены эмпирические формулы для границ (h_1 , h_2) между разными типами озер:

$$h_1 = 6,43 + 3,51 \lg S \text{ при } \Theta = 0,7; \quad (7)$$

$$h_2 = 17,78 + 8,55 \lg S \text{ при } \Theta = 0,3; \quad (8)$$

Глубокие озера (гипотермические – $\Theta < 0,3$) – типичные представители ди-миктических озер с наличием по вертикали трех слоев: эпи-, мета- и гипоплимниона. Водные массы мелких озер (эпитермические – $\Theta > 0,7$) летом имеют неустойчивую термическую стратификацию и периодически перемешиваются до дна под воздействием ветра или из-за охлаждения воды. Озера со средними глубинами (метатермические – $0,3 \leq \Theta \leq 0,7$) обычно имеют два слоя: верхний квазиоднородный и нижний стратифицированный. Придонный квазиоднородный слой в них, как правило, отсутствует или слабо выражен и наблюдается не каждый год. Таким образом, для возникновения конкретного типа термической стратификации должно существовать определенное сочетание глубины и площади озер. Из рис. 2 следует, что самые маленькие озера с площадью до 1 км² относятся к эпитермическим, если их максимальная глубина меньше 6 м; водоемы, у которых H_{\max} меняется от 6 до 18 м, являются метатермическими; при $H_{\max} \geq 18$ м – гипотермическими. Для озер с площадью около 25 км² глубины границ между разными типами озер увеличиваются до 11 и 30 м соответственно (рис. 2, табл. 2). Следует отметить, что кроме соотношения глубины и площади для условий стратификации озер также имеют значение такие факторы, как их высота над уровнем моря, проточность озер и др. Так, например, два эпитермических озера Лендерское и Нигозеро расположены в границах метатермических озер из-за их очень высокой проточности (рис. 2). Показатели условного водообмена для этих озер $> 60 \text{ год}^{-1}$.

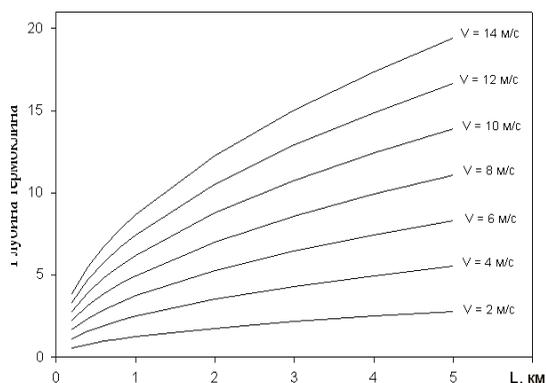


Рис. 1. Зависимость глубины термоклина от длины разгона и скорости ветра

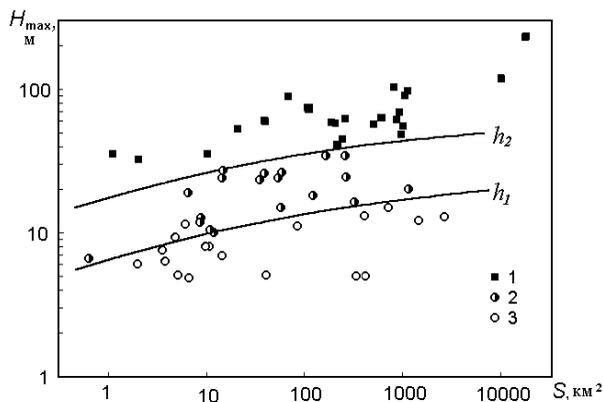


Рис. 2. Зависимость стратификации в озерах от площади и максимальной глубины для озер Северо-Запада России. 1–3 гипо-, мета- и эпitherмические озера соответственно.

На рис. 3 показано разделение 100 озер, включенных в комплексную базу данных по Карелии, по типам их термической стратификации. При этом учитывался общий вид вертикального профиля и абсолютные значения температуры в придонном слое. По 22 озерам были использованы среднееголетние значения в соответствии с натурными данными, а для остальных водоемов, на которых измерения температуры были лишь эпизодическими, вертикальную термическую структуру оценивали по регрессионной модели (Ефремова, Пальшин, 2003). Эта модель построена для водоемов Северо-Запада России в период прямой термической стратификации при максимальном накоплении тепла в них (20 июля – 10 августа). Она позволяет рассчитывать температуру воды на стандартных горизонтах (0.1, 2, 5, 10, 15, 20, 25, 30, 40 м). В результате проведенного анализа с проверкой регрессионных моделей на устойчивость и адекватность было установлено, что средненые за многолетний период значения температуры воды в озерах $\bar{T}(z)$ на различных горизонтах наилучшим образом оцениваются с помощью регрессионного уравнения:

$$\bar{T}(z) = a_0 + a_1(72 - \varphi) + a_2Z + a_3 \lg S + a_4(\lg \bar{H})^2 + a_5h_i + a_6 \lg K + a_7E \quad (9)$$

где φ – географическая широта; Z , м – высота над уровнем моря; S , км², \bar{H} , м – площадь и средняя глубина водоемов; h_i , м – глубина озера в точке измерения; K , год⁻¹ – коэффициент условного водообмена; $E = S/\bar{H}$, км²/м – коэффициент открытости. Количественные значения эмпирических параметров приведены в (Ефремова, Пальшин, 2003). Коэффициенты корреляции достаточно высокие (0,86–0,94), а стандартные отклонения 0,7–0,8°C для эпи- и гипolimнионов и 1,1–1,3°C для слоя скачка.

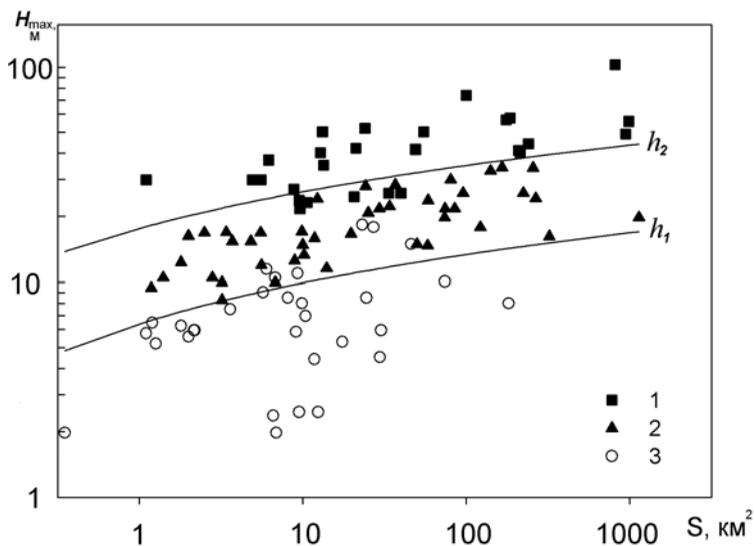


Рис. 3. Зависимость стратификации в озерах от площади и максимальной глубины для 100 озер Карелии. 1–3 гипо-, мета- и эпитермические озера соответственно

Границы между разными типами водоемов по термической стратификации (см. рис. 3) проведены в соответствии с формулами (7) и (8). В границы метатермических озер попали шесть эпитермических водоемов. У этих озер отмечается относительно высокая проточность с условным обновлением вод от одного до трех месяцев, которая отразилась на формировании их вертикальных профилей температуры воды. В границах метатермических водоемов оказались также шесть озер, у которых наблюдались слабо стратифицированные придонные слои воды с температурой 6–8°C. По форме профилей и температуре воды придонных слоев они были отнесены к гипотермическому типу. Это свидетельствует о том, что разделение озер на мета- и гипотермические типы при плавных изменениях температуры в придонных слоях воды может приводить к неоднозначности результата. Здесь сказались и то, что в глубоких озерах регулярные измерения температуры воды обычно выполнялись через 5 м.

В отличие от предложенного выше разделения озер на три класса Латроп и Лили, Горхам и Бойс делили озера на две группы: с наличием сезонной стратификации и нестратифицированные. Границы для стратифицированных озер удовлетворяются неравенствами: $H_{\max} > 0,34 L^{1/2}$ (по Горхам и Бойсу) и $H_{\max} > 0,23 L^{1/2}$ (по Латропу и Лили). В приведенных соотношениях L – длина разгона ветра в м, определяемая как корень квадратный из площади озер. Со-

гласно Латропу и Лили, граница между стратифицированными и квазиодно-родными по температуре водоемами близко соответствует глубине залегания термоклина, а по Горхам и Бойсу она расположена существенно глубже и приближается к h_2 (табл. 2). По мнению Е. Горхам и Ф. Бойса, нет озер с устойчивой сезонной стратификацией, если $h_1/H_{\max} > 0,7$.

К. Паталас разделял озера на три класса. При разделении он использовал толщину эпилимниона, характерную для относительно глубоких озер и вычисленную по эмпирической формуле (1). Если $h_e/H_{\max} \sim 1,0$ – то озеро является гомотермическим; при $0,5 < h_e/H_{\max} < 0,9$ в озере развиты эпилимнион и термоклин; а в случае $h_e/H_{\max} < 0,5$ в озере имеет место трехслойная система – эпилимнион, термоклин и гиполимнион. Для озер Северо-Запада России отношения толщины эпилимниона к h_1 и h_2 , вычисленным по формулам (4), (7) и (8), соответствуют 0,8–0,9 и 0,3–0,4. Это, вероятно, связано с тем, что при ветровом воздействии и перемешивании вод в движение приводится практически вся водная толща, и в озерах, у которых $h_1 \approx H_{\max}$ или $h_2 \approx H_{\max}$, отсутствует вовлечение холодных вод снизу, в то время как для более глубоких водоемов оно должно иметь место. Натурные данные показывают, что h_1 ближе соответствует глубине залегания термоклина, чем толщине эпилимниона. Различные подходы и используемые разными авторами критерии при разделении озер на соответствующие термические типы приводят к тому, что границы разделения озер не совпадают (табл. 2).

«Биологическое лето»

За «биологическое лето» принят период, когда температура верхнего слоя воды в озерах больше 10°C (Богоров, 1954, Ладожское озеро..., 1992). Его продолжительность и сумма градусо-дней определяют сроки развития биологических видов, их жизненные циклы, а наличие определенных температурных условий обуславливает границы ареалов распространения различных видов и возможность их существования в том или ином водоеме. «Биологическое лето» связано и с периодом формирования термической стратификации в глубоких озерах. Весной до перехода температуры поверхности воды через 10°C термическая стратификация во многих озерах неустойчивая. Разность плотности воды между верхним и придонным слоями меньше $0,27 \text{ кг/м}^3$. Таким образом, глубина ветрового перемешивания весной существенно больше, чем летом. Этим объясняется то, что температура,

близкая к T_{md} , в придонных слоях воды летом наиболее характерна для самых маленьких глубоких озер, у которых глубина ветрового перемешивания весной ограничивается длиной разгона ветра, и для самых больших глубоких озер, где ежегодно наблюдается фронт термического бара. В остальных глубоких водоемах температура квазиоднородного придонного слоя составляет 5–8°C. Осенью после перехода температуры поверхности воды через 10°C во многих водоемах термическая стратификация уже не наблюдается.

Для оценки зависимости характеристик «биологического лета» от различных географических факторов использовались осредненные за многолетний период по декадам ежедневные данные по температуре поверхности воды 45 озер Европейской территории России, собранные за многолетний период (1945–1980 гг.) на сети станций и постов Росгидромета и данные по двум озерам Финляндии (1961–1991 гг.). На первом этапе выполнено сглаживание их и вычисление ежедневной температуры в соответствии с аппроксимирующей функцией (Ефремова, Петров, 1992):

$$T(t, z) = b_0 + b_1 \left\{ 1 - \frac{1 - \exp \left[\frac{(t - b_2) b_3}{1 + \exp \left[(t - b_2) b_3 \right]} \right]}{1 + \exp \left[\frac{(t - b_4) b_5}{1 + \exp \left[(t - b_4) b_5 \right]} \right]} \right\}, \quad (10)$$

где $T(t, z)$ – температура поверхности озера ($z=0,1$ м) в данный момент времени (°C); t – дата в днях от 1 января; $b_0 - b_5$ – эмпирические параметры. Эмпирические параметры модели для каждого конкретного озера подбирались итерационным квази-ньютоновским методом нелинейного оценивания.

По полученным функциям аппроксимации определялись даты начала, окончания «биологического лета», его продолжительность, сумма градусо-дней при температуре воды больше 10°C. Пример аппроксимации ежедекадных натуральных данных и выделения «биологического лета» для разных водоемов (северного оз. Имандра, южного для данной выборки оз. Черемнецкого, крупного оз. Онежского и расположенного на той же географической широте маленького оз. Пряжинского) показан на рис. 4.

Для установления зависимостей характеристик «биологического лета» от различных географических факторов выполнен пошаговый регрессионный анализ с целью определения наиболее значимых предикторов:

$$t_1 = -35 + 2,75 \varphi + 11,2 \lg \bar{H} + 1,3 \lg S + 0,014 Z, (\pm 3,4; R = 0,96) \quad (11)$$

$$t_2 = 395 - 2,15 \varphi + 9,1 \lg \bar{H} - 0,039 Z - 0,89 \lg S, (\pm 2,6; R = 0,95) \quad (12)$$

$$t_2 - t_1 = 432 - 4,95 \varphi - 0,05 Z - 2,2 \lg S, (\pm 4,3; R = 0,97) \quad (13)$$

$$\int_{t_1}^{t_2} T(t, 0) dt = 8485 - 103 \varphi - 57 \lg S - 1,1 Z - 120 \lg \bar{H}, (\pm 97; R = 0,97) \quad (14)$$

где t_1 , t_2 , $t_2 - t_1$ – даты перехода температуры воды через 10°C весной, осенью и продолжительность «биологического лета» соответственно, $\int_{t_1}^{t_2} T(t, 0) dt$ – сумма градусо-дней в период с температурой поверхно-

сти воды в озерах больше 10°C, S и \bar{H} – площадь и средняя глубина озер, Z и φ – высота их над уровнем моря и географическая широта. В скобках даны значения стандартных отклонений и коэффициентов корреляции.

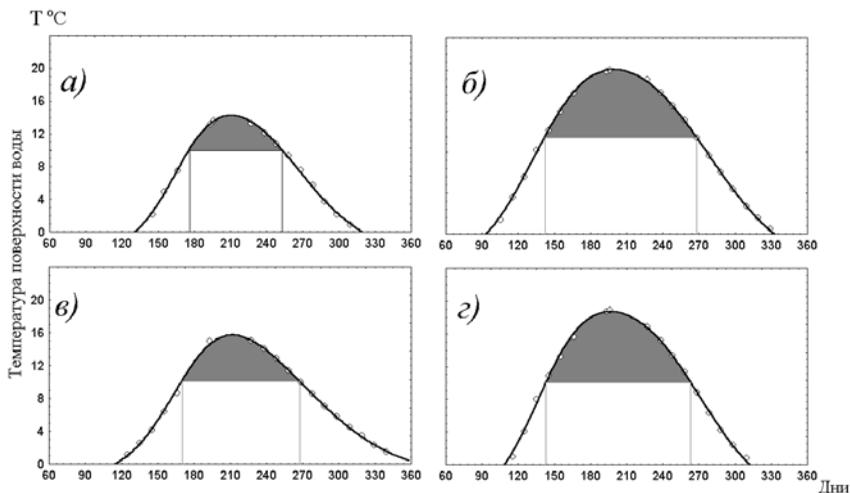


Рис. 4. Ежедекадные среднемноголетние данные температуры поверхности воды (точки), модельные кривые с наилучшей подгонкой уравнения (10) – жирная линия, заштрихована область с температурой воды выше 10°C («биологическое лето»)

а) – оз. Имандра, б) – оз. Черемнецкое, в) – оз. Онежское, г) – оз. Пряжинское.

В уравнениях (11–14) последовательность предикторов приведена по мере убывания их значимости. Наибольшее влияние на все характеристики «биологического лета» оказывает географическая широта, с которой непосредственно связано поступление солнечной радиации на поверхность водоемов. По коэффициентам детерминации (r^2) объясненная доля дисперсии для различных характеристик «биологического лета» только за счет географической широты составляет от 0,65 до 0,84. Для озер Севе-

ро-Запада России дата перехода температуры воды через 10°C весной в озерах средних размеров увеличивается на 2,8 суток на каждый градус увеличения широты, а осенью соответственно уменьшается на 2,1 суток. Продолжительность «биологического лета» уменьшается на 4,9 суток на каждый градус широты, а сумма градусо-дней за весь период «биологического лета» уменьшается на 103°C на градус широты.

При увеличении высоты над уровнем моря на каждые 100 м отмечается уменьшение продолжительности «биологического лета» в среднем на 5 суток, при этом переход температуры воды весной через 10°C задерживается на 1,4 суток, а осенью наблюдается раньше на 3,9 суток.

Чем больше средняя глубина в озерах, тем позже наступает в них «биологическое лето» и позже заканчивается. Продолжительность «биологического лета» и сумма градусо-дней при температуре поверхности воды >10°C теснее связаны с площадью водоемов, чем с их глубиной. Это вполне естественно, так как охлаждение поверхностного слоя воды в результате ветрового перемешивания в первую очередь связано с длиной разгона ветра.

Эмпирические параметры модели годового хода температуры воды (10), полученные для всех водоемов, также исследовались в зависимости от географических координат, озерной морфометрии и показателя условного водообмена (Пальшин, Ефремова, 2005). Наилучшим образом связи оцениваются единым для всех параметров регрессионным уравнением:

$$b_i = a_{i0} + a_{i1}(72 - \varphi) + a_{i2}Z + a_{i3} \lg S + a_{i4}(\lg \bar{H})^2 + a_{i5} \lg K + a_{i6}P, \quad (15)$$

$i=0,1,\dots,5$

где $P = \bar{H} / H_{max}$ – коэффициент «емкости». Регрессионные коэффициенты $a_{i0} - a_{i6}$ для расчета модельных параметров b_i приведены в (Пальшин, Ефремова, 2005).

В результате регрессионного анализа установлено, что наибольшее влияние на средний годовой ход температуры поверхности воды оказывают географическая широта, площадь озер и их средняя глубина. При этом минимальная температура (параметр b_0) зависит главным образом от площади озер, максимальная температура (параметр b_1) – от географической широты, а, например, скорость понижения температуры в осенний период (параметр b_3) определяется преимущественно глубиной озер. В меньшей мере проявляются зависимости параметров модели от условного водообмена и форм строения озерных котловин (коэффициент «емкости»). Стандартные отклонения между измеренными значениями температуры воды и полученными в результате расчетов при наилучшей подгонке

уравнения (10) составляет $0,27^{\circ}\text{C}$, а при вычислении параметров b_i по географическим характеристикам озер – $0,7^{\circ}\text{C}$.

Верификация предложенной модели (9) и (15) проводилась на независимом материале. Используя ее, был рассчитан годовой ход температуры поверхности воды для 100 водоемов, включенных в комплексную базу данных по Карелии. На основании годового хода температуры воды этих водоемов определены характеристики «биологического лета». На рис. 5 приведен совмещенный график зависимости суммы градусо-дней в период температуры воды в озерах больше 10°C от географической широты. Из него видно, что наблюдаемые значения по озерам Северо-Запада России и рассчитанные для 100 озер Карелии хорошо согласуются между собой. Доля дисперсии существенно уменьшается, если учитывать дополнительно высоту над уровнем моря, площадь и глубину озер.

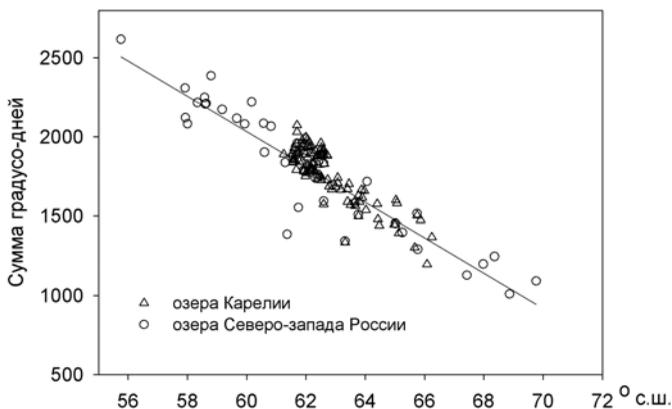


Рис. 5. Зависимость суммы градусо-дней с температурой воды выше 10°C по данным наблюдений для озер Северо-Запада России и 100 озер Карелии

Заключение

В результате обобщения многолетних данных инструментальных наблюдений за температурой воды на сети станций и постов Росгидромета в разнотипных водоемах Северо-Запада Европейской территории России установлены эмпирические зависимости термического режима озер от различных географических факторов. Показано, что для возникновения устойчивой термической стратификации в озерах должно существовать определенное сочетание геометрических размеров водоемов. Для данного региона получены количественные выражения для границ между эпи-, мета- и гипотермическими типами озер в зависимости от их площади и максимальной глубины.

Установлено, что даты начала, окончания и продолжительность «биологического лета» (период, когда температура верхнего слоя воды больше 10°C) зависят главным образом от зональных факторов и погодных условий. Так, например, для озер Кольского полуострова продолжительность «биологического лета» в среднем длится около 80 суток, на территории Карелии она составляет 100–120 суток, а южнее 60° с.ш. возрастает от 120 до 140 суток. Отмечено явное уменьшение продолжительности «биологического лета» для крупных глубоких водоемов.

На основе разработанных стохастических моделей выполнены оценки толщины эпилимниона, глубины залегания термоклина, типа термической стратификации и отдельных характеристик «биологического лета» для 100 озер Карелии, включенных в комплексную базу данных.

Литература

- Богоров В.Г.* Жизнь моря. М., 1954. 302 с.
- Винберг Г.Г.* Температурный коэффициент Вант-Гоффа и уравнение Аррениуса в биологии. // Журнал общей биологии. Т. XLIV, № 1. 1983. С.31–42.
- Ефремова Т.В., Пальшин Н.И.* Формирование вертикальной термической структуры озер Северо-Запада России и Финляндии. // Вод. ресурсы.2003, том 30, № 6. С.696–706.
- Ефремова Т.В., Петров М.П.* Моделирование термического режима глубоководной зоны Большой губы Повенецкого залива. // Повенецкий залив Онежского озера. Петрозаводск, 1992. С.12–18.
- Ладожское озеро критерии состояния экосистемы. (Отв. Ред.: Петрова Н.А., Тержевик А.Ю.) Санкт-Петербург, 1992. 325 с.
- Пальшин Н.И., Ефремова Т.В.* Стохастическая модель годового хода температуры поверхности воды в озерах // Метеорология и гидрология. 2005, № 3. С.85–94.
- Страшкраба М., Гнаук А.* Пресноводные экосистемы. Математическое моделирование. М.: Мир. 1989. 373 с.
- Тихомиров А. И.* Термика крупных озер. Л.: Наука, 1982. 232 с.
- Хендерсон-Селлерс Б.* Инженерная лимнология. Л.: Гидрометеиздат, 1987. 335 с.
- Arai T.* Climatic and geomorphological influences on lake temperature // Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verh. 1981. V. 21. P.130–134.
- Gorham E., Boyce F. M.* Influence of lake surface area and depth upon thermal stratification and the depth of the summer thermocline // J. Gr. Lakes Res. 1989. V. 15(2). P.233–245.
- Lathrop R.C., Lillie R.A.* Thermal stratification of Wisconsin lakes. J. Wisc. Acad. Sci. 68, 1980. P.90–96.
- Patalas K.* Mid-summer mixing depths of lakes of different latitudes // Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. Verh. 1984. V. 22. P.97–102.
- Spigel R.H., Imberger J.* The classification of mixed-layer dynamic in lake of small to medium size // J. Phys. Oceanogr. 1980. 10, N 7. P.1104–1121.

ПРОБЛЕМЫ ОЦЕНКИ СОСТОЯНИЯ, УСТОЙЧИВОСТИ И УПРАВЛЕНИЯ

МЕТОДЫ РЕШЕНИЯ ПРОБЛЕМ УЛУЧШЕНИЯ КАЧЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД¹

Пряжнинская В.Г.

Институт водных проблем РАН,

119991, Москва, ГСП-1, ул. Губкина, 3

e-mail: valentin@aqua.laser.ru

Общие положения

Использование и охрана вод в Российской Федерации регулируется более чем десятью федеральными законами, а также подзаконными актами и иными нормативными документами (1). Существующая система управления водными ресурсами основана на жестких, зачастую технически и экономически недостижимых стандартах качества воды и относительно низких нормативах платежей. Так, большинство водных объектов страны имеют статус рыбохозяйственных, для которых требования к сточным водам не могут быть достигнуты при современном уровне социально-технического развития (ПДК для рыбохозяйственных водоемов по многим заряжняющим веществам более жесткие, чем для питьевой воды).

На практике строгие нормы не способствуют улучшению качества вод. Водопользователи, не имея финансовых, а порой и технических возможностей для строительства соответствующих очистных сооружений, находят пути установления лимитов временно согласованных сбросов или платят штрафы, что, как правило, экономически более выгодно. Следовательно, существующий механизм нормирования качества вод недостаточно эффективен как инструмент управления. К тому же существенные эффекты могут быть достигнуты не только за счет ужесточения стандартов качества, но и за счет совершенствования эксплуатации очистных сооружений и сокращения потерь воды.

Становится все более очевидной необходимость внедрения экономических методов, которые включают комплекс обоснованных нормативов платы за использование вод и за их загрязнение, штрафы за нарушение приемлемых стандартов качества воды, государственные льготы и дотации за внедрение наиболее передовых технологий охраны и сбережения вод. Необходимым компонентом экономических механизмов является увязка про-

¹ Работа поддержана РФФИ, проект 04-04-96701

цессов взимания платежей и расходования получаемых средств по целевому назначению. Внедрение экономических механизмов может оказаться недостижимым без изыскания дополнительных источников и форм финансирования, в частности, создания специальных фондов для целей использования и охраны вод. Организация взаимодействия различных управленческих структур бассейнового и регионального уровня – необходимый элемент правовой среды при решении проблем использования водных и земельных ресурсов, а также улучшения состояния качества вод.

Проблема охраны природной среды актуальна во всем мире, так как ее решение всегда отстает от роста загрязнения. При рациональной организации процесса охраны вод и восстановления деградированных водных объектов основные средства для этих целей в экономически развитых странах накапливаются в специальных фондах, формируемых за счет реализации принципа «загрязняющий платит» и иных платежей водопользователей. Действительно, штрафы и поощрения стимулируют потребителей воды на нововведения по снижению сбросов загрязняющих веществ (ЗВ) и затрат на соответствующие мероприятия. В условиях, когда действует широкий круг обязательных предписаний командного управления, инициатива предприятий ограничена. Они стоят перед выбором: выплачивать повышенные штрафные санкции или сразу внедрять дорогостоящие технологии вместо последовательного наращивания затрат на совершенствование процесса производственного водопользования.

Вместе с тем применение экономических механизмов не означает полного отрицания сложившейся практики. Более того, применение, например, таких традиционных показателей административного управления, как максимально допустимые сбросы ЗВ, необходимо в качестве пределов, обуславливающих переход от обычных тарифов к штрафным ставкам платежей. К административным методам прямого регулирования процессов водопользования относятся такие, как организация контроля над накоплением и расходованием разного рода платежей, а также выработка рациональных способов принуждения к их уплате. Тем самым экономические методы управления должны органично комбинироваться с командно-административными приемами.

Качество природных вод определяется как их физическими свойствами (скорость течения, ассимилирующая способность и т.д.), так и влиянием не учитываемых неточечных (иногда площадных) и иных источников загрязнения. Поэтому решение проблемы улучшения экологического состояния природных вод базируется на результатах исследования всего комплекса процессов, включая формирование всех видов антропогенной нагрузки и их воздействие на водный объект. Решение столь сложной задачи недостижимо без использования математического аппарата.

Проанализируем роль мероприятий по сокращению антропогенной нагрузки на водные объекты, как компонентов экономических механизмов. Ситуация и существо этих мер будут проиллюстрированы на примерах популярной в настоящее время в правительственных кругах идее повсеместного внедрения наилучших доступных технологий в промышленности и мало известной у нас зарубежной наилучшей практики управления неточечными источниками загрязнения.

Специфика точечных и диффузных источников загрязнения

Современная идеология управления водосборными территориями речных бассейнов (например, в США) базируется на реализации мер предупреждения и контроля над всеми видами источников загрязнения и эффективном управлении водными и земельными ресурсами. При этом первоначально основное внимание уделяется индивидуальным (точечным) источникам загрязнения, а не системам водосборных территорий и водным объектам. Только после стабильного сокращения объемов неочищенных сосредоточенных сбросов осуществляется переход к реализации национальной стратегии защиты водосборных территорий от воздействия всех видов антропогенной нагрузки (3).

Сбросы ЗВ от точечных источников, как правило, регулярны и могут рассматриваться как стационарные. Они фиксированы на местности, а нагрузка оценивается по известным технологиям производства, непосредственным замерам и т.д. Схематизация речной сети представляется обычно древовидной структурой, составленной из ствола и притоков. Сбросы сточных вод накладываются на это дерево как точечная информация. Оценка неточечных источников и их воздействий в противоположность вышеприведенной процедуре включает больше этапов, и каждый из них существенно сложнее (в табл. 1 отражена специфика оценки загрязнения водных объектов точечными и распределенными источниками).

Важность оценки объемов «производства» ЗВ диффузными источниками обусловлена их воздействием на водные и наземные экосистемы. Соответствующие показатели необходимы и при формировании и анализе задач принятия решений по улучшению качества природных вод. Устанавливается некоторая «приемлемая» для водного объекта антропогенная нагрузка, которая определяется, исходя из его самоочищающей способности. Комплекс же мероприятий по защите водных объектов от загрязнения диффузным стоком ориентирован на предупреждение либо противодействие как процессам выноса ЗВ водными потоками, так и их транспортировке в составе смытой почвы.

**Специфика оценки загрязнения водных объектов точечными и
распределенными источниками**

Виды оценок	Точечные источники	Неточечные источники
Схематизация задачи	Одномерный поток (граф-дереву) с источниками	Двумерная схема водосбора
Характеристики поступления ЗВ	Стационарное; фиксированные сбросы; легко оцениваются	Неустановившийся режим; перенос водными или эрозионными потоками; трудно оценивается
Водный объект, условия расчета	Спокойное течение; малая зависимость от гидрологических параметров;	Динамические и стохастические процессы; высокая зависимость от гидрологических параметров
Оценка воздействия (моделирование)	Детерминированные модели качества воды	Объединенный расчет площадной нагрузки и поступления ЗВ в водные объекты
Приближенные методы	Обычно не требуются	Оценка временных масштабов и распределения источников по потоку; установившееся состояние или пиковая нагрузка
Калибровка и оценка параметров	Литературные данные (временные ряды)	Полевые измерения (не всегда адекватны для сложных моделей)

Для наглядности проанализируем противоэрозионные мероприятия на сельскохозяйственных угодьях. Время и границы защитного действия, а также их эффективность существенно разнятся. Кроме того, существуют технические особенности сооружений и мероприятий. В сооружениях по очистке сточных вод от сосредоточенных источников осуществляется последовательное наращивание мощностей. Например, биологическая очистка включает в качестве первой стадии механическую, которая рассматривается и как независимый способ обработки сточных вод. Ситуация с мероприятиями на сельскохозяйственных угодьях более сложна, так как они не наращиваются, а komponуются по принципу параллельного, независимого увеличения. При этом часть из них действует только в один какой-либо эрозионно-опасный период (различные виды вспашки, бороздование, регулирование снеготаяния и др.), характеризуется лишь эксплуатационными затратами и не требует капитальных вложений.

Капиталоемкие лесомелиоративные мероприятия, создание водоохранных полос и другие долгосрочные сооружения функционируют несколько лет. Следовательно, для них необходима оценка как капитальных, так и ежегодных эксплуатационных затрат в отличие от краткосрочных мер. В табл. 2 приведены параметры сооружений и мероприятий по охране вод от точечных и диффузных источников ЗВ.

Таблица 2

Параметры сооружений и мероприятий по охране вод

Мероприятие, сооружение	Интенсивность действия	Объем действия, мероприятия	Удельные показатели стоимости
Сооружение для очистки сточных вод	Глубина очистки ЗВ	Объем пропуска сточных вод в единицу времени	Емкость сооружения
Водоохранные лесополосы	Процент поглощения ЗВ	Ширина и протяженность	Площадь
Очистка танков судов от остатков нефтепродуктов	Доля объема выкачиваемых остатков топлива	Объем остатков от суммарного тоннажа судов	Водоизмещение судов
Накопитель животноводческой фермы	Глубина переработки	Объем переработанных стоков	Поголовье скота разного вида
Организация селитебного стока	Качество и комплексность сооружений	Процент обустройства территории	Площадь обустройства
Снижение загрязненности от лесосплава	Качество и комплексность	Процент от объема сплавляемой древесины	Объем
Организация дренажного стока	Понижение уровня грунтовых вод	Дренированная площадь	Площадь
Расчистка акватории водного объекта	Степень расчистки	Площадь акватории	Площадь

И для точечных и для диффузных источников выбор прогрессивных технологий и мероприятий базируется на результатах анализа следующих действий:

1) Выявление ключевой проблемы качества воды (например, преобладающее загрязнение водного объекта нефтепродуктами или ежегодное летнее цветение водохранилищ).

2) Идентификация поступающих ЗВ и их возможных источников (например, биогенные вещества от септических систем, граничащих с водным объектом, или стоки с ближайших выпасов скота, и т.д.).

Принципы управления диффузными источниками загрязнения

Как упоминалось ранее, управление процессами формирования диффузных загрязнений и поступления их в водные объекты требует применения широкого спектра нестандартных действий (3). Можно выделить два основных направления подбора защитных мероприятий, характеризующих наилучшую практику управления (НПУ):

1) управление известным или предполагаемым видом загрязнения из отдельного источника (например, азот, фосфор, взвешенные вещества или бактерии);

2) предотвращение загрязнения с учетом категорий землепользования. Проанализируем далее каждое направление.

А) Учитываются виды загрязняющих веществ:

1) Взвешенные вещества, мутность воды.

В качестве НПУ могут использоваться сооружения, перехватывающие водные потоки и наносы, такие как покрытие почвы дерном или засев травой стоковых поверхностей, защитное оконтуривание животноводческих комплексов, правильная эксплуатация пастбищ.

2) Биогенные элементы - азот, фосфор, обуславливающие при их избытке интенсивное зарастание водохранилищ, а также понижение содержания растворенного кислорода.

Здесь методы управления достаточно разнообразны. Прежде всего, это минимизация источников ЗВ за счет складирования и компостирования отходов, организация террас, ротация культур, и пр. Содержание биогенных веществ в растворенной форме может быть снижено при организации повторного использования возвратных оросительных и дождевых вод, создании защитных буферных зон, емкостей для компостов. Управление адсорбированными формами нитратов направлено на минимизацию почвенной эрозии. Очистка сточных вод до достижения ими водного объекта осуществляется, в частности, в разного рода отстойниках, буферных зонах, лагунах, при замкнутых циклах и повторном использовании вод.

3) Бактерии, вирусы.

Для этих веществ помимо минимизации источников и сокращения путей перемещения эффективно создание защитных буферных зон, оборудованных искусственными микробиологическими фильтрами, замкнутых циклов водопользования, а также дозированное применение навоза в качестве удобрений и для подкормки растений.

4) Металлы.

Основные меры здесь – эффективное сокращение почвенных и других источников ЗВ за счет организации процессов фильтрации, а также создания систем повторного использования воды и искусственных микробиологических фильтров, сведение к минимуму применения металлосодержащих материалов, четкое дозирование пестицидов.

5) Соли, засоленные воды.

Сокращение интенсивности процесса достигается сооружением испарительных бассейнов, заменой канав на трубы, а также изменением характера землепользования, внедрением капельного орошения и пр.

6) Пестициды и другие токсины.

Эффективными мерами служат минимизация источников и маршрутов перемещения и разгрузки ЗВ, организация террас и прудов-накопителей с системой замкнутого и повторного водопользования, правильное размещение контейнеров с опасными веществами.

Б) Учитывается категория землепользования

Сложившийся стационарный характер землепользования приводит к отрицательным воздействиям на качество природных вод. Исправить ситуацию позволяет изменение типа растительного покрова, ослабление эрозийных процессов, создание и реставрация природных защитных буферных зон, а также сохранение зон формирования речного стока, сокращение и надлежащее оборудование площадок содержания животных.

Необходимыми элементами выбора мероприятий, ориентированных на решение проблемы улучшения качества природных вод, представляются следующие:

- идентификация путей поступления ЗВ в воду (например, растворенные биогенные вещества от септических резервуаров поднимаются к поверхности в результате перегрузки системы и поступают в водный объект с поверхностным стоком после сильного дождя или снеготаяния);
- установление желаемого уровня качества воды и уровня очистки сточных вод для точечных источников загрязнения;
- оценка эффективности мероприятия, его воздействие на подземные воды, экономическая реализуемость и практика применения в данных условиях.

Если мероприятие подбирается для предупреждения загрязнения водного объекта, то предпочтителен подход, базирующийся на улучшении технологического процесса или его смене. В сельскохозяйственном производстве – это классификация угодий по категориям использования: богарные, орошаемые и прочие – и определение минимально необходимого для защиты земельных и водных ресурсов уровня обработки отходов либо очистки сточных вод.

Экономические механизмы и их формализация

Наилучшая практика управления. Процессы формирования загрязнений, их перенос и трансформация на сельскохозяйственных водосборах плохо формализуемы. Это затрудняет постановку задач, необходимых для принятия решений по улучшению качества природных вод. Тем не менее, оценка выносов удобрений и пестицидов с сельскохозяйственных угодий и их влияние на эффективность производства могут осуществляться в моделях оптимизации структуры богарного и/или орошаемого земледелия (в математическую модель рационального использования водных и земельных ресурсов включаются уравнения, описывающие формирование и вынос ЗВ с сельскохозяйственных угодий) (2).

Ситуация с управлением диффузными источниками загрязнения осложняется тем обстоятельством, что на одной и той же территории применяется, как правило, несколько мер по предупреждению формирования и выноса ЗВ и трудно оценить их совместную эффективность. Возможно,

именно по этим причинам отдается предпочтение разработке так называемых способов наилучшей практики управления (НПУ) производственными процессами (3). Под НПУ понимается комплекс экономически и технически достижимых мер, обеспечивающих приемлемое состояние качества вод принимающих водных объектов, и различные практические приемы предупреждения или сокращения воздействий диффузных источников. Экономическая и экологическая эффективность подобных мероприятий трудно поддаются оценке. В бывшем СССР интенсивные полевые и методологические исследования процессов выноса агрохимикатов, разработка мер по их снижению и оценка водоохранной эффективности сооружений и мероприятий проводились в 1970–1980 гг. в южных и центральных районах страны (4).

В табл. 3 приведены коэффициенты эффективности отдельных противоэрозионных мероприятий, а в табл. 4 – показатели их воздействия, сгруппированные по сезонам года (установлены для лесостепной зоны Украины). Приведенные данные позволяют построить оптимизационные алгоритмы планирования водоохранных мероприятий, как будет показано далее.

Таблица 3

Показатели эффективности отдельных противоэрозионных мероприятий

Мероприятия	Коэффициент снижения величины поверхностного стока	Коэффициент снижения твердого стока
Почвозащитные севообороты	0,50	0,10
Пахота поперек склона	0,40	0,50
Залужение сильно эродированных земель	0,60	0,05
Полезащитные и водорегулирующие полосы	0,70	0,25
Прирусловые лесные насаждения	0,60	0,10

Таблица 4

Сезонная эффективность комплекса противоэрозионных мероприятий

Сезон	Коэффициент снижения величины поверхностного стока	Снижение величины выноса агрохимикатов поверхностным стоком	Коэффициент снижения модуля твердого стока	Снижение величины выноса агрохимикатов твердым стоком
Весна	0,66	0,65	0,65	0,64
Лето	0,88	0,84	0,84	0,82
Осень	0,91	0,88	0,88	0,87

Помимо мер прямого действия, наилучшая практика управления косвенно реализуется в сфере производства продукции, отрицательно влияющей на окружающую среду. Для разных видов транспортных средств это может быть налог на использование недоброкачественного

топлива, запрет на производство автомобилей без приспособлений для очистки выхлопных газов и т.п. В области сельского хозяйства – это сокращение производства или запрет на использование токсичных веществ в составе минеральных удобрений или пестицидов.

Наилучшие доступные технологии. Улучшение качества воды водных объектов, как противодействие влиянию источников сосредоточенных сбросов сточных вод, достигается, в частности, за счет реализации принципа «загрязняющий платит», который является законом прямого действия. Его применение служит серьезным стимулом для совершенствования производственных процессов, а также внедрения наилучших доступных технологий (НДТ). В содержание понятия НДТ входят:

- экологический и экономический критерии;
- приемлемость технологии для использования в соответствующих отраслях производственной деятельности;
- наличие и доступность на рынке.

Очевидно, что экологический и экономический критерии противоречивы. Действительно, экологические требования к НДТ – это их возможность обеспечить комплексное предотвращение и/или сокращение выбросов (сбросов) ЗВ в атмосферу, водные объекты либо иные компоненты окружающей среды. Не менее важным требованием к новым технологиям является обеспечение сокращения отходов, появляющихся в процессе производства и потребления, а также снижение энергоемкости и ресурсоемкости производственных процессов.

Экономический критерий для оценки прогрессивной технологии – это соотношение стоимости и финансовых возможностей подавляющего большинства субъектов, осуществляющих ту или иную производственную деятельность, по ее приобретению и внедрению. Приемлемость технологии определяется тем, насколько экологические выгоды превышают экономические затраты. Таким образом, внедрение НДТ и, как следствие – сокращение платежей за сбросы ЗВ, непосредственно связаны с разного вида возможностями совершенствования производственных процессов.

Использование НДТ очистки сточных вод означает реализацию наиболее прогрессивного способа обработки сбросов. Если оставить в стороне вопрос о замене высоких стандартов качества вод на менее высокие, что могло бы существенно снизить тарифы, возникает, по крайней мере, две серьезные проблемы. Первая связана с ограниченными финансовыми возможностями предприятий. Вторая заключается в том, что не существует гарантий получения в результате внедрения НДТ приемлемых уровней качества вод соответствующего водного объекта. Для решения первой проблемы – «смягчение» финансовой нагрузки на предприятия, внедряющие НДТ, – следует предусмотреть специальные меры экономического стимулирования водопользователей, что-

бы обеспечить выгодность для них использования новых технологий по сравнению, например, с уплатой штрафов за сверхнормативные сбросы ЗВ.

Применительно к водопользователям – источникам диффузных загрязнений природных вод – аналогом НДТ служит уже упоминавшаяся ранее наилучшая практика управления (НПУ), которая также представляет собой экономический механизм. Диапазон приемлемых мер, сокращающих или предупреждающих поступление ЗВ от рассредоточенных источников, как это было показано ранее, весьма широк и разнообразен. Прежде всего, это законодательно установленные скрытые в ценах надбавки за использование экологически опасных удобрений и пестицидов, некачественного горючего в автомобилях и пр., а для сельскохозяйственных диффузных источников ЗВ разработан широкий спектр мероприятий, эффективно снижающих объемы поверхностного и твердого стоков.

Моделирование водоохранной деятельности

Математические модели выбора мероприятий по охране вод ориентированы на их обоснование как для производств, расположенных непосредственно на водных объектах (сосредоточенные источники сброса сточных вод), так и на водосборной территории (распределенные источники ЗВ). Модели способствуют выработке экономически обоснованной стратегии, выявлению приоритетов водоохранной деятельности (местоположение и мощность очистных сооружений, а для диффузных источников – меры по ликвидации последствий либо предупреждению выносов), а также обоснованию приемлемых объемов сбросов ЗВ. Разрабатывается совокупность моделей двух классов: оптимизационные и имитационные.

Модели оптимизации деятельности по охране вод базируются на следующих положениях:

1. Анализируется комплекс мероприятий с разной степенью агрегирования исходных данных и используется два вида районирования: административно-хозяйственное и гидрографическое.

2. Учитываются основные источники загрязнения и их местоположение, загрязняющие вещества, их количество и состав, характеристика качества воды в выделенных створах, гидрологические условия в водотоках, особенно в маловодные периоды, а также состав мероприятий и сооружений по охране вод, их технологические параметры.

3. Стоимость сооружения и использования каждого варианта определяется капитальными затратами и ежегодными эксплуатационными издержками, а степень технологического воздействия мероприятий на состояние водных объектов – соотношением показателей качества вод до и после их реализации.

4. Критерии оптимальности в задачах: минимизация приведенных или капитальных затрат на осуществление мероприятий (для достижения

заданного качества воды) или максимальное улучшение качества воды (при заданных ограничениях на финансирование). Могут использоваться и другие виды критериев.

В целом, построение эффективного аппарата для обоснования способов очистки сточных вод или более широкого круга водоохраных мероприятий – далеко нетривиальная задача. Требуется учитывать:

- иерархическую структуру управления водопользованием;
- несовпадающие интересы участников процесса использования водных ресурсов;
- разнообразие механизмов контроля над сочетанием экономической приемлемости решений с достижением требуемых показателей качества вод и др.

Обоснование технологий очистки сточных вод формально осуществляется достаточно просто. Это особенно справедливо для оценки затрат и эффективности наилучших доступных технологий, если они рассматриваются как единственно приемлемые: здесь не требуется применять методы оптимизации, достаточно провести калькуляцию затрат и объемов сброса ЗВ (2). Для условий, когда анализируется комплекс возможностей выбора приемлемой технологии очистки сточных вод из нескольких с учетом реакции водного объекта, математические модели разрабатываются с ориентацией на рассмотрение всей совокупности различных вариантов.

Недостаточная полнота данных статистики и неразвитость мониторинга обуславливают то обстоятельство, что постановка задач и численная реализация моделей лимитируются недостатком адекватной технико-экономической и экологической информации, которая характеризует состояние водного объекта и эффективность проводимых мероприятий. Практическое внедрение результатов моделирования осложняется как из-за нехватки финансовых средств, так и из-за сложившихся традиций государственного управления водопользованием, когда планирование осуществляется «от достигнутого», которое плохо сочетается с оптимизацией.

При использовании адекватного математического аппарата эффективность оптимального планирования в области водопользования зависит от размера бассейна, концентрации там промышленного производства, интенсивности загрязнения водных объектов, жесткости требований к качеству воды в них, а также от диспропорций капитальных вложений в мероприятия по использованию вод и их охране (как правило, в ущерб последним) (2).

Имитационные модели в разрешенном виде включаются в допустимую область задач оптимизации, а также используются автономно. Обычно это модели упрощенных прогнозов качества вод, описывающие процессы переноса и трансформации ЗВ в зависимости от скорости течения воды и коэффициентов распада неконсервативных веществ в потоке. Модели вне процесса оптимизации позволяют оценить качество воды в

выделенных створах и выявить допустимый уровень сбросов (M), обеспечивающий достижение желаемого стандарта качества.

Показатель M используется в составе вектора ограничений в оптимизационных моделях, в которые включаются все информационно обеспеченные способы управления каждым учитываемым источником загрязнения на реке (при минимизации затрат в рамках заданных ограничений на массы сбросов и/или концентраций ЗВ). На величинах объемов сбросов ЗВ базируются оценки экологической эффективности выбранных водоохранных мероприятий.

В качестве примера представим базовую экономико-математическую модель обоснования типов очистки сточных вод в бассейне крупной реки. Помимо ограничений на массы сброса контролируемых ЗВ модель может содержать ограничения на их концентрации в выделенных створах реки. Некоторые модификации модели позволяют использовать ее для анализа экономических механизмов водопользования.

Формулировка базовой задачи в агрегированной форме имеет вид:

$$S = \sum_i \sum_k S_{ik} x_{ik} \rightarrow \min, \quad \sum_i \sum_k m_{ik} x_{ik} \leq M$$

Здесь $S = EK + \mathcal{E}$ – приведенные затраты на реализацию очистки типа k источника i , m_{ik} – масса сброса учитываемого ЗВ; x_{ik} – показатель степени очистки, $\sum_k x_{ik} = 1, x_{ik} \geq 0$.

Рассмотрим два вида экономических механизмов и способы их оценки в математических моделях:

1. Определение размера штрафов за превышение заданных концентраций в выделенных створах реки или за сверхнормативные сбросы ЗВ.

В допустимую область задачи вводятся дополнительные ограничения на концентрации ЗВ или массы сбросов, а в целевую функцию - денежные штрафы за превышение заданных пределов.

2. Оценка размеров финансовой поддержки предприятий при внедрении ими НДТ в процессы очистки сточных вод.

Оцениваются затраты государства на стимулирование предприятий при выборе ими НДТ. Модификация базовой модели состоит во включении в целевую функцию задачи вариантов государственных дотаций предприятию при выборе наиболее глубоких и, соответственно, наиболее дорогих способов очистки. В допустимой области некоторые ограничения на массы сбросов переводятся в искомые переменные. Данная мера экономического стимулирования обеспечивает выгодность внедрения прогрессивных технологий по сравнению, например, с уплатой штрафов за сверхнормативные сбросы ЗВ.

Аналогичный подход применим и в более общем случае, когда рас-

сматривается процесс производственной деятельности в целом. Понятно, что подобное расширение задачи усложнит процесс ее постановки и исследования, хотя методически оно легко осуществимо.

Переходя к математическим постановкам описанных методов оценки экономических механизмов, рассмотрим первый из них – нарушение установленных пределов концентраций $\overline{C}_j, j = 1, J$, (\overline{C}_j может обозначать ПДК соответствующего j -го ингредиента либо некоторое приближение к нему). Функционал задачи принимает вид:

$$S = \sum_i \sum_k (S_{ik} \cdot x_{ik}) + \sum_i \sum_j (\Delta c_{jr} \cdot p_{ij}) \rightarrow \min, r \in R.$$

Ограничения на концентрации и штрафы за их нарушения включены в допустимую область задачи:

$$c_{jr} = c_{jr}^0 + \sum_i \sum_k (m_{ijk} \cdot \Theta_{ijr} \cdot x_{ik}), \quad \Delta c_{jr} = \max(0; c_{jr} - \overline{C}_j), \quad j \in J, \quad r \in R,$$

$$c_{jr} + \Delta c_{jr} \leq \overline{C}_{jr},$$

где Θ_{ijr} – коэффициент трансформации j -го ЗВ в потоке,

$$\Theta_{ijr} = \frac{\exp(-k_j \cdot \tau_r)}{Q_r + \tilde{q}_r}, \quad \tau_r = \frac{L_r}{v_r},$$

k_j , (сутки⁻¹) – скорость разложения j -го ЗВ; τ_r , (сутки) – время движения речного потока на r -м участке; L_r , (км) – протяженность r -го участка реки; v_r , (км/сутки) – средняя скорость течения на r -м участке. Δc_{jr} – возможное нарушение заданного норматива качества воды (величины \overline{C}_{jr}) по j -му ЗВ в створе реки r , в частном случае, $r = i$.

Нарушение концентраций рассматривается в пределах соответствующих временно согласованных значений масс сбросов ЗВ, а взимаемый штраф пропорционален величине Δc_{jr} со штрафным коэффициентом p_{jr} в денежном выражении. Функциональная связь между массами сбрасываемых ЗВ и их концентрациями выражается через расходы речного стока и сбросные расходы от источников поступления сточных вод. При этом использованы следующие обозначения: Q_r – речной сток в створе r ; q_i – сбросной расход от i -го источника ЗВ.

Мероприятия по сокращению объемов ЗВ, формирующихся за счет диффузных источников, и соответствующие экономические механизмы

также могут быть оценены с помощью моделей оптимизации. В частности, для источников сельскохозяйственного происхождения математическая модель управления использованием и выносом удобрений и пестицидов в векторной форме имеет вид:

$$\min [C_X X + C_Y Y + C_Q Q + C_Z Z + \Delta B_3 P],$$

$$A_1^1 X + A_1^2 Y \leq B_1, \quad A_2^1 Y + A_2^2 Q \leq B_2, \quad A_3^1 X + A_3^2 Z \leq B_3,$$

$$X, Y, Q, Z \geq 0; \quad \Delta B_3 = \max(0; \Delta B_3 - \overline{B_3}), \quad B_3 + \Delta B_3 \leq \overline{B_3}.$$

Здесь искомые переменные задачи: X – площади возделывания культур, поголовье скота; Y – площади богарных и орошаемых земель (существующего и вновь вводимого орошения), Q – объемы используемых водных ресурсов; Z – нормативы внесения под культуры и выноса удобрений и пестицидов с поверхностным стоком, а также в процессе эрозии почв.

Вектор ограничений B_1 включает показатели потребностей в производстве продукции, ресурсы земли, труда, удобрений и пр., вектор B_2 – ограничения по водным ресурсам, вектор B_3 – ограничения по выносам биогенных элементов и пестицидов; $\overline{B_3}$ – заданный допустимый объем выноса; ΔB_3 – вектор превышения выносов; матрицы $-A_1^1, A_1^2, A_2^1, A_2^2, A_3^1, A_3^2$ – технико-экономические нормативы: урожайность товарных культур и продуктивность кормовых угодий, внесение удобрений и пестицидов, а также показатели их выноса с излишками поливной воды, осадками и частицами почвы, продуктивность животноводства и потребности его в кормах, оросительные нормы и агротехнические коэффициенты, трудовые затраты.

Уравнения выражают балансовые соотношения по использованию воды, земли, кормов, удобрений и т.д., а вектор $C = \{C_X, C_Y, C_Q, C_Z, P\}$ – коэффициенты функции цели, которая в данном случае характеризует удельные затраты, включая C_X – сельскохозяйственные издержки; C_Y – затраты на реконструкцию или подготовку новых площадей орошения, а C_Q – на различные водохозяйственные мероприятия, C_Z – удельные затраты на приобретение удобрений и пестицидов, а также на реализацию описанных ранее водоохранных мероприятий, P – вектор штрафных платежей за превышение выносов удобрений и пестицидов.

Включение в последнюю модель показателей эффективности отдельных мероприятий и их комплексов (в соответствии с данными табл.3 и 4) позволит обосновать выбор мероприятий, наиболее предпочтительных как с экологических, так и экономических позиций.

Обратимся ко второму варианту экономического стимулирования предприятий – финансовому – при внедрении НДТ очистки сточных вод. Оценка

этого механизма выполняется в экономико-математической модели при следующем представлении приведенных затрат в целевой функции задачи:

$$\sum_i \sum_k [E(1 - \alpha_{ik})K_{ik} + \mathcal{E}_{ik}] x_{ik} \rightarrow \min$$

Здесь допустимая область включает, как и в выше представленных случаях, ограничения на массы сбросов ЗВ и их концентрации в выделенных створах реки. Предполагается, что часть капитальных затрат для способов глубокой очистки, которые рассматриваются как НДТ, субсидируется государством. Это отражается в модели коэффициентами $0 \leq \alpha_{ik} < 1$ ($\alpha_{ik} = 0$ соответствует «классической» форме функционала задачи – приведенные либо капитальные затраты на очистку сточных вод, а $\alpha_{ik} < 1$ означает включение в рассмотрение экономического механизма стимулирования водоохранной деятельности). Предпочтительное значение α_{ik} определяется в процессе численных экспериментов.

Результаты решения задач оптимизации – приведенные массы сбросов ЗВ, затраты на эксплуатацию и развитие водохозяйственных систем предприятий (или учитываемых отраслей), а также полученные при решении двойственные оценки ограничений – могут служить основой для расчета платежей за сброс ЗВ и величин компенсации текущих затрат на проведение водоохраных мероприятий.

Заключение

Процесс внедрения экономических механизмов водопользования включает решение следующих основных проблем:

- обоснование размеров платежей с их дифференциацией по бассейнам и регионам;
- отработка механизмов взимания платежей,
- организация контроля над накоплением и расходованием денежных средств;
- создание рациональных способов принуждения водопользователей к уплате платежей и штрафов;
- организация специализированных финансовых и управляющих органов, их подотчетности и подчиненности представительной и исполнительной власти;
- обеспечение «открытости» финансовых потоков;
- расширение спектра учитываемых ЗВ и поэтапного ужесточения нормативов, а также тарифных ставок;

– принятие мер по развитию комплексного мониторинга водных объектов, как основного средства анализа и контроля над водопотреблением, сбросами ЗВ и качеством вод;

– обеспечение мероприятий по сокращению ущербов от рассредоточенных источников загрязнения.

Сокращения загрязнения окружающей среды можно достичь, реализуя следующие функции платежей:

1) полученные средства используются для финансирования проектов по защите окружающей среды, прежде всего крупных очистных сооружений коллективного пользования;

2) эти средства используются как стимул для децентрализованного управления.

В России преобладает первая, фактически административная функция, в то время как назрела острая необходимость реализации рыночных механизмов (квоты, банковские эмиссии, и пр.) наряду с методами прямого управления. Возможность предприятий использовать специальные фонды и принимать самостоятельные решения о мерах по сокращению сбросов ЗВ также служит эффективным стимулом для интенсификации деятельности по охране вод.

Мероприятия, сокращающие объемы ЗВ, производимых диффузными источниками, включают специальные виды вспашки, окультуривание полевных площадей, террасирование склонов. Через подбор севооборотов организуется растительный покров, препятствующий переносу ЗВ поверхностным стоком, а также их поступлению в составе удобрений и пестицидов.

Предупреждение поступления ЗВ в водные объекты достигается при очистке ливневых стоков, инфильтрации сточных вод через колодцы и другие сооружения, очистке загрязненных вод растениями и микроорганизмами, фильтрации через торфяно-песочные фильтры, которые хорошо поглощают компоненты фосфора и БПК. Эффективно также сооружение сборных коллекторов для отведения уличных смывов нефтепродуктов и создание заводненных территорий, имитирующих естественные болота.

В работе не затрагивались вопросы значимости для управления качеством вод состояния правовой и нормативной базы водопользования. Проблемы совершенствования водного законодательства, согласования правовых и нормативных баз на разных уровнях принятия решений требуют специального исследования, так как их состояние непосредственно влияет на эффективность использования обсуждаемых экономических механизмов. Необходимы благоприятные природоохранное законодательство и организационные структуры, а также развитый математический аппарат планирования деятельности по охране вод и обоснованию тарифов различных платежей и штрафов.

Литература

- Проект «Реформирование водного законодательства Российской Федерации». Разработка технических регламентов. Экспертное управление Президента РФ. Экономическая раб. группа при Администрации Президента РФ. М, 2005, 165 с.
- Пряжинская В.Г., Ярошевский Д.М., Левит-Гуревич Л.К.* Компьютерное моделирование в управлении водными ресурсами – М.: ФИЗМАТЛИТ, 2002. 496 с.
- Novotny V., Olem H.* Water quality. Prevision, Identification, and Management of Diffuse Pollution. – New York: Van Nostrand reinhold. – 1994. 1054 p.
- Бондаренко Л.М., Цыгуткин С.Г., Капчерина Н.Б.* Оценка водоохранной эффективности противоэрозионных мероприятий при защите малых рек от загрязнений стоком с сельскохозяйственных угодий // В кн. «Охрана вод речных бассейнов», издательство ВНИИВО, Харьков, 1987. С.60–65.

ОЦЕНКА УСТОЙЧИВОСТИ ВОДОЕМОВ ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРА К ИЗМЕНЕНИЮ ПАРАМЕТРОВ ЕСТЕСТВЕННОГО И АНТРОПОГЕННОГО РЕЖИМОВ

Примак Е.А., Дмитриев В.В.

Российский государственный гидрометеорологический университет, Санкт-Петербургский государственный университет

Научный интерес к оценке устойчивости и изменчивости природных экосистем и геосистем различных уровней иерархии, их стабильности и чувствительности к внешним воздействиям сформировался в конце 1960-х – начале 1970-х годов. С одной стороны, это объясняется успехами, достигнутыми классической экологией и бурным развитием математической экологии, с другой – необходимостью получения количественных оценок нагрузок на экосистемы, превышение которых приведет к «экологической катастрофе», т. е. к разрушению экосистемы. С решением этой проблемы неразрывно связана и проблема экологического нормирования, основным содержанием которой является поиск «нормы состояния природной экосистемы», «нормы воздействия на нее» и ответной реакции экосистемы на внешнее воздействие.

По-видимому, первый опыт балльно-индексной оценки устойчивости наземных геосистем и водных объектов к изменению параметров естественного и антропогенного режимов был опубликован ВНИИ Природы (г. Москва) в сборнике «Оценка состояния и устойчивости экосистем» (1992) (Снакин, Мельченко, Бутовский, 1992). Оценка устойчивости и уязвимости водоемов к измене-

нию параметров режимов долгое время разрабатывалась на основе балльно-индексного метода, в основу которого были положены различные классификации А.М.Владимирова и др. (1991); В.В.Снакина и др. (1992); А.Л.Ресина и др. (1992); В.В. Дмитриева (1995,1997).

Эти способы оценки устойчивости водных объектов являются первым, рекогносцировочным этапом, необходимым для построения оценочных шкал, но зачастую недостаточным для объективной оценки устойчивости изучаемого водного объекта.

Авторский опыт в разработке подходов к оценке устойчивости водных объектов на основе построения сводных показателей устойчивости обобщен В.В.Дмитриевым. В.Т.Фруминым в работе (Дмитриев, Фрумин, 2004). Там же приводятся основные определения, связанные с устойчивостью водных объектов (табл.1). Кроме того, показано, что в условиях работы с неполной, неточной и нечисловой информацией и неопределенности суждений о приоритетах оценивания целесообразно применение новых методических подходов и моделей для оценки устойчивости геосистем и водных объектов (Дмитриев, Мякишева и др. 1997).

Необходимо заметить, что уязвимость (устойчивость) водных экосистем *циклического* (озера, слабопроточные водоемы, пруды) и *транзитного* (реки, сильно проточные водоемы) типов обусловлена разными природными механизмами. Устойчивость первого типа – *адаптационная*, устойчивость второго типа – *регенерационная*. Если в первом случае важнейшим свойством природной системы является ее способность *сохранять* исходное состояние или *плавно переходить* в другое состояние, сохраняя при этом внутренние связи (*инертность, пластичность*), то во втором случае на первое место выходит способность системы многократно *восстанавливать* свои свойства, возвращаться в исходное состояние после временного внешнего воздействия (*восстанавливаемость*). К этому можно добавить, что абиотические и биотические составляющие экосистемы по механизмам устойчивости также различаются между собой. Устойчивость первых достигается физико-механическими и химическими процессами переноса, разбавления, сорбции, миграции вещества; устойчивость вторых обусловлена способностью адаптации организмов к воздействию, как в результате внутренней резистентности биохимической организации, так и за счет способности к биохимическому разложению токсичных соединений и изменению удельных скоростей обменных процессов в экосистеме под влиянием воздействия.

Основные понятия, связанные с устойчивостью водных систем (Дмитриев Фрумин, 2004)

Понятие	Авторское определение понятия
1. Устойчивость экосистемы к воздействию	Способность экосистемы сохранять квазипостоянными свои свойства и параметры режимов в условиях действующих внутренних и внешних возмущений.
2. Уязвимость экосистемы	Утрата экосистемой (отсутствие у экосистемы) способности сохранять квазипостоянными свои свойства и параметры режимов в условиях действующих внутренних и внешних возмущений.
3. Изменчивость экосистемы	Свойство экосистемы менять характеристики своего функционирования вследствие изменений собственных параметров или при внешних возмущениях.
4. Чувствительность экосистемы	Способность экосистемы реагировать на незначительные по величине воздействия.
5. Период релаксации	Время, необходимое для приведения экосистемы в равновесное состояние из неравновесного после действия внутреннего или внешнего возмущающего фактора.
6. Пределы устойчивости (верхний и нижний)	Количество возмущающего фактора в единицах его измерения, которое приводит экосистему к необратимым изменениям. Применительно к такому фактору, как температура, Б.Небел (1993) ввел понятие <i>диапазона устойчивости</i> (интервал температур от минимальной до максимальной, при которых еще возможен рост организма). Точки, ограничивающие интервал, он называет <i>пределами устойчивости</i> . Между <i>зоной оптимума</i> и <i>пределами устойчивости</i> , по его мнению, расположена стрессовая зона в рамках диапазона устойчивости по данному фактору.
7. Инертность	Способность экосистемы сохранять при внешнем воздействии исходное состояние в течение некоторого времени.
8. Пластичность	Способность экосистемы накапливать результаты внешних воздействий, не изменяя при этом до определенного предела кардинально своих свойств и режима.
9. Восстанавливаемость	Способность экосистемы возвращаться в исходное состояние после временного внешнего воздействия на нее.
10. Упругость	Свойство экосистемы полностью возвращаться в исходное состояние после прекращения внешнего воздействия.
11. Буферность или буферная емкость	Способность экосистемы сохранять присущее ей состояние и в определенной мере нейтрализовать направленные на нее внешние воздействия.

Для условно-равновесных природных систем, в том числе и экологических, справедлив принцип Ле-Шателье-Брауна: при внешнем воздействии, выводящем систему из состояния устойчивого равновесия, равновесие смещается в том направлении, при котором эффект внешнего воздействия ослабляется. Следствием из этого принципа является положение, при котором при прочих неизменных ус-

ловиях более продуктивная экосистема будет более устойчива к эвтрофированию, а более сапробная (токсобная) экосистема с низким качеством воды будет более устойчива к снижению качества воды (Дмитриев, 1995 и Дмитриев, 2000). Поэтому устойчивая экосистема не должна ассоциироваться с экологически благополучной, необходим анализ факторов, определяющих причину ее высокой устойчивости.

Оценка устойчивости водоемов в данной работе выполнена на основе метода сводных показателей, который дает возможность на основе существующих классификаций и типизаций разработать модели интегральной оценки устойчивости для достаточно большого и разнообразного перечня критериев (Дмитриев, Фруммин, 2004).

Устойчивость водных объектов к изменению параметров естественного режима определяется морфометрическими особенностями водного объекта, физико-географическими и климатическими условиями, гидрологическим режимом.

Анализ изменения параметров антропогенного режима способствует выявлению устойчивости к антропогенному эвтрофированию или устойчивости к изменению качества воды (Дмитриев, Мякишева, Хованов, 1996; Дмитриев, Мякишева, Хованов, Третьяков, 1997; Дмитриев, Огурцов и др., 1999).

В целом, как показали эксперименты, наиболее высокой устойчивостью к изменению параметров естественного и антропогенного режимов обладают крупные и (или) высокопродуктивные водные объекты, находящиеся в оптимальных условиях формирования водности и крупные и (или) сильно загрязненные водные объекты, находящиеся в оптимальных условиях формирования качества воды (Дмитриев, Фруммин, 2004).

В данной работе оценивалась устойчивость к изменению параметров естественного режима и изменению качества воды в озерах. В связи с этим были отобраны следующие системы приоритетных признаков (таблицы 2,3).

Затем были введены левые и правые границы для всех исходных характеристик, хотя стоит заметить, что данная процедура не является строго обязательной. Критерии, приведенные в таблицах 2 и 3, можно разделить на два типа. К первому типу отнесены характеристики, увеличение значений которых приводит к снижению устойчивости водоема. Ко второму типу отнесены критерии, увеличение значений которых свидетельствует об увеличении устойчивости водного объекта.

Таблица 2

Исходная классификация для оценки устойчивости водоемов к изменению параметров естественного режима

Признаки	Класс устойчивости				
	I макс. уст.	II уст. выше средней	III средне уст.	IV уст. ниже средней	V мин. уст.
Площадь поверхности, км ²	20000–15000	15000–10000	10000–5000	5000–1000	1000–10
Объем, км ³	400–300	300–200	200–100	100–10	10–0,2
Максимальная глубина, м	200–150	150–100	100–50	50–10	10–1
Средняя температура воды в летний период, °С	25–22	22–20	20–18	18–15	15–12
Наличие сезонной стратификации	1	1	1–2	2	2
Условия проточности, баллы	1–2	2–3	3–4	4–5	5–6

Примечание:

- Наличие сезонной стратификации соответствует один балл, отсутствию сезонной стратификации соответствует два балла.
- По условиям проточности бессточному водоему соответствует 1–3 балла, сточному водоему – 3–4 балла, проточному водоему – 4–6 баллов.

Таблица 3

Исходная классификация для оценки устойчивости водоемов к изменению параметров качества воды

Признаки	Класс устойчивости				
	I макс. уст.	II уст. выше средней	III средне уст.	IV уст. ниже средней	V мин. уст.
Аммонийный азот NH ₄ , мг/дм ³	2–1	1–0,4	0,4–0,2	0,2–0,05	0,05–0
O ₂ , %	0–60	60–70	70–80	80–95	>95
Бихроматная окисляемость, мг О/л	100–50	50–25	25–15	15–5	5–0
БПК ₅ , мг О/л	>4	4–3	3–2	2–1	1–0,5
Цветность, Pt-Co	>160	160–80	80–35	35–10	<10

Далее была проведена процедура нормирования исходных значений с помощью нормирующих функций (1) и (2), при этом максимальной устойчивости по каждому оценочному критерию соответствовало значение, равное 1, а минимальной устойчивости – 0 (можно наоборот). Такое преобразование выполнялось следующим образом. Для критериев первого типа вводится правило перевода в виде:

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

Для критериев второго типа вводится правило перевода в виде:

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

В (1) и (2): q – нормированное значение параметра; x_i – текущее значение критерия; \max_i (\min_i) – максимальное (минимальное) значение критерия. Параметр λ на данном этапе построения интегральных показателей принимался равным 1.

Диапазон изменения q_i всегда находится в пределах от 0 до 1. Таким образом, исходные параметры в различных шкалах измерения (абсолютные и средние величины в конкретных единицах измерения, относительные или балльные оценки и т.п.) приводятся к единой безразмерной шкале, после чего над их значениями можно производить математические действия с целью получения интегрального показателя.

Для оцениваемых водоемов были выбраны минимальные (\min) и максимальные (\max) значения параметров. Для этого использовались минимальное и максимальное значения из каждой шкалы исходных характеристик (табл. 4).

В таблицах 5 и 6 представлены нормированные значения критериев оценивания устойчивости водоемов.

Таблица 4

Задание минимальных и максимальных значений параметров для нормирующих функций

Признаки	\min	\max
Площадь поверхности, км ²	10	20000
Объем, км ³	0,2	400
Максимальная глубина, м	1	200
Средняя температура воды в летний период, °С	12	25
Наличие сезонной стратификации	1	2
Условия проточности, баллы	1	6
НН ₄ , мг/дм ³	0	2
О ₂ , %	0	110
БО, мгО/л	0	100
БПК ₅ , мгО/л	0,5	5
Цветность, °Pt-Co	0	200

Таблица 5

Нормированные значения критериев оценивания устойчивости водоемов к изменению параметров естественного режима

Признаки	Класс устойчивости				
	I макс. уст.	II уст. выше средней	III средние уст.	IV уст. ниже средней	V мин. уст.
Площадь поверхности, км ²	1–0,750	0,750–0,500	0,500–0,250	0,250–0,050	0,050–0
Объем, км ³	1–0,750	0,750–0,500	0,500–0,250	0,250–0,025	0,025–0
Максимальная глубина, м	1–0,749	0,749–0,497	0,497–0,246	0,246–0,045	0,045–0
Средняя t воды в летний период, °С	1–0,769	0,769–0,615	0,615–0,462	0,462–0,231	0,231–0
Наличие сезонной стратификации	1	1	1–0	0	0
Условия проточности, баллы	1–0,800	0,800–0,600	0,600–0,400	0,400–0,200	0,200–0
I₁	1–0,803	0,803–0,619	0,619–0,268	0,268–0,092	0,092–0

На следующем этапе был выбран вид интегрального показателя $I(q,p)$. Комплексный показатель строился таким образом, что зависел не только от показателей q_i , но и от их значимости, определяемой весовыми коэффициентами p_i , сумма которых должна равняться 1 ($0 \leq p_i \leq 1$). В качестве выражения для интегрального показателя использовалась линейная свертка показателей вида:

$$I_i = \sum_{i=1}^n q_i p_i, i = 1, \dots, n \quad (3)$$

где n – число критериев оценивания; q_i – нормированное значение параметров; p_i – вес параметра.

Таблица 6

Нормированные значения критериев оценивания устойчивости водоемов к изменению параметров качества воды

Признаки	Класс устойчивости				
	I макс. уст.	II уст. выше средней	III средние уст.	IV уст. ниже средней	V мин. уст.
Аммонийный азот NH ₄ , мг/дм ³	1–0,500	0,500–0,200	0,200–0,100	0,100–0,025	0,025–0
O ₂ , %	1–0,455	0,455–0,364	0,364–0,273	0,273–0,136	0,136–0
Бихроматная окисляемость, мгО/л	1–0,500	0,500–0,250	0,250–0,150	0,150–0,050	0,050–0
БПК ₅ , мгО/л	1–0,778	0,778–0,556	0,556–0,333	0,333–0,111	0,111–0
Цветность, Pt-Co	1–0,800	0,800–0,400	0,400–0,175	0,175–0,050	0,050–0
I₂	1–0,606	0,606–0,354	0,354–0,206	0,206–0,074	0,074–0

Далее были введены оценки весовых коэффициентов p_i . Как правило, уже само составление программы оценочных исследований является первичным

«взвешиванием» параметров, компонентов и их свойств. Однако такое взвешивание оказывается недостаточным, так как влияние отобранных главных факторов также неравнозначно, что вызывает необходимость придавать при оценке различным параметрам (свойствам, компонентам) разные приоритеты, веса или коэффициенты значимости. Нередко при этом вес вводится без какого-либо четкого обоснования. Чаще всего применяются следующие способы учета «веса» отдельных критериев экологического состояния и качества природной среды: вес каждого из отобранных параметров принимается равным; вес наиболее важных параметров увеличивается или вес второстепенных показателей уменьшается в условное число раз; вес определяется с помощью мнений экспертов; весомость каждого критерия определяется с помощью дополнительных расчетов. В самом простом случае, при равенстве весов исходных параметров, вес определяется простой формулой:

$$p_i = 1/n, \quad 4)$$

где n – число критериев оценивания.

В таблицах 5 и 6 представлены значения интегральных индексов первого уровня свертки информации.

Далее таким же образом был рассчитан интегральный показатель второго уровня свертки информации (табл. 7). Для него исходными значениями являлись результаты первого уровня свертки. Классификации построены в предположении равенства приоритетов оценивания как внутри уровней, так и между ними.

Таблица 7

Устойчивость к изменению параметров естественного режима и снижению качества воды

При- знаки	Класс устойчивости				
	I макс. уст.	II уст. выше средней	III средне уст.	IV уст. ниже средней	V мин. уст.
I	1–0,705	0,705–0,486	0,486–0,237	0,237–0,083	0,083–0

Для оценки устойчивости к изменению параметров естественного и антропогенного режимов были использованы мониторинговые данные годовых наблюдений 2003 и 2004 гг. за внутренними водоемами Карелии: оз. Топозеро, оз. Пяозеро, оз. Верхнее Куйто, Юшкозерское водохранилище и оз. Суоярви.

Результаты рассчитанных значений сводных показателей и классы устойчивости выбранных озер представлены в таблице 8. Еще раз заостряем внимание на том, что при получении выводов о степени уязвимости (устойчивости) водного объекта не следует отождествлять устойчивость с экологическим благополучием. При высоком загрязнении водного объ-

екта он может оказаться достаточно устойчивым к антропогенному воздействию, но это не свидетельствует о его экологическом благополучии.

Таблица 8

Значения сводного показателя и классы устойчивости к изменению параметров естественного и антропогенного режимов

Водоем	Значение I	Класс устойчивости
озеро Топозеро	0,213	IV
озеро Пяозеро	0,215	IV
озеро Верхнее Куйто	0,239	III–IV
Юшкозерское вдхр.	0,229	III–IV
озеро Ондозеро	0,230	III–IV
озеро Суоярви	0,266	III

Как видно из таблицы, самым устойчивым к изменению параметров естественного и антропогенного режимов оказалось оз. Суоярви. И это несмотря на то, что данный водоем является самым маленьким и мелким из представленной группы. Однако по качеству воды оз. Суоярви характеризуется как «загрязненное». Это обусловлено тем, что оз. Суоярви находится вблизи г. Суоярви и основными факторами антропогенного воздействия на водоем являются поступления сточных вод города и промышленных предприятий, а также поверхностный сток с сельхозугодий.

Самыми уязвимыми к изменению параметров естественного и антропогенного режимов из рассмотренных оказались более крупные, но наиболее чистые водоемы: оз. Топозеро и оз. Пяозеро.

В целом, в соответствии с разработанными классификациями рассмотренные озера Европейского Севера можно охарактеризовать, как и «средне устойчивые» (III кл.) и «устойчивые ниже среднего» (IV кл.).

Литература

Снакин В.В., Мельченко В.Е., Бутовский Р.О. и др. Оценка состояния и устойчивости геосистем. М. ВНИИ природа, 1992, 127 с.

Дмитриев В.В., Фрумин Г.Т. Экологическое нормирование и устойчивость природных систем. Учебное пособие. СПбГУ-РГГМУ, изд-во «Наука», СПб, 2004, 294 с.

Дмитриев В.В., Мякишева Н.В., Третьяков В.Ю., Огурцов А.Н., Хованов Н.В. Моделирование устойчивости ландшафтов к антропогенному воздействию на основе теории нечетких множеств / Структура, функционирование, эволюция природных и антропогенных ландшафтов. Тезисы X ландшафтной конференции 16–19 сент. 1997 г. М.-СПб., 1997.

Дмитриев В.В. Методика диагностики состояния и устойчивости водных экосистем // Эколого-географический анализ состояния природной среды: проблема устойчивости геозкосистем. СПб., 1995. С.41–67.

Дмитриев В.В. Оценка уязвимости водоемов к внешним воздействиям. «Экология. Безопасность. Жизнь. Экологический опыт гражданских, общественных инициатив», Гатчина. 2000, вып.10. С.284–296.

Дмитриев В.В., Мякишева Н.В., Хованов Н.В. Многокритериальная оценка экологического состояния и устойчивости геосистем на основе метода сводных показателей. I. Качество природных вод // Вестник СПбГУ, сер.7., вып.3 (N21), 1996. С.40–52.

Дмитриев В.В., Мякишева Н.В., Хованов Н.В., Третьяков В.Ю. Многокритериальная оценка экологического состояния и устойчивости геосистем на основе метода сводных показателей. II. Трофический статус водных экосистем // Вестник С.-Петерб. ун-та. Серия 7. «Геология и география», изд-во СПбГУ, СПб., 1997, вып.1, № 23. С.51–67.

Дмитриев В.В., Огурцов А.Н., Васильев В.Ю., Третьяков В.Ю. Многокритериальная оценка экологического состояния и устойчивости геосистем на основе метода сводных показателей. IV. Токсическое загрязнение воды и грунтов // Вестник С-Петербургского ун-та. Серия 7, Изд. СПбГУ, 1999, вып.1. С.40–53.

ПРОБЛЕМЫ НОРМАТИВНО-ПРАВОВОГО ОБЕСПЕЧЕНИЯ И УПРАВЛЕНИЯ РЕСУРСАМИ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

О.Я. Глибко, А.А. Лукин

Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, Петрозаводск

Введение

В целях сохранения водных ресурсов их использование должно осуществляться таким образом, чтобы не допустить загрязнения и истощения водных экосистем, что возможно, если хозяйственная деятельность основана на адекватном законодательстве. Формирование логически стройной, в содержательном отношении отвечающей социальным и экономическим потребностям общества, научно обоснованной нормативно-правовой базы для рационального и эффективного использования водных объектов и их ресурсов – задача, которая решается при совместной работе как юристов, так и специалистов в области экологии, гидрологии, гидробиологии. На современном этапе важно создание таких научно-исследовательских лабораторий (отделов), которые бы специализировались на оценке состояния водных экосистем в условиях антропогенного воздействия и разработке рекомендаций для совершенствования нормативно-правового обеспечения водного законодательства. При создании лаборатории управления ресурсами водных объектов Института водных проблем Севера эти направления деятельности предполагались одними из приоритетных.

Одна из главных проблем российского права, которая является предметом изучения, касается теории и практики определения и компенсации ущербов, наносимых антропогенными воздействиями водным экосистемам. Разработанный и закреплённый в целом ряде нормативных документов юридический механизм оценки и возмещения вреда, причиненного водным объектам и их ресурсам, подробно регламентирует порядок, процедуру и способы компенсации последствий антропогенной деятельности. Однако закреплённые в нормативных документах методические основы расчета далеко не всегда способны адекватно оценить экономические и экологические потери (Глибко, 2005). Действующие методики охватывают далеко не все случаи нанесения вреда. Некоторые из них носят временный характер, другие принимались в разное время и зачастую противоречат друг другу, что ограничивает возможности их правоприменения. Дополнительные трудности создает отсутствие единой терминологии. Недостаточно отработаны также порядок и процедура компенсации экологического вреда. В целом современная нормативная система оценки и возмещения ущербов водным экосистемам находится в стадии становления.

Цель настоящей работы – исследование современного состояния законодательства об оценке наносимого водным объектам и их ресурсам вреда, нормативно-правового и методического обеспечения законодательной базы, а также оценка перспектив совершенствования системы правоотношений в этой сфере.

Нормативно-правовая база института оценки и возмещения ущербов водным объектам и их ресурсам

Основной закон РФ (1993 г.) закрепляет ряд экологических прав граждан (ст. 42), в том числе право на возмещение вреда, причиненного их здоровью или имуществу экологическим правонарушением. Правда, в Конституции нет прямых указаний по возмещению вреда, причиненного окружающей среде, вместе с тем этот институт можно рассматривать как развитие конституционного принципа, провозглашающего право гражданина на благоприятную окружающую среду. В целом природопользование, охрану окружающей среды и обеспечение экологической безопасности Конституция относит к предмету совместного ведения Российской Федерации и субъектов РФ (ст. 72).

Конституция РФ признает приоритет норм международного права перед национальным законодательством. Помимо ратифицированных Российской Федерацией и являющихся частью ее правовой системы международных договоров², особое значение для развития российского законо-

² См.: Декларация Рио-де-Жанейро по окружающей среде и развитию (принята 14.06.1992 г.); Конвенция по охране и использованию трансграничных водотоков и международных озер (заключена в Хельсинки 17.03.1992 г.); Стокгольмская декларация (принята 16.06.1972 г.).

дательства имеют нормативные акты ЕС, отражающие тенденции развития международного права. Среди них можно отметить Директиву Европейского парламента и Совета Европы 2004/35/СЕ, принятую 24.04.2004 г., «Об экологической ответственности в отношении предотвращения и ликвидации вреда окружающей среде». Согласно директиве, субъект, чья хозяйственная деятельность явилась причиной вреда окружающей среде или даже *потенциальной угрозы* такого вреда, обязан нести материальную ответственность. Конвенция Совета Европы о гражданской ответственности за ущерб от деятельности, опасной для окружающей среды³, приравнивает величину ущерба к стоимости проведения мероприятий по восстановлению первоначального состояния среды, которые уже проведены или будут проведены в будущем.

Правовое регулирование охраны водных экосистем внутри страны осуществляется в соответствии с природоохранным законодательством РФ, основу которого создает Федеральный закон «Об охране окружающей среды» (2002 г.), водным законодательством РФ, общие принципы которого закреплены в Водном кодексе РФ (1995 г.), законодательством об охране животного мира во главе с федеральными законами «О животном мире» (1995 г.), «О рыболовстве и сохранении водных биоресурсов» (2004 г.). Институту возмещения вреда, причиненного окружающей природной среде, в экологическом законодательстве отведено особое место. При этом следует учитывать тот факт, что в данном вопросе правовая охрана природных объектов от посягательств решается и при помощи других отраслей права, прежде всего права гражданского. Первая часть Гражданского кодекса РФ содержит общие положения о возмещении ущерба (ст. 15, 307–309, 393, 401), во второй части отдельная глава (59) посвящена обязательствам вследствие причинения вреда. Особое значение для регулирования эколого-правовых отношений имеет ст. 1079, в которой дано определение источников повышенной опасности и сформулирована обязанность их владельцев по возмещению причиненного вреда вне зависимости от наличия вины.

Помимо указанных законодательных актов, к источникам рассматриваемого института экологического права следует отнести федеральные законы «Об экологической экспертизе» (1995 г.), «Об особо охраняемых природных территориях» (1995 г.), «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения» (1999 г.) и др. Правовой режим водных биоресурсов определяет Федеральный закон «О рыболовстве и сохранении водных биологических ресурсов» (2004 г.). В этих документах отдельные статьи посвящены вопросам оценки и возмещения экологического вреда.

³ Конвенция Лугано от 21 июня 1993 г.

Среди других законодательных источников назовем Кодекс РФ об административных правонарушениях (2001 г.) и Уголовный кодекс РФ (1995 г.), которые создают правовые основы административной и уголовной ответственности за причинение вреда природным объектам.

Регулированию изучаемых правоотношений посвящен целый ряд подзаконных нормативных правовых актов федерального уровня, начиная от постановлений Правительства РФ и заканчивая актами федеральных министерств и ведомств. При определении правовой значимости подлежащего применению документа следует, однако, не забывать об иерархической системе нормативных актов по юридической силе. Иногда, правда, случаются казусы. В 1998 г. Госкомэкологии России своим приказом утвердил Перечень нормативных документов, рекомендуемых к использованию при оценке и возмещении вреда, нанесенного окружающей природной среде в результате экологических правонарушений. Некоторые документы методического характера, в том числе и те, которые утверждались актами Правительства РФ, не вошли в этот перечень и потеряли в возможности правоприменения. Получается, что ведомственный акт отменяет (ограничивает?) акты высшего органа исполнительной власти РФ, чего, конечно, быть не должно. Во избежание подобных коллизий необходимо, чтобы подобный перечень утверждался постановлением Правительства РФ (по представлению компетентного органа исполнительной власти).

В соответствии со ст. 77 Федерального закона «Об охране окружающей среды» загрязнение окружающей природной среды, а также любое изменение ее качественных или количественных характеристик рассматривается как причинение ей имущественного вреда. За такой вред устанавливаются платежи, определяемые на основе базовых нормативов за нормативное и сверхнормативное загрязнение окружающей природной среды. Это в полной мере относится к водным объектам и водным биоресурсам⁴. Методики по расчету ущербов, причиняемых водным объектам и их ресурсам, принимались в разное время (с 1960-х гг.) различными компетентными государственными органами и зачастую не соответствуют друг другу. Среди действующих методик много так называемых «временных», а также документов СССР и РСФСР. Кроме того, большинство из них не прошли регистрацию в Министерстве юстиции РФ.

⁴ См.: Постановление Правительства РФ от 12.06.2003 г. №344 «О нормативах платы за выбросы в атмосферный воздух загрязняющих веществ стационарными и передвижными источниками, сбросы загрязняющих веществ в поверхностные и подземные водные объекты, размещение отходов производства и потребления».

Что касается системы нормативных актов субъектов РФ, то они в гораздо меньшей степени участвуют в регулировании изучаемых правоотношений, что, на наш взгляд, не совсем верно: на региональном уровне можно было бы решать многие частные вопросы расчета ущерба, учитывая климатические, гидрологические и иные особенности территорий. Принцип совместного правового регулирования отношений природопользования и охраны окружающей среды в сфере оценки экологического вреда реализуется, например, в установлении регионами собственных систем такс (шкал) для исчисления ущерба, причиненного незаконным добыванием или уничтожением объектов животного мира. Субъекты Федерации вправе определять размеры такс с учетом региональных особенностей, в том числе в повышенных размерах, а также на объекты животного и растительного мира, не указанные в российских актах⁵. К примеру, в Республике Марий Эл правительством утверждены таксы для исчисления размера взыскания за ущерб, причиненный незаконным добыванием или уничтожением животных, занесенных в Красную книгу РФ и Красную книгу республики, и шкала размеров гражданских исков о возмещении ущерба, причиненного государственному охотничьему фонду. В ряде случаев размеры такс расходятся с российскими таксами.

Некоторые регионы принимают свои методические документы для расчета экологического ущерба, несколько подобных методик принято в г. Москве. Следует учесть частое противоречие подобных документов нормам федеральных актов.

Методическое обеспечение института оценки и возмещения ущерба водным объектам и их ресурсам

В ст. 131 Водного кодекса РФ установлено, что граждане и юридические лица, причинившие ущерб водным объектам, возмещают его в соответствии с методиками исчисления ущерба. В случае отсутствия такой методики ущерб взыскивается по фактическим затратам на восстановление водных объектов с учетом понесенных убытков, включая упущенную выгоду. Аналогичное положение содержится и в законах «О животном мире» (ст. 56), «Об охране окружающей среды» (ст. 77), «О рыболовстве и сохранении водных биологических ресурсов» (ст. 53).

Следует отметить, что при определении величины ущерба в стоимостном выражении помимо расчетного способа используется и таксовый метод. Однако сразу следует четко ограничить пределы его применения: он

⁵ Это право впервые было предоставлено субъектам РФ Приказом Минприроды от 4 мая 1994 г. № 126

применим только в случае причинения вреда биологическим ресурсам, а именно при уничтожении (повреждении) отдельных биологических объектов – живых организмов. Подобные факты ущерба имеют место, например, при незаконной охоте, рыбной ловле или при случайной гибели гидробионтов от источника повышенной опасности (транспортного средства и пр.). Если же ущерб нанесен значительному количеству особей (что потенциально может отрицательно сказаться на благополучии всей популяции) или речь идет о воздействии на неопределенное число организмов (при повреждении нерестилищ, использовании взрывчатых средств при добыче водных биоресурсов и пр.), таксовый метод применяться не может.

Произведенный нами исторический анализ развития отношений в сфере возмещения вреда окружающей природной среде показывает, что если таковая система оценки ущерба насчитывает более 1000 лет, то целенаправленная разработка расчетных методов началась лишь во второй половине XX в. Первые специальные методики оценки экологического ущерба появляются вскоре после принятия Закона РСФСР об охране природы (1960 г.) в его развитие. Среди них рассмотрим лишь те, которые до сих пор не потеряли юридического значения и касаются определения ущерба водным биоресурсам. Так, можно отметить Методику подсчета ущерба, нанесенного рыбному хозяйству в результате сброса в рыбохозяйственные водоемы сточных вод и других отходов (утверждена Минрыбхозом СССР 16.08.1967 г. № 30-1-11), которая действует по настоящее время. Методика по большей части носит описательный характер, не содержит конкретных механизмов расчета ущерба. Положения методики можно расценивать скорее как рекомендации для определения величины ущерба. Документ содержит общий алгоритм оценочных работ, при этом учитываются потери рыбопродукции от гибели кормовых организмов, но получаемая в итоге величина оказывается достаточно приближенной ввиду целого ряда допущений. Так, молодь по методике принимается за половозрелую рыбу, не учитывается естественная смертность молоди, не дается возрастных критериев отнесения рыбы к молоди. Поврежденная рыба, молодь, личинки и икра относятся к погибшим.

Методики, принятые в первой половине 1970-х гг., уже гораздо более взвешенно и обстоятельно подходят к вопросу расчета ущерба. Из сохранившихся юридическую силу документов выделяется Методика подсчета ущерба, нанесенного рыбному хозяйству в результате нарушения правил рыболовства и охраны рыбных запасов, утвержденная Минрыбхозом СССР 12.07.1974 г. № 30-2-02. Она широко использует математические методы подсчета, в частности, предлагает уравнения для вычисления ущерба отдельно по рыбам, беспозвоночным и «сидячим» видам, морскому зверю, водным растениям. Впервые применяется коэффициент про-

мыслового возврата и плодovitости, рассчитывается ущерб от повреждения нерестилищ, при этом экономический ущерб не определяется розничной стоимостью, как прежде, а учитывает и затраты на мероприятия капитального характера в целях восполнения потерь (при сокращении биоресурсов на срок более 5 лет).

Абсолютное большинство методических документов в сфере охраны водных объектов и их ресурсов в СССР появляется со второй половины 1970-х гг. Они неоднократно изменялись, дополнялись и корректировались. Выражением этих работ становились Методика подсчета убытков, причиненных государству нарушением водного законодательства (1983 г.), Методика подсчета убытков, причиненных загрязнением морской среды в экономической зоне СССР (1987 г.) и др.

Принятое 7 января 1988 г. Постановление ЦК КПСС и Совета Министров СССР «О коренной перестройке дела охраны природы в стране» легализовало экологические отношения и важнейшие экологические термины (экологическая безопасность страны и др.) и было направлено на совершенствование экономического механизма, обеспечивающего эффективное использование и охрану природных богатств. Сразу после выхода этого постановления в 1988–1989 гг. были утверждены документы, создавшие современную методическую основу для проведения оценочных работ. Изначально указанные методики носили временный характер, что и указано в их наименовании. Предполагалось, что по окончании перестройки они (в видоизмененном и откорректированном в соответствии с требованиями времени и утвержденных типовых методик) будут приняты в окончательной редакции. Однако в связи с масштабными преобразованиями в стране этим планам не суждено было сбыться. Временные методики являются действующими на протяжении последних 17–18 лет и будут иметь юридическую силу еще неопределенный срок. Работы по совершенствованию этих документов были начаты во второй половине 1990-х гг. Ввиду дискуссионного характера многих положений предлагаемых проектов методик эти работы еще не завершены.

Временная методика определения экономической эффективности природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого водным биоресурсам загрязнением рыбохозяйственных водоемов, была утверждена 1 ноября 1988 г. Методика носит комплексный характер, пытаясь охватить все случаи причинения ущерба от загрязнения водоемов. Существенно расширен категориальный аппарат, выстроен четкий алгоритм расчета ущерба, в приложениях приведены примеры расчетов с применением положений документа. Экономический ущерб понимается исключительно как функция от капитальных затрат на восстановление рыбозапасов (строительство рыбозаводов). Принятая через год Временная методика оценки ущерба, наносимого рыбным запасам в ре-

зультате строительства, реконструкции и расширения предприятий, сооружений и других объектов и проведения различных видов работ на рыбохозяйственных водоемах дополняет предшествующую методику, адаптируя ее методы для других видов хозяйственного воздействия. Недостатки указанных методик будут рассмотрены в последующих разделах.

С 1990-х гг. начался новый этап в разработке методико-технической документации по расчету экологических ущербов. В это время было принято большинство ныне действующих методик. Особенно большое значение придавалось совершенствованию методологии оценки вреда от нефтедобывающей и нефтеперерабатывающей промышленности, в связи с чем был разработан ряд специальных методических документов⁶.

Если проследить развитие методических инструментов расчета экологического ущерба за рубежом, то выяснится, что там совершенствование охраны водоемов долгое время связывалось прежде всего с созданием высокоточного оборотования для определения уровня загрязнения. Принципиальные основы оценки ущерба в западных странах недостаточно разработаны. В международном праве подобных российским методик до сих пор почти нет, нет их в законодательстве большинства европейских стран (Бажайкин, 2004). Дело в том, что в зарубежном праве при определении размеров потенциального и реального ущерба среде опираются на экспертные оценки специалистов. Однако налицо тенденция стандартизации основных методических подходов и придание им нормативного статуса для упорядочения эколого-правовых отношений в условиях единой Европы. Но пока можно назвать лишь отдельные нормативные акты методического характера, пытающиеся с одной стороны решить эту проблему (Examen ..., 2001).

Систематизация и анализ действующих методик оценки ущерба

В настоящее время в сфере оценки экологических ущербов действующими являются несколько десятков методик, иных нормативных документов методического характера. Порой область их применения нечетко разграничена, что создает определенные сложности при решении практических вопросов оценки ущерба. Кроме того, не до конца решен вопрос правового статуса абсолютного большинства методических документов, поскольку они не проходили регистрации в Минюсте РФ и, таким образом, теряют в возможности правоприменения.

⁶ См., например: Методика определения ущерба окружающей природной среде при авариях на магистральных нефтепроводах. Утв. Минтопэнерго РФ 01.11.1995 г.; Методика расчета выбросов от источников горения при разливе нефти и нефтепроводов. Утв. Приказом Госкомэкологии от 05.03.1997 г. №97 и др.

Массив методических документов в сфере оценки причиняемого окружающей среде ущерба ставит вопрос об их систематизации. Вероятно, подобная систематизация нормативных правовых актов будет интересна специалистам в области прикладной экологии и практикующим юристам, поскольку призвана облегчить поиск подлежащего применению документа. Тем не менее она, безусловно, представляет и теоретический интерес. Обобщение и классификация методик расчета ущерба позволяет выявить или более четко обозначить вопросы, не урегулированные нормами права.

При классификации нормативных документов, подлежащих применению при оценке экологических ущербов можно использовать различные критерии. Главное, чтобы они отражали атрибутивные характеристики документов и могли быть обоснованы с правоприменительной точки зрения. Рассмотрим наиболее важные из них.

1. Во-первых, особенности механизма расчета ущерба и проведения ОВОС связаны с типом водного объекта (классификация по объекту исследований). Целесообразным видится использование официальной классификации водных объектов в соответствии с Водным кодексом РФ и ГОСТ 17.1.1.02-77. Необходимо отметить, что имеются как *специализированные* методики, предназначенные для подсчета ущерба для какой-то определенной категории водного объекта⁷, так и *комплексные*, в качестве объекта которых выступают и поверхностные водоемы, и морские воды⁸. Последние в большинстве случаев носят более общий характер и, следовательно, обладают меньшей юридической силой. Существуют и методики для оценки ущерба окружающей среде в целом⁹.

2. Классификация по субъекту воздействия. Когда речь идет о субъекте причинения вреда, следует учесть, что в качестве такового могут выступать как юридические лица (предприятия, организации, органы власти), так и физические – общий субъект (граждане РФ, иностранные граждане и лица без гражданства) либо субъект специальный (должностные лица). Правовой статус указанных категорий (в том числе в части экологических

⁷ Методика исчисления размера ущерба от загрязнения подземных вод. Утв. Приказом Госкомэкологии от 11.02.1998 г. №81.

⁸ Методика исчисления ущерба, причиненного водным объектам при нарушении водного законодательства РФ. Разработана Министерством природных ресурсов; Методика по расчету платы за загрязнение акватории морей и поверхностных водоемов, являющихся федеральной собственностью Российской Федерации, при производстве работ, связанных с перемещением и изъятием донных грунтов, добычи нерудных материалов из подводных карьеров и захоронением грунтов в подводных отвалах. Утв. Госкомэкологии 29.04.1999 г. и др.

⁹ Например, Методика определения ущерба окружающей природной среде при авариях на магистральных нефтепроводах. Утв. Минтопэнерго РФ 01.11.1995 г.

обязательств) в законодательстве РФ имеет свои особенности, однако на каждый субъект может быть возложена обязанность по компенсации причиненного ущерба. Развивая эту классификацию, методики можно систематизировать в соответствии с видами антропогенных воздействий на водную экосистему. Обычно в документе в преамбуле или в одном из первых разделов прямо указываются те случаи нарушений водного законодательства, на которые данный документ распространяется, включая вид хозяйственного и иного воздействия на водную экосистему.

1. Классификация методов расчета ущерба по видам хозяйственной деятельности связана с предыдущим видом классификации. В этом отношении можно выделить две большие группы документов: по расчету ущерба от планируемой хозяйственной деятельности¹⁰ и от уже осуществляемой¹¹.

2. Возможна классификация методов расчета ущерба исходя из вида ресурса, подвергаемого негативному воздействию. В общем, все нормативные документы в этом отношении можно поделить на две большие группы:

I. По расчету ущерба, причиняемого водным биоресурсам¹².

II. По расчету ущерба иным ресурсам водных объектов и водным объектам в целом¹³.

Системный подход предполагает использование не одного, а сразу нескольких критериев при классификации. Соответственно усложняется структурно-иерархическая система документов, однако создаются дополнительные возможности для более точной характеристики исследуемого правового поля. Мы предлагаем классифицировать нормативные правовые акты по видам антропогенных воздействий на водную экосистему и по подвергаемому воздействию ресурсу.

При анализе методических документов следует помнить: любое хозяйственное воздействие на природные объекты нужно рассматривать как нанесение им вреда, и задача рационального природопользования как раз состоит в

¹⁰ Временная методика оценки ущерба, наносимого рыбным запасам в результате строительства, реконструкции и расширения предприятий, сооружений и других объектов и проведения различных видов работ на рыбохозяйственных водоемах. Утв. Госкомприроды СССР 20.10.89 г..

¹¹ Например, Временная методика определения экономической эффективности природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиненного водным биоресурсам загрязнением водохозяйственных водоемов. Утв. Минрыбхозом СССР. 1989 г.

¹² Методические документы, указанные в сносках 9 и 10.

¹³ Методика исчисления ущерба, причиненного водным объектам при нарушении водного законодательства РФ. Разработана Министерством природных ресурсов (находится в стадии утверждения).

том, чтобы минимизировать отрицательные экологические последствия антропогенной деятельности. Однако поскольку далеко не всегда возможно восстановление исходного состояния нарушенной экосистемы, на взгляд авторов настоящей работы, целесообразнее говорить не о *возмещении* причиненного вреда, а о его *компенсации*. Именно на этом принципе основано большинство методов определения величины экологического ущерба.

Расчет экологического ущерба достаточно сложен. Процедура оценки экологического ущерба во всех случаях начинается с определения масштаба воздействия на водный объект и все затронутые воздействием элементы экосистемы. Последние условно делятся на две группы: непосредственно испытывающие влияние и претерпевающие косвенный ущерб. Каждый элемент системы рассматривается в отдельности (таким образом определяется прямой ущерб от антропогенного воздействия) и во взаимодействии (учитывают опосредованное временем и средой отрицательное влияние). При этом принимают во внимание многофакторность влияний хозяйственной деятельности на компонент природной системы. Так, при оценке ущерба водным биоресурсам учитывают:

- гибель рыбы (взрослых организмов, молоди, личинок, икры), морского зверя и водных растений;
- гибель кормовых организмов (бентос, планктон) и уменьшение рыбных запасов, связанное с сокращением кормовой базы;
- потерю потомства, ожидавшегося от половозрелых рыб и других живых ресурсов водоема;
- отклонение от нормального развития молоди, личинок и икры;
- сокращение или потерю мест нагула, нереста и зимовки;
- нарушение естественной миграции рыб и других гидробионтов;
- снижение биологической продуктивности водоема как следствие вышеназванных факторов.

Общий ущерб определяют путем суммирования его составляющих по всем затрагиваемым элементам (ресурсам) водной экосистемы и производят перевод на предполагаемое время воздействия (расчетный период). Окончанием времени воздействия считается не прекращение хозяйственной деятельности, причиняющей водоему ущерб, а установление экологического баланса, восстановление популяций гидробионтов.

Методологический аппарат действующих методик оценки экологического вреда носит сложный, комплексный характер. Каждая методика оценки ущерба в своей основе опирается не на один, а на целый комплекс методов на базе стандартных экономических подходов (себестоимостного, рыночного, доходного). Причем во всех случаях для определения величины ущерба биоресурсам водоемов применяются расчетно-аналитический метод и метод контрольных районов.

Действующие методики предусматривают диспозитивный подход при выборе подлежащего применению алгоритма расчета. Зачастую предлагается использовать один из двух вариантов оценки. Так, Временная методика определения экономической эффективности природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиненного водным биоресурсам загрязнением водохозяйственных водоемов, предлагает два способа: расчет по снижению рыбопродуктивности или по укрупненным экономическим оценкам. Первый способ основан на определении потерь в биомассе и продукции основных промысловых рыб по изменению объема уловов (при этом увеличение объема улова отдельных видов снижает общий показатель ущерба). Второй способ учитывает масштабы сверхнормативных сбросов загрязняющих веществ, производя пересчет по утвержденным коэффициентам опасности веществ, ПДК и удельной стоимости биоресурсов (при этом совершенно не рассматриваются конкретные потери ихтиоценоза). Предполагается равнозначность обоих методов (в смысле сопоставимости получаемых расчетных величин), что и подтверждается примерами в приложении к методике.

Даже в случае, если методика дает единственный способ определения величины потерь природного сырья, он не должен восприниматься в качестве императивной нормы. Учитывая стохастичность природных процессов и уникальность условий каждого водного объекта, правовое регулирование методов подсчета ущерба не может носить строго регламентационный характер. Как правило, вполне возможно использование альтернативных, ненормативных методов подсчета ущерба, вместе с тем полученный результат должен быть реален, то есть сопоставим с естественными показателями водной экосистемы (рыбопродуктивность, водный режим и пр.). Использование непредусмотренного методикой способа расчета предполагает, однако, и научное обоснование его выбора; прежде всего следует доказать, что классический вариант применить нельзя либо он дает явно неправильные результаты. Именно последнее обстоятельство зачастую затрудняет правоприменение нестандартизированных и не имеющих нормативного статуса методов, поскольку критерии для обоснования выбора используемого алгоритма расчета уже опираются на некоторые ненормативные основы.

Иногда законодатель вообще стремится отойти от классической нормоустанавливающей схемы, предоставив экологами право на основании имеющихся материалов самостоятельно произвести выбор подлежащего применению способа расчета. Так, во Временной методике оценки экономической эффективности природоохранных мероприятий прямо указано, что в связи с многообразием условий, в которых проявляется ущерб, причиняемый водным биоресурсам загрязнением водоемов (в реках, водо-

хранилищах, заповедных и промысловых районах в период ледостава, ледохода, половодья, межени и др.), определение количества погибших или изменивших естественные свойства рыб и других гидробионтов, их молоди, личинок, икры, кормовых организмов не может быть регламентировано каким-либо единым методом и ведется в каждом отдельном случае, исходя из имеющихся материалов (п.2.1.2.8).

Оптимизация нормативно-правового и методического обеспечения института оценки ущерба водным экосистемам

Главная задача, стоящая на современном этапе развития рассматриваемого эколого-правового института, – это создание общих правовых основ оценки и возмещения экологического вреда. Авторы считают целесообразным закрепление таких основ на уровне закона или подзаконного акта федерального значения (утверждаемого постановлением Правительства РФ), в соответствии с которым будут разрабатываться и приниматься нормативные документы, подробно регламентирующие способы и порядок оценки ущерба в зависимости от вида природного ресурса, вида воздействия и т.д. Подобный нормативный правовой акт должен иметь приоритетное и верховное действие на всей территории РФ по отношению ко всем подзаконным актам, регулирующим вопросы оценки и возмещения экологического вреда. Содержание подобного акта, кроме прочего, должно включать:

- общие принципы института оценки и возмещения экологического вреда;
- единую систему терминов для целей как самого документа, так и всех разрабатываемых в перспективе методик и методических указаний по оценке ущерба окружающей природной среде; единый перечень условных обозначений и сокращений (в том числе различных коэффициентов), используемых в математических формулах по расчетам ущерба;
- регламентацию общего порядка, процедуры и способов оценки и возмещения ущерба;
- нормативные основы оценки и возмещения «прошлого» и «проектируемого» вреда;
- определение характера и степени ответственности различных субъектов- причинителей вреда при совместном отрицательном воздействии на природную экосистему;
- основы планирования и реализации восстановительных и компенсационных мероприятий, в том числе рекомендации по установлению сроков таких работ.

Второе направление работ по совершенствованию нормативной базы экологического законодательства касается решения вопроса систематизации подзаконных нормативных документов. Проведенная нами системати-

зация методик по оценке ущерба выявила необходимость развития комплексного подхода при разработке нормативно-методической документации. В нашем случае он касается совместного правового регулирования водных объектов и их ресурсов (прежде всего биоресурсов). Зачастую в природоохранном законодательстве при рассмотрении вопросов природопользования господствует подход, согласно которому в качестве предмета правового регулирования отдельных подотраслей и институтов экологического права выступают отдельные компоненты природной среды вне связи друг с другом (принцип комплексности оценки воздействия на среду хотя и провозглашен¹⁴, но реализован не в должной мере). Уже давно многие исследователи ратуют за утверждение в законодательстве экосистемного подхода, согласно которому объектом антропогенного воздействия всегда выступает не обособленный природный объект/ресурс, а экосистема (например, Конюшкина, 2003). Целесообразным видится и введение подобного подхода при совершенствовании методологического нормативного обеспечения оценки экологических ущербов. Задача определения ущерба, нанесенного всей водной экосистеме, соответственно определяет направление теоретических эколого-правовых исследований. Определенные шаги в этом направлении прослеживались в практике нормотворчества уже в конце 1990-х гг. Так, п. 4.6 Методических указаний по оценке и возмещению вреда, нанесенного окружающей природной среде в результате экологических правонарушений (1999 г.) указано, что «размер взыскания за вред, причиненный загрязнением водного объекта, определяется суммированием убытков, причиненных изменением качества воды и убытков, связанных со снижением биопродуктивности водного объекта».

Конечной целью работ по оптимизации нормативно-правового обеспечения природоохранного законодательства в части оценки экологического вреда должна стать *комплексная методика*, которая позволяла бы производить расчет любых ущербов, причиняемых водному объекту в результате антропогенного воздействия. Форма такой методики может быть различной. В первом случае она представляет собой некоторый «кодифицированный» подзаконный нормативный правовой акт федерального значения, составленный на основе ныне действующих в этой сфере нормативных документов, существенно дополненных и скорректированных. Органы государственной власти субъектов РФ в соответствии с этой методикой и в ее развитие при необходимости могли бы принимать свои нормативные документы методического характера. Важно, чтобы последние учитывали региональные особенности природных вод и водных объ-

¹⁴ Ст. 3 Федерального закона «Об экологической экспертизе» от 23.11.1995 г. №174-ФЗ.

ектов¹⁵. Таким образом увеличатся точность и достоверность результатов оценочных работ, их научная значимость.

Другой приемлемый вариант – существование *двух комплексных методик*, из которых одна будет регулировать вопросы оценки ущерба водным биоресурсам, а другая – остальным ресурсам водных объектов и водным объектам в целом. Наличие бóльшего числа методик в настоящее время затрудняет разрешение конкретных ситуаций оценки ущерба как в части подбора соответствующего нормативного акта, так и в случаях коллизии правовых норм. Такие методики также могут разрабатываться в двуиерархичной системе нормативных актов: на уровне Российской Федерации (общие варианты методов, модели и алгоритмы расчета) и на уровне субъектов РФ (конкретные механизмы и методические решения).

И, наконец, наиболее простое решение вопроса – издание *подзаконного нормативного акта*, в котором прямо были бы указаны те документы, которыми следует руководствоваться при оценке и возмещении вреда, причиненного водным объектам и их ресурсам. Именно по такому пути сегодня идет законодатель. Так, 23 июля 1998 г. Приказом Госкомэкологии РФ № 448 был утвержден Перечень нормативных правовых документов, рекомендуемых к использованию при оценке и возмещении вреда, нанесенного в результате экологических правонарушений. Упорядочив правовое регулирование института оценки и возмещения ущерба, тем не менее проблемы полностью он не решил. К настоящему времени назрела необходимость в утверждении нового перечня: во-первых, Госкомэкологии России уже давно нет, во-вторых, за прошедшие семь лет многие нормативные акты, указанные в перечне, утратили свою силу, и был принят ряд новых документов в этой сфере. Третий подход в упорядочении нормативной правовой базы института по оценке ущерба целесообразен в том случае, если подобный перечень нормативных документов будет утверждаться постановлением Правительства РФ (что исключит спор о приоритете правовых норм, поскольку методики принимались как актами Правительства РФ, так и приказами компетентных министерств и ведомств) и в случае его регулярного (не реже 1 раза в 3–4 года) обновления, чего за 8 лет с момента его утверждения ни разу не делалось. Недостатки последнего (применяемого сегодня в законодательстве) подхода очевидны. Из достоинств его можно назвать сравнительную простоту изменений и дополнений, которые могут вноситься в любое время, автоматически при изменении правового статуса перечисленных в перечне документов или принятии новых актов в этой сфере.

¹⁵ Предлагаемая система отчасти напоминает аналогичную, существовавшую в СССР, правда, в другой плоскости иерархии. На уровне Союза принимались типовые методики, носившие общий характер и служащие основой для разработки соответствующих специализированных методик.

Укажем также некоторые вопросы, на которые необходимо обратить внимание при разработке комплексной методики оценки ущерба водным объектам и их ресурсам.

Во-первых, прежде чем совершенствовать конкретные математические модели расчета, необходимо создать принципиальную базовую концепцию экологического ущерба как той части экологического вреда, которая подлежит количественной оценке. Эта концепция послужит научной основой для разработки соответствующей методологии.

Важнейшим звеном, по которому следует проводить оценочные работы и интерпретировать ущерб как таковой, являются живые организмы (гидробионты). Ущерб водным объектам следует рассматривать с точки зрения изменения продукционных возможностей экосистемы. Снижение последних эквивалентно величине экологического ущерба и с помощью специальных методов может быть переведено в материальные потери конкретных видов и экологических групп, включая потери товарной продукции. Причем последние потери не должны браться за основу расчета, они составляют лишь некоторую (далеко не самую важную) компоненту искомой величины.

В случае если общая продукция экосистемы в результате воздействия остается неизменной, ущерб определяется исходя из качественного изменения соотношения видов в сообществе и оценки изменений в состоянии их популяций. Увеличение продукционного потенциала природной системы не означает отсутствие ущерба как такового, а должно свидетельствовать лишь о переносе исследовательских работ на более высокий системный уровень. Количественное выражение экологического ущерба в данном случае также будет пропорционально выявленному росту: поскольку продукционный потенциал биосферы не возрастает, локальное увеличение продукции может происходить за счет его же локального (например, в прилегающих к району воздействия областях) снижения.

При совершенствовании методологии оценки ущерба важно нормативно установить комплекс признаков и критериев характеристики биоресурсов водного объекта и водной экосистемы в целом для оценки антропогенных воздействий; при этом рассматривать любые устойчивые изменения этих параметров как нарушение экологического равновесия.

Разработку общего методологического механизма и стандартных оптимизированных моделей расчета следует производить с учетом возможности их применения при вычислении как правомерного, так и неправомерного ущерба. Предусмотреть возможность создания двуранговой системы методических документов: типовые методики на

федеральном уровне и специализированные – на уровне субъектов РФ для корректировки механизма расчета искомых величин с учетом региональных и местных особенностей водных экосистем.

Методики должны быть применимы для расчета ущерба как в общем для водной экосистемы, так и для всех ее компонентов, включая звенья трофических цепей. При осуществлении оценочных работ должен быть реализован принцип учета неразрывной связи водных и наземных экосистем. Например, принимать во внимание, что при повышении уровня водоема большую часть ущерба создают потери территории наземных экосистем (и соответственно потери в биоценозах) от затопления. Расчетные модели должны быть созданы для определения ущерба для всех категорий водных объектов, в том числе с учетом их хозяйственно-экономического, экологического, социального и иного значения.

Основное внимание следует уделить именно оценке экологического (а не экономического) ущерба. Однако при этом необходимо обеспечить взаимопереводимость экологического и экономического ущерба. Задача состоит в первую очередь в расчете величины натуральных потерь природного ресурса, вместе с тем должен быть предусмотрен механизм, который позволял бы на любой стадии расчетных операций перевести их в стоимостный эквивалент. В основу такого перевода должен быть положен себестоимостный подход, где за величину ущерба принимаются затраты на восстановление исходного состояния ресурса.

Вопрос о необходимости совершенствования математического аппарата, более широкого использования математических и статистических методов, не должен решаться однозначно. Никакое введение поправочных коэффициентов, нагромождение формул и уравнений не гарантирует верного разрешения конкретной ситуации оценки. Ввиду стохастичности природных процессов и систем определяющими должны стать методы моделирования, не только имитационного, но и адаптационного, который рассматривает процессы природы именно как стохастические (а не детерминированные) и в качестве объектов его изучения выступают особи и популяции (а не единицы биомассы). Одна из главных методологических проблем – вероятностный характер любых моделей оценки наносимого ущерба, а также прогноза неблагоприятных последствий для экосистемы. Поэтому важно свести к минимуму возможность метафизического прогнозирования неблагоприятных изменений в экосистеме, даже в случае проектных работ подкрепляя, по возможности, теоретические расчеты натурными исследованиями аналогичных антропогенных воздействий для сходных водных объектов.

Заключение

Уже с конца 1980-х гг. ведутся исследовательские работы по оптимизации правовых методов оценки антропогенных воздействий на водные экосистемы и биоресурсы. Многие авторы указывали, что применяемые ранее общие подходы, направленные на ослабление антропогенного воздействия и основанные на расчете компенсации ущерба, сегодня абсолютно неприемлемы (Семенов, Дубинина, 1991, Павлов, 1996, Глибко, 2005 и др.). Такой расчет не только в силу недостаточности наших знаний является далеко не полным по любой из его составляющих, но и, что принципиально важно, заведомо не соответствует тем реальным затратам, которые необходимы для действительного восстановления состояния водной экосистемы и ее биоресурсов, нарушенного в результате любого конкретного воздействия. Совершенствование нормативного обеспечения экологического законодательства, происходившее в 1990-е – начале 2000-х гг., позволило решить некоторые указанные вопросы, однако не сняло основных методологических проблем.

Разработанный и закрепленный в целом ряде нормативных документов юридический механизм оценки и возмещения вреда, причиненного водным объектам и их ресурсам, подробно регламентирует порядок, процедуру и способы компенсации последствий антропогенной деятельности. Однако закрепленные в нормативных документах методологические основы расчета далеко не всегда способны адекватно оценить экономические и экологические потери. Оценка величины наносимых водным экосистемам ущербов осуществляется в соответствии со специальными методиками, которые разрабатываются и утверждаются компетентными органами государственной власти в установленном законом порядке. Действующие в настоящее время методики охватывают далеко не все случаи нанесения вреда. Некоторые из них носят временный характер, другие принимались в разное время и зачастую противоречат друг другу. Недостаточно отработаны также порядок и процедура компенсации экологического вреда.

Юридический способ решения рассматриваемого вопроса лежит, по нашему мнению, во внедрении в практику нормотворчества и правоприменения комплексного экосистемного подхода, в соответствии с которым возможно совместное правовое регулирование водных объектов и их биоресурсов, в разработке и принятии комплексной методики федерального значения, которая позволяла бы производить расчет любых ущербов, причиняемых водному объекту в результате антропогенного воздействия. Одновременно должна быть решена задача формирования оптимальной системы органов государственной исполнительной власти в об-

ласти охраны окружающей среды. Главная задача этих органов – повседневно обеспечивать исполнение требований законодательства в области охраны окружающей среды. Из-за отсутствия политической воли, по другим известным причинам исполнение экологического законодательства до настоящего времени остается в России малоэффективным, несмотря на ряд преобразований, произошедших в структуре государственных органов в последние два года.

Литература

Бажайкин А.Л. Страхование ответственности за причинение вреда окружающей среде в Федеративной Республике Германия (Umwelthaftpflichtversicherung) // Экологическое право. 2004. № 5. С.47–53.

Временная методика определения экономической эффективности природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиненного водным биоресурсам загрязнением водохозяйственных водоемов. Утв. Минрыбхозом СССР. 1988 г. М.: Пищпром, 1989.

Временная методика оценки ущерба, наносимого рыбным запасам в результате строительства, реконструкции и расширения предприятий, сооружений и других объектов и проведения различных видов работ на рыбохозяйственных водоемах. Утв. Госкомприроды СССР 20.10.89. М.: Пищпром, 1990.

Временная типовая методика определения экономической эффективности осуществления природоохранных мероприятий и оценки экономического ущерба, причиняемого народному хозяйству загрязнением окружающей среды. Одобрена постановлениями Госплана СССР, Госстроя СССР и Президиума АН СССР от 21.10.1983 г. № 254/284/134. М.: Экономика, 1986.

Глибко О.Я. Оценка ущерба водным биоресурсам при изменении уровня водного объекта // Экономика природопользования: сб. материалов Всероссийской научно-практической конференции. Пенза: РИО ПГСХА, 2005. С.28–31.

Конюшкина Ю. Усилить уголовно-правовую охрану вод, водных животных и растений / Российская юстиция. 2003. № 9. С.59–60.

Методика подсчета ущерба, нанесенного рыбному хозяйству в результате нарушения правил рыболовства и охраны рыбных запасов. Утв. Минрыбхозом СССР 12.07.74. № 30-2-02 // Рыбоохрана: сб. норм. документов. М., 1976.

Методика подсчета ущерба, нанесенного рыбному хозяйству в результате сброса в рыбохозяйственные водоемы сточных вод и других отходов. Утв. Минрыбхозом СССР 16.08.67. № 30-1-11 // Там же.

Павлов П. Водное законодательство: настоящее и будущее // Российская юстиция. 1996. № 6. С.35–37.

Семенов А.Д., Дубинина В.Г. Оценка ущерба биоресурсам водных экосистем // Рыбное хозяйство. 1991. № 6. М: Агропромиздат, 1991. С.11–14.

Examen du regime international d'indemnisation, Indemnsation des dommages ecologiques dans le cadre des conventions CLC-FIPOL. Document presente par la delegation francaise 12 juin 2001. P.3.

БЕЛОЕ МОРЕ И ЕГО ВОДОСБОР: СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ, ВОЗМОЖНЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ПОД ВЛИЯНИЕМ АНТРОПОГЕННЫХ И КЛИМАТИЧЕСКИХ ФАКТОРОВ

ИССЛЕДОВАНИЯ БЕЛОГО МОРЯ И ЕГО ВОДОСБОРА КАК СОЦИО-ЭКОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОЙ СИСТЕМЫ

*Н.Н. Филатов, А.Ю. Тержеев, А.В. Литвиненко¹,
П.В. Дружинин², И.А. Неелов³, О.П. Савчук⁴*

¹Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, Петрозаводск

² Институт экономики КарНЦ РАН, Петрозаводск

³ ААНИИ, Санкт-Петербург,

⁴ Отдел системной экологии Стокгольмского университета, Стокгольм, Швеция.

Введение

В наступившем тысячелетии Белое море привлекает все большее внимание, как исследователей, так и пользователей. Это связано с новым этапом освоения ресурсов самого моря и его водосбора. Это транспортировка природного газа со Штокмановского месторождения Баренцева моря через территорию Мурманской области и Карелии, добыча золота, рыбы, алмазов, выращивание марикультур, и, следовательно, существенное изменение всей инфраструктуры, развитие в связи с этим новых производств. При этом отмечаем существенный кризис в рыбной отрасли, в определенной степени связанный не с природными процессами в Белом море, а с изменившимися социально-экономическими условиями, введением системы квот на вылов морепродуктов, не выгодной местным рыбакам. Необходимо также отметить большой интерес к этому региону Швеции, Норвегии и Финляндии вместе с российскими регионами, образовавшими Евро-Баренц Регион, центром которого становится Белое море. Вероятно в ближайшие годы возрастет роль Беломорско-Балтийского канала, связывающего Балтийское, Каспийское и Черное моря с Арктикой. При этом увеличится значение самого Белого моря как транспортной артерии, связывающей многие регионы с морями Арктики. Все указанные выше мероприятия вместе с традиционными, такими как использование биоресурсов моря, вырубка лесов на водосборе, воздействие предприятий целлюлозно-бумажной промышленности, сбросы сточных вод городов, расположенных на берегах и водосборе, потребуют разработки на новой основе научных рекомендаций для рационального использования, управления и охраны ресурсов моря.

Беломорье в историческом плане – уникальный регион России, в котором на протяжении веков удачно сочетались различные направления хозяйствования, опиравшиеся на использование разнообразных природных ресурсов (в том числе запасов рыбы и морских млекопитающих, пушного зверя, древесины и других природных ресурсов, сельскохозяйственное производство и животноводство), торговлю ими внутри региона, вывоз в другие районы страны и за рубеж (Алексеев, Бергер, Кулачкова, 2001). В последние 15 лет на водосборе заметны тенденции определенного падения промышленного и сельскохозяйственного производства, что казалось бы, должно благоприятно сказываться на экосистеме моря, но этого не наблюдается, так как стоки городов, промышленных предприятий почти не имеют тенденции к сокращению. Не достаточно проводится мероприятий по совершенствованию системы очистки сточных вод, поступающих на водосбор и в море.

Несмотря на полуарктический характер, Белое море обладает целым рядом специфических особенностей, включая и достаточно чистую воду, благоприятствующих развитию марикультуры рыб, мидии, водорослей (Белое море. Биологические ресурсы, 1995; Комплексные исследования..., 1994). Совершенно очевидно, что в настоящее время наряду с добычей биоресурсов, развитием транспорта, освоением алмазных и газоконденсатных месторождений, определенное место должны занять проблемы использования уникального рекреационного потенциала моря для привлечения туристов, рыбаков из России и зарубежных стран. Однако, для планирования рационального использования ресурсов Белого моря, его рекреационного потенциала в условиях меняющихся социо-экономических условий и климата, необходима информационная основа для принятия управленческих решений.

Долгое время не было системного представления о закономерностях функционирования экосистемы Белого моря и ее изменений в зависимости от внешних факторов. Не был разработан необходимый комплекс термогидродинамических и экосистемных моделей, подкрепленных полноценными комплексными исследованиями, включающими изучение формирования пула органического вещества, продукционно-деструкционных процессов, всех форм биогенных элементов, фитопланктона.

Фоновым периодом, когда влияние антропогенных факторов на экосистему было относительно небольшим, может быть выбран период 1950–1960-х годов (Максимова, 2001). В последующий 25-летний период интенсивного антропогенного воздействия средневзвешенное содержание $S_{орг}$ в водах моря возросло от 3,0 до 4,7 мг·л⁻¹. В последние годы были отмечены такие негативные изменения, относящиеся к экосистеме Белого моря, как загрязнение нефтепродуктами и промышленными стоками устьев крупнейших, в том числе нерестовых рек. В биоте моря также за-

мечено уменьшение доли моллюсков и увеличение многощетинковых червей, изменение соотношения мидий и морской звезды, неблагоприятные изменения в структуре стад семги (Алимов, 2001; Комплексные исследования..., 1994; Berger V., Dahle S., Galaktionov et al, 2001). И, наконец, период с 1991 г. по настоящее время характерен падением производства, изменением социально-экономической обстановки, изменением поступления загрязнений, биогенов на водосбор и в море.

Для оценки современного состояния Белого моря и его водосбора большое внимание в настоящей работе уделяется внедрению новых современных средств исследования, таких как аэрокосмические методы и численное моделирование в сочетании с направленными полевыми экспериментами. Определенное внимание было также уделено оценке современного состояния социально-экономического развития региона Белого моря.

В ходе исследований были сформулированы сценарии экономического развития бассейна Белого моря, дана оценка возможных изменений в его экосистеме как отклик на колебания внешних воздействий, выработаны рекомендации по рациональному использованию ресурсов Белого моря и его водосбора. Выполнена разработка рекомендаций по оптимизации управления природными ресурсами региона, которая позволит повысить эффективность мероприятий по улучшению качества водной среды, возрождению региона, а также по снижению последствий чрезвычайных антропогенных экологических ситуаций.

Состояние водосбора. Источники воздействия на экосистему моря

Одним из существенных последствий изменения климата может стать изменение характеристик элементов водного баланса и водных ресурсов региона и, как следствие, гидрологического режима и состояния пресноводных и эстуарных экосистем.

В последние годы, как показали наши исследования, отмечается увеличение осадков, но еще более заметно увеличение испарения. В результате, при потеплении климата в регионе пресноводный приток в море уменьшается (Смирнова А.И., Терзиев и др., 2001). Изменение характеристик водного и теплового баланса под влиянием изменений климата и различных видов антропогенных воздействий приводит к изменениям водного, руслового, ледотермического режимов и экологического состояния речных систем (Елисов, 1997).

Экологическое состояние устьев рек бассейна Белого моря находится под сильным воздействием антропогенных факторов. Эти изменения происходят в условиях сурового климата, широкого распространения мерзлых пород, низкого потенциала самоочищения и самовосстановления природных вод, и, наконец, низкого биологического разнообразия, что предо-

пределяет высокую уязвимость рассматриваемых экосистем, в том числе их повышенную чувствительность ко всем видам природных и антропогенных факторов воздействия.

К числу основных антропогенных факторов следует отнести: 1) физические, выражаемые в виде регулирования речного стока гидроэлектростанциями, теплового воздействия, работ по улучшению условий судоходства, карьерных разработок и берегового гидротехнического строительства, и 2) загрязнение химическими соединениями за счет сбросов от точечных источников, смыва их с поверхности суши и выпадения из атмосферы (Михайлов, 1997). К главным внутрисистемным факторам относятся окислительно-восстановительные и продукционно-деструкционные процессы и трансформация загрязняющих веществ (Комплексные исследования, 1994). При этом, учитывая особенности природных условий и многообразие видов хозяйственной деятельности, влияние этих факторов на динамику состояния речных систем неоднозначно и требует дифференцированного подхода. Освоение водосбора Белого моря способствовало формированию зон повышенного антропогенного воздействия, приводящего к существенным изменениям в экосистеме моря (Рис. 1). Основными негативными факторами антропогенного воздействия являются (Брызгалов, Иванов, 2000):

- механические нарушения почв и грунтов, преимущественно, в районах с многолетней мерзлотой, а также значительные загрязнения подземных и поверхностных вод и воздуха за счет сбросов взвешенных веществ (включая угольные шламы), соединений стронция, тяжелых металлов, нефтепродуктов в районах действия предприятий горнодобывающей промышленности;
- высокий уровень загрязненности природных вод (неочищенными и недостаточно очищенными промышленными стоками);
- загрязнение природной среды в районах деятельности крупных тепловых электростанций, работающих на твердом топливе, окислами серы и азота, тяжелыми металлами, сажей, ПАУ.
- Жилищно-коммунальное хозяйство городов и поселков практически повсеместно вносит свой вклад в формирование, горячих точек, вследствие недостаточной эффективности и мощности очистных сооружений, либо их полного отсутствия.

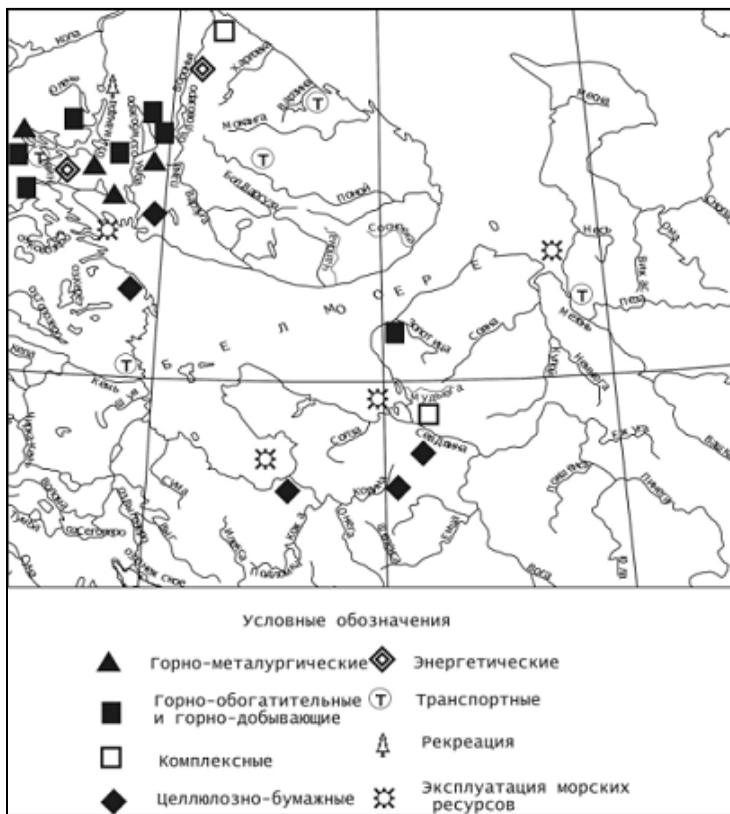


Рис. 1. Карта-схема расположения основных антропогенных источников на водосборе Белого моря (по данным В.В.Иванова, см. в White Sea..., 2005).

Водные объекты водосбора становятся потенциальными источниками загрязнения устьев впадающих в Белое море рек и прибрежных зон моря. Техногенные мероприятия оказывают длительное воздействие не только на водный и русловый режимы рек, но и на состояние речных экосистем в целом. Серьезную озабоченность вызывает все более выраженное накопление токсичных загрязняющих веществ в рыбе и других морепродуктах, а также микробное загрязнение прибрежных морских вод.

Необходимость выделения устьевых областей крупных рек в самостоятельные водные объекты вызывается тем, что, в отличие от остальной части гидрографической сети, их режим во многом определяется морскими факторами, такими как уровень моря, динамика, термохалинная структура и химиче-

ский состав морских вод, наличием солоноватых форм в составе биоценозов. Это позволяет выделить в устьевых областях рек отдельный вид водных экосистем, называемых эстуарными. Особый интерес представляет изучение особенностей «маргинальных фильтров» (Лисицын, 2003). См работы, посвященные этому вопросу (Долотов и др., 2004).

Анализ гидробиологической информации показал, что следствием антропогенного воздействия на экосистемы рек баренцевоморского региона является ускорение двух основных внутрисистемных процессов (Максимова, 2001):

- антропогенного эвтрофирования за счет поступления заметного количества азот- и фосфорсодержащих биогенных элементов и легкоокисляемых органических соединений;
- экологического регресса отдельных сообществ водных организмов вплоть до их исчезновения за счет периодического накопления в водной среде загрязняющих веществ (в том числе и токсичных) в концентрациях, в десятки и сотни раз превышающих ПДК, и нарушения кислородного режима даже в поверхностных горизонтах водотоков.

Были изучены тенденции изменения климата на водосборе и элементов водного баланса и стока рек.

Рассмотрены два сценария изменения глобального климата в XXI веке и получены результаты численного моделирования на модели глобального климата ECHAM4/OPYC3 (Bengtsson, 1997). Первый сценарий предусматривал удвоение концентрации углекислого газа в атмосфере Земли к 2100 г., во втором сценарии дополнительно учитывалось влияние на тепловой баланс атмосферы аэрозолей антропогенного происхождения. В результате использования данных модели ECHAM4/OPYC3 установлено, что в первой половине текущего столетия для территории Карелии норма годовой температуры воздуха возрастет в 1,3–1,5 раза, увеличения годового количества осадков практически не произойдет (рост по отношению к норме 1950–1999 гг. составит 1–2%), а суммарное испарение увеличится на 10–13%. Вследствие такого соотношения речной сток, как разность осадков и испарения, будет несколько снижаться, и в 2000–2049 гг. его норма уменьшится на 3–8% по отношению к настоящему периоду. В ближайшие 50 лет существенных изменений многолетних характеристик притока речных вод в Белое море не произойдет, при условии того, что глобальный и региональный климат будут изменяться в соответствии с предполагаемыми сценариями. Норма притока в Белое море для периода 2000–2049 гг. может уменьшиться, как указывалось, на 3–8% и будет равна 220–230 км³. Таким образом, существенное изменение структуры водного баланса моря маловероятно вследствие того, что изменения основных приходных составляющих (осадков на акваторию и речного притока) составят единицы процентов по отношению к нормам за вторую половину XX века.

С учетом соотношений между характеристиками климата и элементов водного баланса была разработана схема сопряжения модели глобального климата с имитационной моделью регионального водного баланса (Сало, 2003), входными параметрами для которой служили ряды годовой температуры и осадков модели ЕСНАМ4/ОРУС3 в узлах сетки и осредненные по скользящим 15-летиям. Используя данные моделирования, были оценены возможные изменения климата и основных элементов водного баланса в целом для всего водосбора Белого моря к 2050 г. (табл.1).

Таблица 1

Средние многолетние характеристики климата и элементов водного баланса водосбора Белого моря для современных условий и на перспективу

Характеристика	Расчетный период, годы		
	1950–2000 гг.	2000–2050 гг. G-сценарий	2000–2050 гг. GA-сценарий
Температура воздуха, °С	0,5	2,5	1,5
Осадки, мм	550	650	580
Испаряемость, мм	361	497	427
Испарение, мм	328	429	374
Приток с водосбора, мм	322	221	207

Из данных расчета следует, что норма температуры воздуха при G- и GA-сценариях изменения глобального климата для района Белого моря возрастет на 1–2 °С к 2050 г., годовое количество осадков увеличится на 5–20%. Вследствие более интенсивного роста суммарного испарения с водосбора Белого моря (на 14–30%) возможно снижение суммарного притока в море с его водосбора. Был рассчитан непрерывный хронологический ряд годового притока речных вод в Белое море за период 1882–1988 гг. Среднее за указанный 107-летний период значение $W_{БМ}$ составило 241 км³, что незначительно (на 4,5%) отличается от нормы притока в Белое море по данным В. В. Иванова (1998), равной 231 км³ (рис. 2).

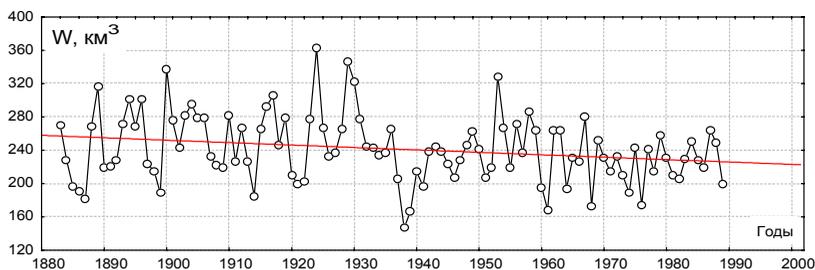


Рис.2. Хронологический ряд и линейный тренд суммарного притока речных вод с водосбора в Белое море за период 1882–1988 гг.

Для указанного стокового ряда характерна существенная внутривековая изменчивость. В целом для всего периода среднеквадратическое отклонение от нормы притока составило $40,2 \text{ км}^3$, объем годового притока речных вод в Белое море был наименьшим за указанный период (146 км^3), в 1923 г. – наибольшим (362 км^3).

С 1882 по 1988 гг. темп уменьшения притока речных вод в море составил $29,1 \text{ км}^3 \cdot 100 \text{ лет}^{-1}$.

Особенности экономики региона. Экономические индикаторы

Основу экономики областей и республик, расположенных полностью или частично в бассейне Белого моря (ББМ), составляет добыча и переработка минеральных и лесных природных ресурсов. Главными отраслями экономики являются: для Мурманской области – добыча и переработка минерально-сырьевых ресурсов (апатит-нефелиновых, медно-никелевых руд и др.); для Архангельской – лесопромышленный, топливно-энергетический комплексы и машиностроение; для Вологодской – лесопромышленный комплекс, металлургия и химическая промышленность; для Республики Карелия – лесопромышленный комплекс и металлургия; для Республики Коми – лесопромышленный и топливно-энергетический комплексы (Дружинин др., 2004).

Ведущей отраслью экономики всего региона является промышленность, составляющая примерно половину валового регионального продукта (ВРП). Надо отметить, что занятость в промышленности за годы реформ сильно упала, но еще более сильным был спад в строительстве. Сельское хозяйство развито слабо и существует только в самых южных районах ББМ. Устойчиво развивалось лишь несколько отраслей – торговля, финансы, связь. Торговля по количеству занятых в ней вышла на второе место, опередив транспорт. А в малом бизнесе в торговле работают более половины занятых.

Количество предприятий в областях и республиках примерно пропорционально численности населения, лишь в Вологодской области оно больше. В структуре большинство предприятий – торговые, на втором месте – промышленные, лишь в Республике Коми – строительные.

Приватизация не привела к росту эффективности экономики региона, в то же время она способствовала развитию малого бизнеса. Количество малых предприятий на Севере меньше, чем в центральных или южных регионах РФ. Слабо развит малый бизнес в Мурманской области, а в Вологодской количество малых предприятий на 1000 жителей в 2–2,5 раза больше, чем в других регионах (Социально-экономическое положение..., 2002).

Динамика валового регионального продукта рассматриваемого района в целом близка к динамике валового национального продукта (ВНП) РФ. В начале 90-х гг. XX в. отмечалось его устойчивое снижение, затем начался некоторый рост и в целом по стране, и во многих регионах. Сейчас доля ВРП ББМ

от ВВП РФ составляет примерно 3%. После длительного периода снижения ВРП вслед за девальвацией рубля с 1999 г. начался его рост (за исключением Республики Коми). На рис. 3 дана сравнительная динамика ВРП и воздействия национальной экономики на окружающую среду на примере РК.

Идентификация социально-экономических индексов

Динамика значений ВРП оценивалась по данным за 1991–2001 гг. (более поздние данные получаются через квартальные индексы основных отраслей, и их точность невелика). Обычно используемые индексы включают простые и комплексные параметры. Простые индексы характеризуют отдельные виды деятельности, например, развитие индустрии, качество жизни, состояние окружающей среды. Комплексные индексы описывают интегральную роль отдельных индексов и демонстрируют макроэкономический уровень развития региона и уровень его экономической безопасности. Наиболее распространенной формой записи комплексного индекса является следующая (Terzhevik A.Yu., Litvinenko A.V., Druzhinin et al, 2005; Моделирование социо-эколого-экономической..., 2003):

$$U = \sum U_i$$

$$U_i = K_i \frac{P_i}{Np_i}, \quad (1)$$

где K_i – весовой коэффициент i -го параметра,
 P_i – его фактическое значение,
 Np_i – его норма.

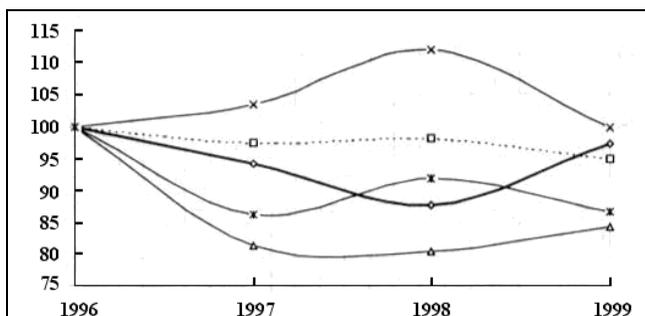


Рис. 3. Сравнительная динамика ВРП и воздействия национальной экономики на окружающую среду в Республике Карелия, в% к уровню 1996 г. (ромбики – индекс объемов ВРП, квадраты – индекс объемов сточных вод, треугольники – индекс атмосферного загрязнения, крестики – индекс сточных вод на 1 млн. руб. ВРП, жирные крестики – индекс атмосферного загрязнения на 1 млн. руб. ВРП) (Государственный доклад..., 2001).

Для того чтобы охарактеризовать взаимодействие между развитием промышленности и природоохранными мероприятиями, было предложено использовать как простые, так и комплексные индексы. Для оценки экологической ситуации по отношению к развитию ВРП предлагается следующий индекс:

$$I_{ecol} = \frac{I_{pol}}{I_{GRP} - I_{EF}},$$

где I_{pol} - индекс (логарифмическая производная) загрязнения (сточные воды, загрязнение воздуха и т.п.);

I_{GRP} – индекс роста/падения ВРП;

I_{EF} – индекс финансирования природоохранных мероприятий (в качестве I_{EF} можно рассматривать и кумулятивные инвестиции).

Предложенный индекс имеет недостаток – он не учитывает инвестиций на развитие производства, и то, что они могут идти на расширение существующих технологий и переход на новые. Можно рассматривать два фактора, влияющие на загрязнения – инвестиции в развитие производства I_{ID} и инвестиции на охрану природы I_{EF} :

$$I_{pol} = \delta I_{ID} + \chi I_{EF},$$

где δ и χ – параметры, характеризующие экологическую эффективность инвестиций, которые оцениваются по ретроспективному периоду.

Список рассматриваемых параметров может включать индексы промышленного производства, влияющего на окружающую среду (целлюлозно-бумажная промышленность, металлургия, сельское хозяйство и др.), индекс инвестиций в охрану окружающей среды, объемы воды, используемой в промышленности, сточные воды, индекс атмосферного загрязнения и т.д. Как комплексный индекс может использоваться отношение скорости изменения суммарного загрязнения (или суммы его отдельных видов, взятых с соответствующими весами) к скорости изменения ВРП (или суммы отдельных отраслей народного хозяйства, взятых с соответствующими весами).

Предлагается следующая схема использования индексов в сценариях будущего экономического развития БМ. Все сценарии рассматривают возможные изменения в терминах роста/падения ВРП. По историческим данным анализируется поведение индустриального индекса (ИИ) по отношению к индексу ВРП (ИВРП), и фиксируются те значения ИИ, которые соответствуют планируемому ИВРП. Затем анализируется соотношение ИИ с индексом окружающей среды, чтобы определить величину последнего, соответствующую планируемому ИВРП. Это дает интегральную оценку воздействия на окружающую среду в терминах, применимых для дальнейшего использования в численной модели.

Далее предлагается простой подход для оценки возможных изменений в биогенной нагрузке на Белое море (WSL) для того, что бы изучить особенности эвтрофирования моря, тем более что для этих целей разработано несколько надежных математических моделей. Предполагается, что рост/падение ВРП будут сопровождаться похожими изменениями в инвестициях в те части региональной индустрии, которые создают риск для окружающей среды. Это может привести к соответствующим изменениям WSL , если не будет уделено должное внимание мерам по контролю за состоянием окружающей среды (модернизация технологий, представляющих риск для окружающей среды в промышленности и сельском хозяйстве, создание современных очистных сооружений на предприятиях, производящих сточные воды, и т.п.). Таким образом, мы можем оценить возможные изменения в биогенной нагрузке как функцию изменений ВРП и финансирования мер по сохранению окружающей среды (EF):

$$\frac{WSL_s}{WSL_b} = \frac{(GRP)_s}{(GRP)_b} - \frac{(EF)_s}{(EF)_b},$$

s и b означают сценарные оценки и базовые значения параметров, соответственно;

GRP – региональный валовый продукт.

Если изменения финансирования мер по сохранению окружающей среды незначительны или вообще отсутствуют, можно ожидать, что изменения в биогенной нагрузке на море будут пропорциональны изменениям в ВРП, и, таким образом, мы получаем так называемую верхнюю оценку возможных изменений биогенной нагрузки. Конечно, такой подход весьма предварительный, оценочный, и более целесообразно было бы использовать комбинацию комплексных индексов, соответствующих тем отраслям народного хозяйства, которые представляют природоохранный риск. Тем не менее, принимая во внимание современный уровень наших знаний о биохимических процессах в природных водах (и, следовательно, точность экосистемной модели, основанной на этих знаниях) и неопределенности в оценке возможного финансирования на природоохранные меры в ближайшем будущем, предлагаемый подход можно рассматривать как компромисс между полнотой описания проблемы и затратами усилий.

Возможные изменения в региональной экономике и их влияние на экосистему Белого моря

Для оценки возможных изменений экосистемы Белого моря вследствие развития экономики региона ББМ в перспективе необходимо проанализировать развитие региона, выявить его особенности и оценить основные тенденции в сфере экономики и экологии. Значительная часть усло-

вий развития бизнеса определяется решениями федеральных властей и теми особенностями, на которые невозможно повлиять (географическое положение, климат и другие). Но региональные власти, зная сильные и слабые стороны региона, могут создать благоприятные условия для отдельных отраслей, опираясь на местный бизнес и привлекая фирмы из других регионов и стран. Соответственно будет меняться структура экономики Беломорья и экологическая нагрузка на территорию ББМ.

Анализ связи экономических и экологических показателей показал, что в конце 1990-х годов произошли существенные изменения. Рост экономики региона сопровождается медленным увеличением показателей, характеризующих воздействие экономики на окружающую среду, либо даже снижением некоторых из них, например, выбросов в атмосферу загрязняющих веществ от стационарных источников. Анализ развития отраслевых секторов показал, что данный процесс связан с технологическими сдвигами в наиболее «грязных» отраслях (металлургия и целлюлозно-бумажная промышленность) и структурными сдвигами в экономике Беломорья.

Разработка сценарных условий развития региона Белого моря

В зависимости от изменения внешних условий возможны следующие подходы к построению сценариев развития региона:

- экстраполяционный при неизменной эколого-экономической политике правительств РФ и региона: отдельные сырьевые отрасли достигли пика своего развития из-за ограниченности рынка и роста затрат, а высокие цены на нефть и газ будут способствовать росту их добычи для экспорта; для отраслей, загрязняющих окружающую среду, большую часть инвестиций придется тратить на модернизацию устаревших производств с незначительным ростом продаж; рост рынка внутри региона ограничен медленным ростом доходов; рост продаж на российском рынке ограничен высокими издержками из-за северного расположения Беломорья;

- активная эколого-экономическая политика властей РФ, связанная с созданием рыночных институтов, уменьшением налоговой нагрузки при увеличении платежей за ресурсы, стимулированием природоохранной деятельности, созданием системы поддержки инновационной деятельности, уменьшением административных барьеров, ужесточением наказаний за экологические нарушения;

- активная эколого-экономическая политика властей трех субъектов региона, связанная с улучшением инвестиционного климата, стимулированием перехода к незначительно воздействующим на окружающую среду технологиям, развитием инновационной инфраструктуры и ужесточением требований к традиционным отраслям, уменьшением административных

барьеров, улучшением подготовки и переподготовки менеджеров, созданием интегрированных бизнес-групп, поддержкой активных и эффективных предприятий и согласованными действиями властей субъектов.

В рамках каждого из этих подходов можно определять сценарные условия, ориентированные на различные действия российских и региональных властей, и учитывать возможную консолидацию региональных властей в рамках Беломорья.

Активизация политики в любом из направлений увеличивает темпы роста, но максимальный потенциальный рост, возможный при бюджетном стимулировании инвестиций, труднодостижим из-за внутрирегиональных проблем. Стимулирование инновационного развития даст заметную для ВРП отдачу за пределами 10 лет и зависит от федеральных властей. Трансграничное сотрудничество требует серьезных изменений в регионе.

Сценарный подход позволяет просчитывать возможные ситуации и оценивать результаты различных действий региональных властей. Разработка сценариев развития региона (вариантов политики властей региона и РФ и их влияния на эффективность функционирования отдельных секторов и на распределение ресурсов между ними) позволяет изучить различные варианты развития Беломорья – максимально возможное увеличение инвестиций в наименее воздействующий на окружающую среду сектор; развитие неэффективных секторов для сохранения занятости; рост добычи нефти и газа; использование оптимизационной модели для выявления наименее воздействующей на окружающую среду структуры экономики; скачкообразное увеличение отдельных секторов как результат определенных шагов региональных властей. В сценариях могут рассматриваться возможности решения отдельных проблем или развития специально выделенных направлений.

Экономика Беломорья зависит от нескольких товаров, составляющих основу экспорта (апатит, бумага, древесина, железорудный концентрат).

Для минимизации существующих неопределенностей предлагается в качестве основного параметра любого сценария рассматривать изменение ВРП. Были сформулированы несколько возможных сценариев, которые основаны на анализе политической и экономической ситуации в Российской Федерации и за рубежом. В предлагаемом подходе принимается, что прогноз регионального экономического развития основан на оценке реакции бизнеса на акции регионального руководства и внешнего окружения с помощью моделей, основанных на анализе регионального бизнеса.

Пессимистический сценарий с экстраполяцией

Сценарные условия подразумевают фиксированную национальную экономическую политику, региональное развитие зависит от динамики мировых цен

на энергоносители и сырье (нефть, газ, древесина). Региональные власти слабо влияют на текущие процессы, хотя некоторое воздействие ведомств, контролирующих сырье, возможно. Девальвация национальной валюты больше не оказывает влияния на экономику. Сырьевые отрасли промышленности достигли пика своего развития из-за ограничений рынка и растущих расходов. Большая часть инвестиций в промышленность с устаревшим оборудованием и технологиями будет истрачена на очистку сточных вод и модернизацию и/или замену устаревшего оборудования. Это приведет к отсутствию или даже падению доходов в этих отраслях. В результате структура промышленности не изменится, годовой прирост ВРП будет не более 2%. В перспективе развитие новых месторождений нефти и газа увеличит рост экономики до 3–5% в некоторые годы, но в дальнейшем рост прекратится. Если мировые цены на энергоносители и сырье упадут, может произойти новая девальвация, хотя и меньшего масштаба, вызвав новый всплеск экономического развития до 5–10% в первый год после девальвации, а затем вернется на уровень 0–2%. Подобная проблема может возникнуть в случае резкого роста цен на сырье, т.к. приток нефтедолларов приведет к падению курса рубля. Из-за падения цен на сырье могут закрыться некоторые шахты и карьеры. Отток населения из северных районов усилится, что приведет к деградации инфраструктуры. Восстановление потерь будет возможно только в районах больших месторождений и потребует больших расходов. ВРП начнет падать на 1–3%.

Реорганизация природных монополий

Сценарные условия предусматривают более активную национальную политику в отношении сырьевых монополий, реструктуризации государственных монополий, изменений налогообложения предприятий, эксплуатирующих природные ресурсы. Как и в предыдущем сценарии, влияние региональных властей незначительно. Формирование частных природных монополий, контролируемых региональными администрациями и слабо зависящих от федеральных властей, окажет отрицательное влияние. В этом случае могут резко возрасти тарифы для частных предприятий и коммунального сектора, и ВРП может резко сократиться на 10–15%, продолжая падать с несколько меньшей скоростью в течение одного-двух последующих лет. В случае резкого роста тарифов, падение экономического развития будет зависеть от потребления ресурсов предприятиями, так что компании, внедряющие ресурсосберегающие проекты и обладающие современным оборудованием, будут находиться в лучшем положении. В результате за 10–20%-ным падением ВРП в течение нескольких лет последуют активные структурные перемены, вся сфера переработки сырья начнет развиваться с ускорением. Рост ВРП в этом случае будет порядка 2–4% в год.

Активная промышленная политика (оптимистический)

Политика федеральных властей может стать более активной за счет стимулирования развития перспективных секторов экономики региона и

реформирования взаимоотношений между бюджетами, таким образом, создаются условия для более активной региональной экономической политики. Варианты будут зависеть от политики региональных властей (которые могут пренебречь появляющимися возможностями) и от динамики мировых цен на энергоносители и сырье, а также условий членства в ВТО для части сферы обслуживания. Технологическая реконструкция существующих промышленных предприятий, использующих природные ресурсы, может привести к начальному росту ВРП на 2–4% с дальнейшим ростом в будущем. Близость Санкт-Петербурга и развитых индустриальных государств, а также доступность научного потенциала способствуют использованию накопленных знаний и опыта. Власти могут создать условия, стимулирующие инновации и развитие инновационной структуры в регионе. Это может ускорить структурные реформы и развитие новых секторов экономики, что в свою очередь приведет к начальному росту ВРП на 2% в год, который в дальнейшем может достичь 5–7%.

В результате получаются сценарии развития региона, которые анализируются для выбора наилучших решений. Надо отметить, что решения, которые принимают региональные и федеральные власти, создают условия для принятия главных решений бизнесом, и именно бизнес определяет темпы роста и структуру региональной экономики. Отсутствие согласованности в действиях властей субъектов РФ, составляющих исследуемый регион (Республика Карелия, Мурманская и Архангельская области), усложняет процесс прогнозирования, кроме того, возникает конкуренция между данными субъектами из-за схожести ресурсов и отраслевой структуры.

Разработка моделей экосистемы и оценки изменений

Термогидродинамическая модель

Для моделирования термогидродинамических характеристик Белого моря используется трехмерная модель АНИИ-ИО, основанная на полных уравнениях движения со свободной поверхностью в приближении Буссинеска и гидростатическом приближении (Отчет по проекту ИНКО-Коперникус..., 2003; Neelov, 1996, 2003; White Sea..., 2005).

В качестве атмосферного воздействия взяты среднесуточные данные реанализа NCEP за 1948–2000 годы. Потоки тепла, влаги и импульса на границах раздела сред вода-лед-снежный покров-атмосфера параметризованы согласно методике, предложенной в работе Паркинсона. Таким образом, использовалась так называемая климатическая модель с учетом сезонных и мезомасштабных составляющих. К последним относятся приливные движения, имеющие в Белом море временные масштабы около суток и 12 часов. Показано, что роль постоянно действующих приливных

движений важна при формировании течений Белого моря (Neelov, 2003). Более подробно модель представлена в работе (White Sea..., 2005).

Химико-биологическая модель

Для описания экосистемы Белого моря используется трехмерный вариант модели О.П. Савчука и Ф. Вульфа (Savchuk, Wulf, 1996). Общая блок-схема модели показана на рис. 4.

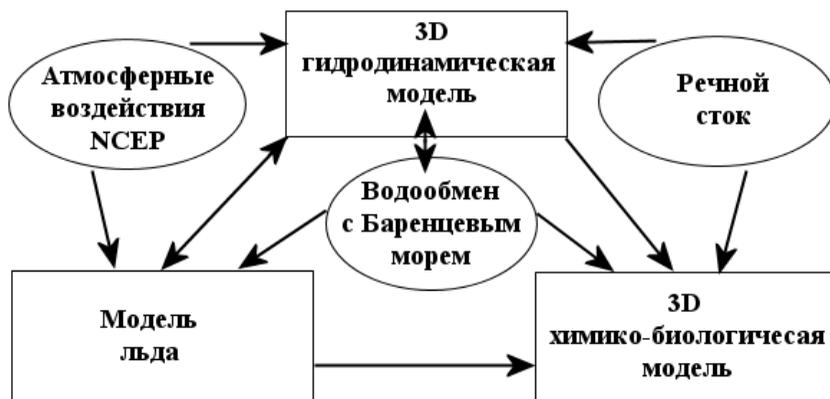


Рис. 4. Блок-схема экологической модели Белого моря.

В качестве важнейших уровней экосистемы моря, которыми и через которые осуществляется круговорот биогенов в сезонном масштабе, выбраны сообщества гетеротрофов, автотрофов, косное органическое вещество (детритный фосфор и азот) и биогены (аммонийный азот, нитраты и фосфаты). В модели учтен двусторонний обмен с донными отложениями, который может играть значительную роль в замыкании круговоротов в межгодовом и сезонном масштабах времени. Для учета этой обратной связи, динамически зависящей от комбинации предыстории системы и текущих условий, складывающихся в пелагиали, в модель введены бентальный азот и фосфор. Динамика растворенного в воде кислорода, определяемая взаимодействием процессов транспорта и транслокации, используется в качестве важнейшего экосистемного регулятора азота и фосфора. В настоящей модели под термином гетеротрофы подразумеваются все планктонные животные, способные потреблять автотрофов и косное органическое вещество с населяющими его бактериями. Автотрофы представляют всех фотоавтотрофных продуцентов органического вещества — от пикопланктона до крупных динофлагеллят и диатомо-

вых. Под детритом понимается лабильная часть взвешенного органического вещества с адсорбированными органическими молекулами, населенного бактериями. Бентальные компоненты представляют собой пополняемые оседающим детритом и расходуемые в ходе минерализации запасы азота и фосфора в верхнем слое донных отложений (рис. 5).

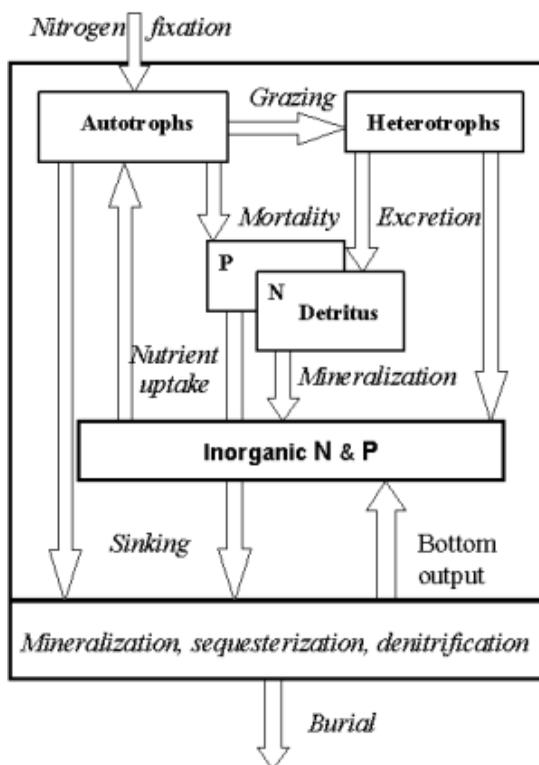


Рис. 5. Генерализованная схема биохимических потоков в модели Белого моря

В качестве начальных условий задавалась покоящаяся устойчиво стратифицированная жидкость. Начальная концентрация биогенных элементов считалась постоянной по пространству. На северной, жидкой границе, температура, соленость и свободная поверхность задавались из решения задачи о крупномасштабной циркуляции Северного Ледовитого океана (Neelov, Savchuk, 2003). Сток рек и содержание в них химических элементов (Neelov, 1996) определялись по среднемесячным климатическим значениям.

Сценарии расчетов реакции Белого моря на изменения климата и нагрузки биогенными элементами

Как показало сопоставление с имеющимися данными наблюдений, модель ААНИИ-ИО правдоподобно воспроизводит современную динамику биогенных элементов в Белом море и может использоваться для исследования реакции Белого моря на возможные сценарии климатических изменений и антропогенных воздействий. В соответствии со сценариями изменений климата на водосборе Белого моря, предложенными в работах (Климат Карелии., 2004; Filatov, Nazarova, Salo, 2002), и предвидимыми антропогенными изменениями (Terzhevik, Litvinenko, Druzhinin, Filatov, 2005) были проведены следующие численные эксперименты: 1) контрольный численный эксперимент (CR); 2) эксперимент, направленный на изучение влияния полусуточного прилива на формирование средних характеристик Белого моря (TR); в этом расчете на северной границе Белого моря в дополнение к среднему изменению уровня задавалась амплитуда и фаза волны M_2 ; 3) численный эксперимент, имитирующий увеличение антропогенной нагрузки (LR) при оптимистическом сценарии развития региона (водосбора Белого моря), в котором в последующие 5–10 лет существенно возрастет региональный внутренний продукт (ВВП) из-за роста сельскохозяйственного производства и промышленности, что, в свою очередь, приведет к увеличению поступления биогенов на водосбор и, в конечном итоге, отразится в увеличении химического стока рек на 20% (White Sea., 2005); 4) эксперимент, имитирующий сценарий потепления климата (CLR), в котором среднегодовая температура воздуха увеличивается на 2 градуса (за последующие 5–20 лет), а сток рек при таком росте температуры воздуха уменьшается.

С уменьшением водного стока при той же антропогенной нагрузке несколько уменьшается и химический сток. Заметим, что расчеты на климатической модели ECHAM-4 при потеплении климата дают несколько меньшее снижение водного стока (Климат Карелии., 2004; Filatov, Nazarova, Salo, 2002), однако для получения более заметной реакции экосистемы нами задавалось большее уменьшение водного и химического стока рек.

Расчеты гидрологического режима

Вначале модель интегрировалась на срок 53 года (с 1948 по 2000 гг.). Задача на установление (модельная адаптация) рассчитывалась на 7 лет, что примерно в два раза больше, чем условный водообмен Белого моря, который составляет порядка 2–3 лет. Время «разгона модели» при этом в несколько раз меньше периода инициализации, равного 53 годам. Этого вполне достаточно, чтобы модель полностью адаптировалась к граничным и начальным условиям, и решение вышло на квазистационарный сезонный ход. Результаты модельных расчетов показали, что интегральная

соленость моря меняется с 27,4 летом до 28,4‰ в зимний период, что связано со значительным сезонным ходом речного стока. Заметная межгодовая изменчивость солености и других интегральных характеристик обусловлена соответствующими крупномасштабными процессами в атмосфере, влияющими на решение как непосредственно через граничное условие на поверхности, так и через обмен с Баренцевым морем, что хорошо видно на примере среднемесячных колебаний солености Белого моря.

Среднегодовое интегральное (по всей толще) температура воды Белого моря колеблется от $-1,2$ в зимний период до $+4,2^{\circ}\text{C}$ в летнее время. Среднегодовое толщина ледяного покрова меняется от 45 до 80 см.

Течения в Белом море генерируются за счет неоднородности поля плотности, стока рек, приливов и атмосферных процессов. Расчетные схемы течений отличаются от известных схем В.В. Тимонова (Тимонов, 1947; Бобков, 1998) в основном особенностями циркуляции вод в Бассейне и согласуются с известными результатами расчетов и измерений (см. подробно в книге White Sea., 2005).

Важным фактором, определяющим циркуляцию Белого моря, являются приливные движения. Мы учли в модели только полусуточную гармонику, которая является основной. Влияние остаточной приливной циркуляции сказывается и на водообмене с Баренцевым морем. Результаты расчетов показывают значительную роль приливов в формировании средней циркуляции Белого моря. Если для сравнения вычисленной средней циркуляции с натурными данными мы имеем только качественные схемы поверхностных течений, определенных по данным разрозненных гидрологических съемок, то приливные компоненты циркуляции были верифицированы по данным наблюдений за уровнем на береговых станциях. Амплитуды прилива и фазы, полученные расчетным путем и по данным береговых постов, хорошо согласуются с наблюдениями и расчетами по другим моделям.

Результаты модельных расчетов приливов показали, что в Белом море имеется две амфидромические точки: к юго-востоку от Соловецких островов и у основания Горла Белого моря, что хорошо согласуется с данными натурных наблюдений. Сравнение амплитуд прилива и фаз, полученных расчетным путем и по данным береговых постов, обнаружило их вполне удовлетворительное соответствие.

Современное состояние экосистемы моря и ее изменения под действием антропогенных и климатических факторов.

Сравнение осредненных значений концентраций биогенных элементов по акваториям Белого моря, полученных на модели и по данным натурных наблюдений, показывает, что модель адекватно описывает такую важную черту

их океанографического режима, как снижение концентрации в восточных заливах и по направлению к Баренцеву морю. Однако в некоторых районах концентрация нитратов представляется несколько завышенной, например, в Бассейне и Кандалакшском заливе, тогда как концентрация фосфатов выглядит несколько заниженной, в особенности в Онежском заливе. Сопоставление модельных средних для 1975–1985 и 1995–2000 гг. подтверждает устойчивость крупномасштабной сезонной динамики биогенных элементов, что позволяет при дальнейшем анализе ограничиться интервалом времени, охватывающим несколько последних лет.

Расхождения между модельными и натурными данными могут объясняться различиями в конфигурации сравниваемых районов, а также отличиями между средними, получаемыми по редким асинхронным наблюдениям, и рассчитываемыми по четырехмерным модельным полям. Поэтому полезно также сопоставить пределы изменений характеристик, присущих определенным водным массам, выделенным М.П. Максимовой (2001). Несмотря на меньшую изменчивость модельных значений, такое сопоставление указывает на значительно лучшую сравнимость натуральных и модельных данных в Бассейне и Кандалакшском заливе. Однако смоделированные пределы концентрации фосфатов в Онежском заливе все же остаются ниже наблюдаемых, что может объясняться более высокими значениями соотношения минерального азота и фосфора (N:P), поступающих с речным стоком в юго-восточную часть Белого моря по сравнению с другими районами моря. Полагая, что содержание азота составляет 0,5 для диатомовых и 1,0% для остальных представителей фитопланктонного сообщества, весенний максимум биомассы может достигать $10 \text{ г} \cdot \text{м}^{-3}$ (сырого веса), а летние значения не превышают $1,0\text{--}1,5 \text{ г} \cdot \text{м}^{-3}$. Полагая, что соотношение углерода и концентрации хлорофилла-*a* (C:ХЛ-*a*) находится в диапазоне 30–60, а весовое соотношение Редфильда C:N равно 6, модельные значения весной и летом соответствуют диапазонам 5–10 и 0,5–3,0 $\text{мг ХЛ-}a \cdot \text{м}^{-3}$, соответственно. Биомасса зоопланктона в модели постепенно увеличивается и достигает своего максимума 5–10 $\text{мгN} \cdot \text{м}^{-3}$ или 0,5–1,0 $\text{г} \cdot \text{м}^{-3}$ (сырого веса) в июле-августе, при этом повышенные значения приходится на районы с более интенсивным развитием фитопланктона. Сезонная динамика биомассы фито- и зоопланктона, полученная в модели, хорошо сопоставима с наблюдаемыми типичными и пиковыми значениями. Пространственно-временная динамика биогенов определяется как развитием планктонного сообщества, так и их поступлением с речным стоком. По модели зимнее накопление неорганических питательных веществ достигает своего максимума в марте с наиболее высокими концентрациями в заливах, принимающих речную нагрузку.

В период весеннего цветения интенсивное потребление биогенов сообществом фитопланктона уравнивается увеличением их поступления при половодье. И, как результат, концентрация биогенов остается относительно высокой в течение всего лета, хотя и различающейся по районам моря. Как показывают осредненные результаты моделирования, в открытом море и в Кандалакшском заливе соотношение неорганических N:P (в единицах веса) остается ниже 4,5 в течение всего года, что в сравнении с классическим соотношением Редфильда, равным 7,2, указывает на лимитирующую роль азота в развитии фитопланктонного сообщества. В Онежском заливе рост фитопланктона жестко ограничен дефицитом фосфора; в Двинском и Мезенском заливах ресурсы биогенов более сбалансированы. Лимитирование роста фитопланктона азотом в модели полностью соответствует результатам обобщения натуральных наблюдений. В Онежском заливе осредненные концентрации хлорофилла-*a* и биомассы зоопланктона оказываются меньше, чем в других районах моря, что может свидетельствовать о пониженной продуктивности этого залива вследствие лимитации фосфором.

Эффект лимитирования биогенами фитопланктона совпадает с началом роста сообщества зоопланктона, что приводит к формированию летнего минимума биомассы фитопланктона. Относительно однородное вертикальное распределение зоопланктона поддерживается потреблением фитопланктона в верхних слоях и оседающего детрита – в нижних. С другой стороны, летнее потребление биогенов фитопланктоном до определенной степени компенсируется регенерацией азота вследствие экскреции продуктов метаболизма зоопланктоном и детритной минерализацией, что приводит к образованию летнего максимума аммония в поверхностных и глубоководных слоях.

На модели осенне-зимнее конвективное перемешивание моря начинается в сентябре. Однако соответствующее накопление биогенов в верхних слоях воды может для некоторых лет и районов моря несколько запаздывать из-за продолжающегося их потребления фитопланктоном.

Таким образом, обобщая результаты моделирования биогеохимической динамики азота и фосфора, можно заключить, что расчеты по модели выглядят вполне разумными, что дает возможность использовать ее в сценарных расчетах.

Были выполнены расчеты на модели временной и пространственной динамики концентраций фитопланктона и зоопланктона ($\text{мгN}\cdot\text{м}^{-3}$), детритного азота ($\text{мгN}\cdot\text{м}^{-3}$), аммония ($\text{мгN-NH}_4\cdot\text{м}^{-3}$), нитратов ($\text{мгN-NO}_3\cdot\text{м}^{-3}$), фосфатов ($\text{мгP-PO}_4\cdot\text{м}^{-3}$) за 1998–2000 гг. Как показало сопоставление модельных расчетов с имеющимися данными натуральных наблюдений, модель ААНИИ-ИО правдоподобно воспроизводит современную дина-

мику биогенных элементов в Белом море и может использоваться для исследования реакции Белого моря на возможные сценарии климатических изменений и антропогенных воздействий.

В соответствии со сценариями изменений климата на водосборе Белого моря, предложенными в работах, и предполагаемыми антропогенными изменениями были проведены серии численных экспериментов. В качестве начальных условий для сценариев 2–4 использовалось решение контрольного (CR) эксперимента на 01.01.80. Разница между контрольным и сценарными расчетами в дальнейшем анализировалась путем осреднения по всему Белому морю за 1996–2000 гг. Все представленные расчеты за этот период справедливы и на настоящее время, т.е. на 2005 г., так как климатические условия за этот период сохранились.

Расчеты показали, что воздействие сравнительно малых изменений климатических факторов на биогеохимический круговорот биогенных элементов в экосистеме моря оказывается незначительным (рис. 6, 7).

В соответствии со сценарием потепления климата, уменьшившийся речной сток приводит, как и ожидалось, к увеличению средней солёности моря примерно на 0,6‰. Толщина льда и покрытие моря ледовым покровом также уменьшаются, однако довольно незначительно – менее чем на 0,1 м и на 10% соответственно. А более раннее формирование термоклина с более резким градиентом температуры приводит к ослаблению вертикального перемешивания и меньшему прогреву глубинных слоев. В результате, несмотря на возрастание температуры воздуха, средняя температура воды моря летом несколько снижается. При потеплении влияние уменьшения стока р. Онеги будет более заметно, чем увеличение солёности в Кандалакшском заливе и Бассейне. Возможно смещение в сторону р. Онеги и границ фронта маргинального фильтра.

Воздействие сравнительно малых изменений климатических факторов на биогеохимический круговорот также оказывается незначительным. Вследствие уменьшения поступления питательных веществ с речным стоком на 20% зимнее накопление неорганического азота снижается на 15% по сравнению с контрольным экспериментом. В результате биомасса фитопланктона, развитие которой лимитируется азотом (в море в целом), а в Онежском заливе фосфором, уменьшается всего на несколько процентов, что приводит к весьма незначительному снижению биомассы зоопланктона. Летняя же динамика фосфора меняется по-другому, т.к. уменьшение поступления фосфатов с речным стоком компенсируется их недоиспользованием фитопланктоном, потребности которого в фосфоре ограничены нехваткой имеющегося азота.

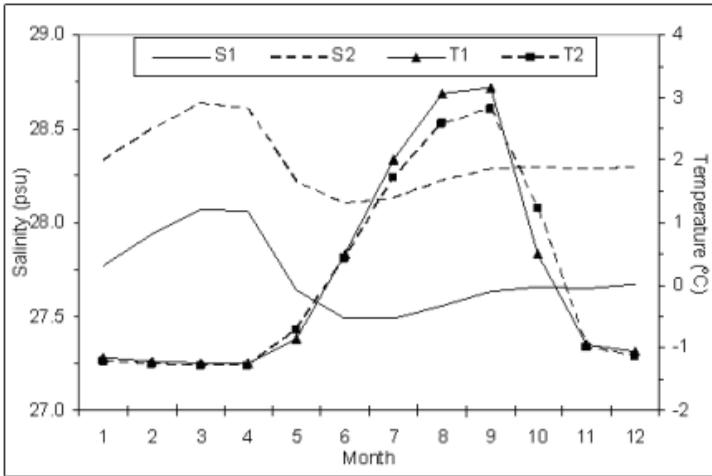


Рис. 6. Сезонная динамика солености (S) и температуры (T) вод Белого моря по данным расчетов за пять лет (1996–2000 гг.) в контрольном эксперименте (1) и по климатическому сценарию (2).

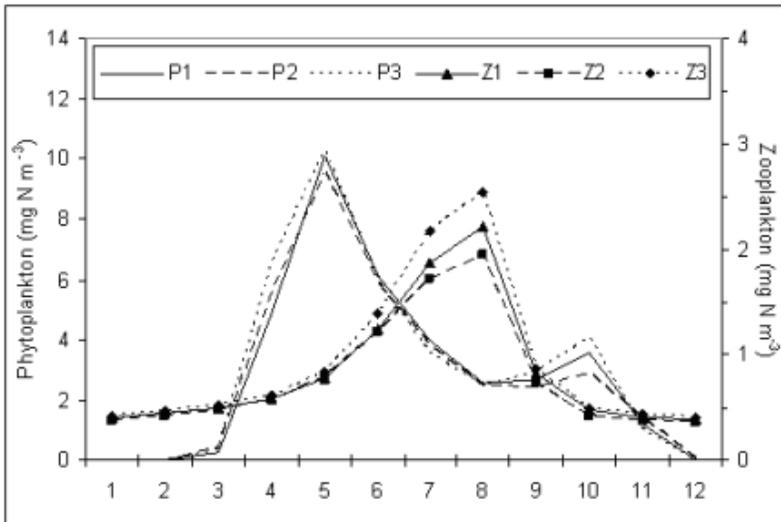


Рис. 7. Сезонная динамика биомасс фитопланктона (P) и зоопланктона (Z) в Белом море по данным расчетов за пять лет (1996–2000 гг.) в контрольном тесте (1), по климатическому сценарию (2) и при антропогенном воздействии (3).

В сценарии с усилением антропогенного воздействия в виде возрастания на 20% речной нагрузки биогенными элементами, характерная реакция экосистемы вызвана сходными механизмами, но действующими в противоположном направлении. Несмотря на десятипроцентное увеличение зимнего накопления неорганического азота, летняя биомасса фитопланктона почти не увеличивается из-за усилившегося выедания растений зоопланктоном, развитие которого обеспечивается возросшей первичной продукцией. На увеличение же первичной продукции и, соответственно, возросшее потребление фосфора, указывает снижение летних концентраций фосфатов. В свою очередь, летняя интенсификация регенерации биогенов приводит к некоторому возрастанию осенней биомассы фитопланктона.

Обобщая результаты сценарных расчетов, необходимо подчеркнуть, что как климатические, так и антропогенные пертурбации, положенные в основу сценариев, привели к настолько незначительным изменениям основных показателей эвтрофикации Белого моря, которые вряд ли удалось бы обнаружить по редким полевым измерениям характеристик, подверженных многомасштабной природной изменчивости, от синоптических флуктуаций до межгодовых вариаций.

Заключение и выводы

На основе анализа многолетних системных исследований, выполненных в комплексных экспедициях ИВПС КарНЦ РАН, по данным анализа длительных натуральных наблюдений на постах Росгидромета, а также результатов численных экспериментов с использованием современных трехмерных численных моделей, выявлены закономерности изменений экосистемы Белого моря и его водосбора под влиянием климатических и антропогенных факторов. Такие комплексные исследования проведены для Белого моря впервые (White Sea., 2005).

По результатам исследований были изучены закономерности географии водосбора, получены системные сведения о химическом и водном стоке рек, выявлены основные источники загрязнения моря. Эти данные использовались для численного моделирования экосистемы. Были впервые обобщены сведения о закономерностях океанографического режима моря, о пространственно–временных особенностях распределения некоторых абиотических и биотических параметров по данным контактных и спутниковых дистанционных измерений.

Показаны современные особенности климата и предложены возможные сценарии климатических изменений, основанные на результатах длительных измерений и численных расчетов на модели взаимодействия океана и атмосферы – ЕСНАМ-4. Эти сценарии использовались при моделировании изменений экосистемы при возможных климатических вариациях.

Впервые выполнено обобщение сведений о современном состоянии социально-экономического развития водосбора Белого моря. Были сформулированы сценарии экономического развития бассейна Белого моря для оценки возможных изменений в экосистеме моря как отклик на колебания внешнего воздействия и выработаны рекомендации по рациональному использованию ресурсов Белого моря и его водосбора.

Проведенные ИВПС КарНЦ РАН исследования, а также сравнение с результатами предшествующих работ показали, что состояние водной среды, уровень загрязнения вод эстуариев, открытых частей Белого моря в целом остаются устойчивыми. Эстуарные районы рек Северная Двина, Онега, Мезень продолжают испытывать достаточно сильное антропогенное воздействие, которое, однако, не выходит за рамки сложившегося в последние годы техногенного прессинга на водную экосистему моря.

Были изучены возможные изменения в экосистеме, обусловленные естественными и антропогенными факторами. Выполнено сравнение данных расчетов на модели и наблюдений, собранных на опорной сети Росгидромета и в экспедициях ИВПС КарНЦ РАН. В результате показано, что:

- в данный период времени состояние экосистемы Белого моря является стабильным. За последние 10 лет отмечается некоторое улучшение качества воды во всех районах Белого моря. Увеличение на 10% и более средневзвешенной концентрации загрязняющих веществ не нарушает равновесия экосистемы моря в целом, исключение составляет Двинский залив, где качество воды продолжает ухудшаться;

- при возможном потеплении климата (и связанным с ним уменьшением речного стока на 20% и увеличением среднегодовой температуры на 2°C) произойдет уменьшение средней толщины морского льда на 10 см, увеличение средней солености вод моря на 0,6‰, возрастание толщины верхнего квазигомогенного слоя и обострение летнего термоклина. Это, в свою очередь, ослабит вертикальный водообмен моря, что приведет к дефициту биогенов в поверхностных водах и ослаблению осеннего цветения фитопланктона;

- изменение концентрации биогенных элементов в речном стоке не приведет к существенным изменениям экосистемы Белого моря.

Обобщая результаты сценарных расчетов, необходимо подчеркнуть, что как климатические, так и антропогенные воздействия, положенные в основу сценариев, привели бы к настолько незначительным изменениям основных показателей эвтрофикации Белого моря, которые вряд ли удалось бы обнаружить по редким полевым измерениям характеристик, подверженных многомасштабной природной изменчивости (от синоптических флуктуаций до межгодовых вариаций).

Полученные в результате проведенного исследования данные позволили сформулировать рекомендации по оптимизации управления природными ресурсами региона ББМ. Их учет позволит повысить эффективность мероприятий по улучшению качества водной среды моря, а также по снижению риска от чрезвычайных антропогенных экологических ситуаций, возрождению региона ББМ. Можно констатировать, что современное состояние вод и биоты Белого моря является по-прежнему перспективным для развития марикультуры. По результатам многолетних исследований, проведенных с судов, спутников и моделирования в рамках темы фундаментальных исследований РАН и других проектов по изучению Белого моря и его водосбора, подготовлены и изданы две монографии: «Климат Карелии: изменчивость и влияние на водные объекты и водосборы». Отв. редактор Н.Н. Филатов. Петрозаводск, Изд. КарНЦ РАН, 2004. 224 с. и «White Sea: Its Marine environment and Ecosystem dynamics influenced by global change». By N.Filatov, D.Pozdnyakov, O.Johannessen, L.Pettersson, L.Bobylev et al., Springer-Praxis. London, 2005. 472 p.

Результаты получены нами как в рамках ранее выполненного гранта ИНКО-Коперникус No. ICA2-CT-2000-10014, так и по программе 55 фундаментальных исследований ОНЗ РАН в 2002–2005 гг. «Исследования основных элементов экосистемы белого моря и роли абиотических факторов в ее развитии».

Литература

Алексеев А.П., Бергер В.Я., Кулачкова В.Г. Актуальные научно-прикладные направления исследований Белого моря // Мат. VIII регион. науч.-практ. конф. «Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря». Беломорск, 2001. С.5–6.

Алимов А.Ф. Предисловие // Мат. VIII регион. науч.-практ. конф. «Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря». Беломорск, 2001. С.3–4.

Бабков А.И. Гидрология Белого моря. СПб.: ЗИН РАН, 1998. 95 с.

Белое море. Биологические ресурсы и проблемы их рационального использования // Исследование фауны морей. Вып. 42. (50). СПб., 1995 (в 2 частях).

Брызгалов В.А., Иванов В.В. Сток растворенных веществ на замыкающих створах рек бассейнов Арктических морей России. Многолетняя и сезонная изменчивость // СПб.: ТЕЗА, 2000. Т. 9. Вып. 2. С.76–89.

Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. 2. Белое море. Вып. 2. Гидрохимические условия и океанологические основы формирования биопродуктивности. Л.: Гидрометеоиздат, 1991. 192 с.

Государственный доклад о состоянии окружающей природной среды Республики Карелия в 2001 году. Изд. дом Карелия. Петрозаводск, 2002. 254 с.

Долотов Ю.С., Филатов Н.Н., Петров М.П., Платонов А.В., Толстиков А.В., Шевченко В.П., Политова Н.В., Филиппов А.С., Кутчева И.П. О характере природных процессов в фазы прилива и отлива в эстуариях Карельского побережья Белого моря // *Океанология*. 2004. Т. 44. № 5. С.1–9.

Дружинин П.В., Иванова И.Е., Кийский А.В. Проблемы инвестиционной политики в Республике Карелия. Препринт статьи.

Елисов В. В. Оценка водного, теплового и солевого балансов Белого моря // *Метеорология и гидрология*. 1997. № 9. С.81–96.

Иванов В.В. Методические основы исследований устьевых областей Арктики // *Мат. докл. V Всес. гидрол. съезда*. Т. 9. Устья рек. Л.: Гидрометеиздат, 1987. С.9–12.

Климат Карелии: Изменчивость и влияние на водные объекты и водосборы / Отв. Ред. Н.Н.Филатов. Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2004. 224. с.

Комплексные исследования экосистемы Белого моря: Сб. научных трудов. ВНИРО, 1994. 123.с.

Лисицын А.П. Новые возможности четырехмерной океанологии и мониторинга второго поколения – опыт двухлетних исследований на Белом море // *Актуальные проблемы океанологии*. М.: Наука, 2003. С.503–556.

Максимова М.П. Экосистема Белого моря и проблемы, связанные с ее изучением // *Мат. VIII регион. науч.-практ. конф. «Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря»*. Беломорск, 2001. С.14–18.

Михайлов В.Н. Устья рек России и сопредельных стран: прошлое, настоящее и будущее. М.: ГЕОС, 1997. 412 с.

Моделирование социо-эколого-экономической системы региона. Под ред. В.И. Гурмана, Е.В. Рюминой. М.: Наука, 2003.175 с.

Отчет по проекту ИНКО-Коперникус «Sustainable management of the marine ecosystem and living resources of the White Sea» № ICA2-1999-10014. 2003. 176 p.

Сало Ю.А. Закономерности многолетних колебаний элементов водного баланса территории Карелии // Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. СПб., 2003. 24 с.

Смирнова А.И., Терзиев Ф.С., Яковлева Н.П., Арсенчук М.О. Закономерности разномасштабной изменчивости элементов гидрометеорологического режима Белого моря, фоновые оценки их колебаний на современном этапе // *Мат. VIII регион. науч.-практ. конф. «Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря»*. Беломорск, 2001. С.22–29.

Социально-экономическое положение Республики Карелия за 2002 год. Петрозаводск, 2002. 50 с.

Тимонов В.В. Схема общей циркуляции Бассейна Белого моря и происхождение его глубинных вод // *Тр. ГОИН*. 1947. Вып. 1(13). С.118–131.

Филатов Н.Н. Изменения климата Восточной Фенноскандии. Петрозаводск, 1997. 147 с.

Bengtsson L. A Numerical Simulation of Anthropogenic Climate Change // *AMBIO*, 1997. V. 26. № 1. P.58–65.

Berger V., Dahle S., Galaktionov K., Kosobokova K., Naumov A., Rat'kova T., Savinov V., Savinova T. White Sea. Ecology and Environment. St.-Petersburg; Tromso, 2001. 157 p.

Economic Geography of Structure of the Russian Territories of the Barents Region. Lausala Tero, Valkonen Leila (Eds). University of Lapland Arctic Center. Rep. № 31. Rovaniemi, 1999. P???

Hibler W.D. A dynamic thermodynamic sea ice model // *J. Phys. Oceanogr.* 1979. V. 9. P.815–846.

Neelov I.A. A model of the Arctic Ocean circulation // *Proc. of the ACSYS Conf. On the Dynamic of the Arctic Climate System.* Goteborg, Sweden, 7–10 November 1994. WCRP-94, WMO/TD-No. 760, September 1996. P.446–450.

Neelov I.A., Savchuk O.P. 3-D IO RAS AARI Coupled Hydrodynamic-biogeochemical model of the White Sea (Final report of INCO-Copernicus Project «WHITESEA» No. ICA2-CT-2000-10014: «Sustainable management of the marine ecosystem and living resources of the White sea»). 2003. 220 p.

Savchuk O., Wulf F. Biogeochemical transformation of nitrogen and phosphorus in the marine environment // *Coupling hydrodynamic and biogeochemical processes in models for the Baltic Proper.* System ecology contributions. 1996. № 2. 79 p.

Terzhevik A.Yu., Litvinenko A.V., Druzhinin P.V., Filatov N.N. Economy of the White Sea watershed // *White Sea: Its Marine Environment and Ecosystem Dynamics Influenced By Global Change.* London: Springer-Praxis, 2005. P.241–303.

White Sea: Its Marine environment and Ecosystem dynamics influenced by global change. London: Springer-Praxis, 2005. 472 p.

О КОМПЛЕКСНЫХ ИССЛЕДОВАНИЯХ ЭСТУАРИЕВ КАРЕЛЬСКОГО ПОБЕРЕЖЬЯ БЕЛОГО МОРЯ

***Ю.С. Долотов¹, Н.Н. Филатов, Р.Э. Здоровеннов, А.В. Платонов²,
В.П. Шевченко, Н.А. Римский-Корсаков³, И.П.Кутчева,
Н.В.Денисенко⁴, Н.Н. Немова⁵***

¹Институт водных проблем РАН, Москва;

²Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, Петрозаводск;

³Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, Москва;

⁴Зоологический институт РАН, Санкт-Петербург;

⁵Институт биологии КарНЦ РАН, Петрозаводск;

В настоящем сообщении анализируются некоторые результаты исследований по двум проектам РФФИ: «Комплексный мониторинг динамики вод, наносов и рельефа, антропогенного загрязнения и условий существования биоты эстуариев» и «Взаимодействие физических, химических, геологических и биологических процессов открытого моря и береговой зоны Белого моря».

В обоих проектах принимали участие сотрудники шести академических институтов: водных проблем Севера КарНЦ РАН, океанологии им. П.П. Ширшова, водных проблем, зоологического института, биологии КарНЦ РАН, Мурманского морского биологического института Кольского НЦ, а также географического и геологического факультетов МГУ и научно-производственного предприятия «Форт XXI».

Все экспедиционные работы проведены на НИС «Эколог» Института водных проблем Севера КарНЦ РАН: в сентябре 2000 г. – в эстуарии р. Кереть, в июле 2001 г., августе 2002 г. и августе 2003 г. – в эстуарии р. Кемь, в августе 2004 г. – в Онежском заливе и эстуарии р. Онеги, в июле 2005 г. – в эстуарии р. Выг и Сорокской губе (рис. 1).

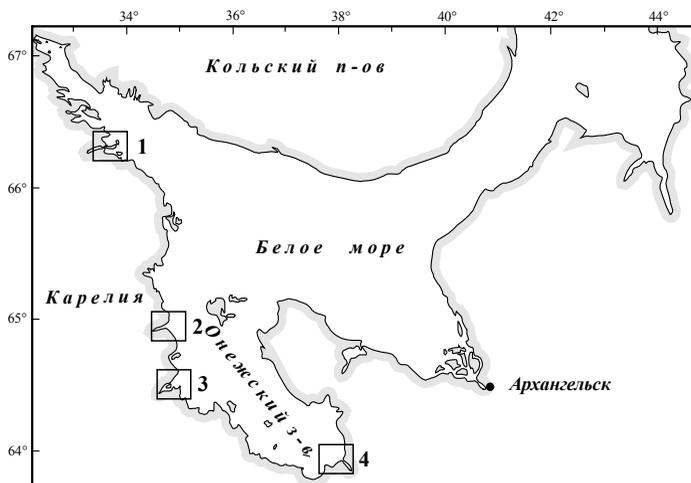


Рис. 1. Схема районов исследований по проектам РФФИ в Белом море
1 – эстуарий р. Кереть, 2 – эстуарий р. Кемь, 3 – эстуарий р. Выг, губа Сорокская, 4 – эстуарий р. Онега, Онежский залив

В ходе экспедиционных работ вначале выполнялись эхометрические разрезы с применением эхолота LMS-350, осуществлялась постановка буйковой станции для длительного измерения целого комплекса параметров водной толщи. Ход уровня измерялся автономным самописцем уровня, температуры и электропроводности воды WLR; направление и скорости течений – акустическим измерителем течений ADP, автономным регистратором течений, электропроводности типа RCM-4 и измерителем течений ИСТ-1; температура воды – температурным профильным регистратором TR; использовались зонды температуры, солености и других параметров водной толщи. Для изучения вертикальных потоков взвешенного осадочного вещества пробы отбирались седиментационными ловушками ИО РАН. Пробы воды были взяты большим батометром (0,8 л). Поверхностные донные осадки отбирались дночерпателем Ван-Вина (0,1 кв.м) с судна, а на мелководье – с катера дночерпателем Экмана-Бердиси (0,02 кв.м). Формы донного рельефа и строение осадочной толщи исследо-

вались с помощью гидролокационного комплекса «Микросаунд», состоящего из гидролокатора бокового обзора и акустического профилографа. Сбор зоопланктона производился планктонной сетью Джедди, а отбор ихтиофауны и водорослей – специальной сетью. Экспедиционные исследования в зависимости от глубин подразделялись на работы с судна и катера.

По результатам исследований в эстуариях довольно четко выделяются 3 зоны (табл. 1): морская, переходная и приустьевая зоны, характеризующиеся, в первую очередь, неодинаковыми динамическими обстановками, что обуславливает ход процессов рельефо- и осадкообразования, чередование участков размыва и аккумуляции осадочного материала под воздействием приливных течений разной интенсивности (Долотов и др., 2002). С этим связаны и особенности химико-биологических процессов. В эстуарии р. Керети за время проведенных работ величина колебаний уровня моря составила 115 см, а в эстуарии р. Кеми – в морской зоне 55 см, переходной – 95 см.

Во внешней морской зоне эстуариев приливо-отливные колебания имеют правильный характер: время нарастания величины уровня поверхности моря равно времени его падения. В приустьевой же зоне выявлено характерное для закрытых акваторий заливов Белого моря неравенство в продолжительности приливо-отливных фаз (длительность фазы отлива больше, чем прилива). В эстуарии р. Керети колебания значений солёности в верхнем слое от моря к устью – от 21 до 24,5 в морской зоне и от 20 до 23,5‰ в бухте Кереть, примыкающей к устью (в приустьевой зоне) (рис. 2).

Повсюду была обнаружена четкая стратификация вод (Долотов, Лукашин, 2001): присутствие двух слоев: верхнего, с максимальными температурами и минимальной солёностью, и нижнего, с минимальными температурами и максимальной солёностью

В верхнем слое воды отчетливо прослеживается увеличение значений солёности по мере удаления от устья реки. В нижнем водном слое повсюду отмечаются минимальные температуры (до 1,5°) и довольно устойчивые показатели солёности (до 26–26,5‰).

Границы раздела верхнего и нижнего слоев были, как правило, резкими, но в целом ряде случаев они находились на разных глубинах для значений солёности и температуры.

Осенняя стратификация водной толщи (в эстуарии р. Керети) особенно четко выражена в морской зоне (разделение на верхний и нижний слой); явно менее четко это прослеживается в переходной зоне. В приустьевой зоне отчетливо проявляется разница в температуре воды в слоях, что вероятно связано с поступлением речных вод.

Максимальная степень перемешивания водной толщи в верхнем слое было обнаружено в наиболее динамичной морской зоне (Долотов, Коваленко, Лифшиц и др., 2002), свидетельством чего является однородность показателей тем-

пературы и солености воды (рис. 2). Явно слабее оно в переходной зоне. Довольно хорошее перемешивание в нижнем слое воды зафиксировано в приустьевой зоне (в бухте Кереть), видимо, вследствие меньших глубин, а тем самым возможности переработки всей водной толщи, тогда как этого не наблюдается в нижнем слое морской зоны.

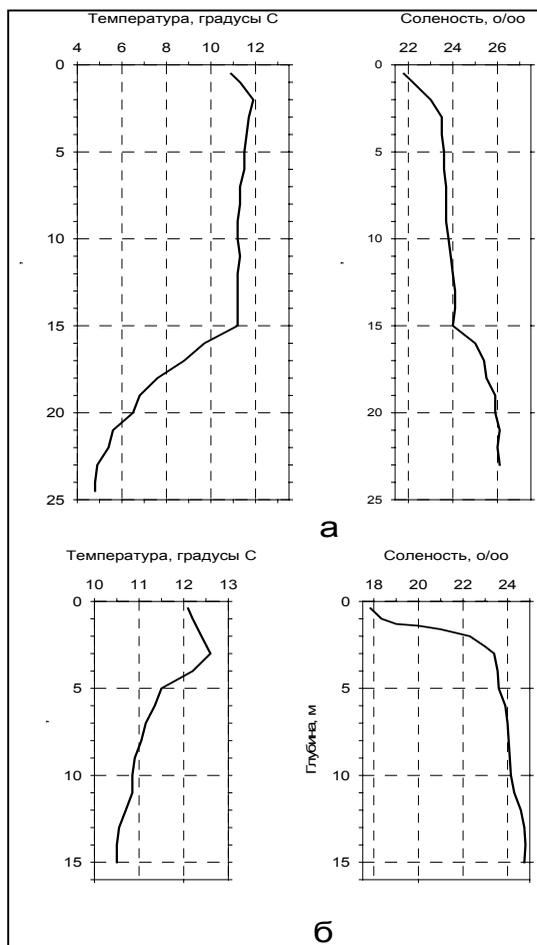


Рис. 2. Вертикальное распределение t и S в эстуарии р. Кереть (сентябрь 2000 г.): а – морская зона (автономная буйковая ст. Б-1, Большой Керетский рейд), б – приустьевая зона (автономная буйковая станция Б-2, южная часть прол. Средняя Салма), h – глубина в месте измерений

В прилив во внешней морской зоне в связи с поступлением соленых морских вод в этой открытой к морю части эстуария отчетливо прослеживаются максимальные для всего протяжения эстуария значения солености воды (Долотов, Филатов, Шевченко и др., 2004) в наиболее мощном именно здесь верхнем слое водной толщи (до 26,6‰) близ максимального прилива (в эстуарии р. Керети). Вместе с тем уменьшение ее значений по направлению к вершине эстуария (табл. 1) свидетельствует о том, что подача морских вод в целом по протяженности эстуария сказывается мало и не прослеживается достаточно далеко, что хорошо видно по данным, полученным в эстуарии р. Кеми.

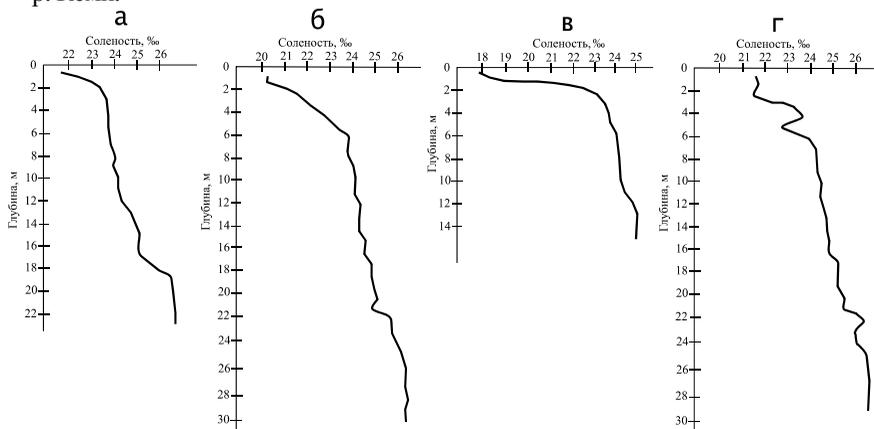


Рис. 3. Характеристика особенностей и распределения вод в прилив в эстуарии р. Кереть по данным о селености вод.

- а. Максимальная для всего эстуария р. Кереть соленость в верхнем слое водной толщи в морской зоне в фазу максимального прилива .
- б. Меньшие значения солености воды в верхнем слое ближе к вершине эстуария р. Кереть, в приустьевой зоне в прилив
- в. Распределение в верхнем слое воды в переходной зоне эстуария р. Кереть в прилив
- г. Распределение верхнего слоя воды в приустьевой зоне р. Кереть в прилив переходной зоне эстуария.

В приустьевой зоне эстуария р. Кеми на участке, где отмечается резкое уменьшение глубин с удалением от моря, очень четко прослеживается распределение всей водной толщи. Распределенный верхний водный слой мощностью порядка 4 м в фазу прилива зафиксирован и в приустьевой зоне эстуария р. Кереть – явное свидетельство того, что в этой наиболее удаленной от моря зоны в эту фазу ощущается очень значительное влияние пресных речных вод (Долотов, Филатов, Шевченко и др., 2004).

В отлив в эстуарии р. Керети очень четко выраженный распресненный слой с наибольшей мощностью (от поверхности до глубины 3–5 м), как и следовало ожидать, был зафиксирован ближе всего к устью, в приустьевой зоне (Долотов, Филатов, Шевченко и др., 2004), где значения солёности колебались от 20 до 23,5‰.

В переходной зоне, почти в 5 км от устья в максимум отлива мощность довольно четко выраженного распресненного слоя достигала 3 м, т.е. пресные воды даже в осенний период с небольшим речным стоком распространяются на значительное расстояние от устья р. Кереть.

Даже во внешней морской зоне эстуария р. Керети, удаленной от устья почти на 9 км, ощущается заметное распреснение (Долотов, Филатов, Шевченко и др., 2004), но до меньших глубин (2–2,5 м), где были зафиксированы значения солёности до 21–23,5‰. В эстуарии р. Кеми на участке с глубинами порядка 16 м, в верхнем слое воды морской зоны прослеживалось явное уменьшение значений солёности из-за влияния поступления пресных речных вод, но с увеличением глубин это влияние прекратилось.

Скорости максимальных поверхностных приливных течений в эстуарии р. Керети уменьшались от моря к вершине эстуария (в морской зоне на глубинах 3 м – порядка 17 см/с, а в приустьевой зоне на глубине 5 м – не выше 5 см/с на относительно закрытой акватории).

В морской зоне эстуария р. Кеми значения скоростей течений до 0,3 м/с в верхнем (от 0 до 0,5 м) слое водной толщи в фазу прилива были зафиксированы на участках со значительными глубинами (порядка 16–25 м), а с переходом к меньшим глубинам, очевидно из-за торможения дном, прослеживалось их явное, притом значительное уменьшение. Значения скоростей поверхностных течений в этой зоне эстуариев рек Керети и Кеми в отлив в целом были больше, чем в прилив, это, вероятно, связано с тем, что течение рек усиливает отливные течения, а при смене фаз достаточно резко менялись направления течений.

Четко прослеживается связь содержащихся в воде загрязнений с их поступлением с речным стоком, из порта Рабочеостровск и прибрежных населенных пунктов, свидетельством чего является повышенное содержание некоторых металлов как в воде, так и в тканях моллюсков.

В эстуарии р. Кеми достаточно велики концентрации во взвеси меди и цинка; они значительно выше, чем обычно фиксируется в открытом море (в устье реки и районе порта). Во всех зонах эстуария очень велико содержание железа (его источник – речные воды). Увеличение концентрации цинка с удалением от устья связано с его поступлением из прибрежных населенных пунктов.

И в тканях моллюсков в эстуарии р. Кеми содержания предельно высоки по сравнению с их концентрациями в почти незагрязненном эстуарии р. Керети: количество железа в 18 раз больше, а марганца – в 32 раза.

В фазу отлива о значительном влиянии речных выносов далее на расстоянии 10 км от устья (в морской зоне) свидетельствует явно более существенное содержание железа речного происхождения по сравнению с фазой прилива.

С большими скоростями отливных течений, очевидно, связано то, что с интенсивным выносом взвешенного материала в сторону открытого моря общее содержание во взвеси марганца, меди и цинка в отлив примерно в 1,5 раза больше, чем в прилив.

Выявлена четкая связь вертикального распределения концентрации взвешенного материала с показателями перемешивания водной толщи в верхнем слое воды во всех зонах – солёности и температуры (Долотов, Лукашин, 2001): довольно однородная концентрация взвеси хорошо коррелируется с однородным же распределением значений температуры и солёности воды ввиду ее хорошего перемешивания.

Не обнаружено прямой зависимости содержания взвеси от расстояния до устья реки. В то же время как в осенний период (с минимальным речным стоком), так и в летний сезон (со значительным речным стоком) обнаружено существенное влияние поступления речных вод даже на значительном удалении от устьев рек.

С хорошим общим перемешиванием верхнего слоя связана довольно однородная концентрация взвеси в морской зоне, причем максимальное ее содержание на поверхности в прилив, по всей вероятности, обусловлено подачей материала морского происхождения.

В переходной зоне в отлив отмечалось очень однородное и высокое содержание взвеси также морского генезиса. В приустьевой зоне с достаточно хорошим перемешиванием в обе фазы связано однородное содержание взвеси в водной толще.

По результатам анализа данных сканирующим электронным микроскопом выявлено, что по мере продвижения от устьев рек к морской зоне в составе взвеси отчетливо уменьшается доля и размер минеральных частиц речного происхождения и увеличивается доля планктоногенных частиц морского происхождения.

В прилив в морской зоне в условиях поступления взвешенного материала морского происхождения высокое его содержание (до 1,0 мг/л) отмечалось в верхнем слое воды, а близ максимума прилива довольно значительное его количество (до 0,6–0,7 мг/л) было зафиксировано до глубин порядка 10 м, с однородным его распределением в водной толще. Значительное содержание взвеси в морской и переходной зонах эстуария р. Кемь в прилив прослеживалось не только в верхнем, но и в придонных слоях.

В фазу отлива концентрация взвешенных наносов в приустьевой и переходной зонах эстуария р. Кемь в поверхностном водном слое была выше, чем

в фазу прилива, что связано с большой ролью поступления аллювиального материала. В переходной зоне эстуария р. Керети (Долотов, Филатов, Шевченко и др., 2004) в верхнем распресненном слое воды до глубины порядка 4 м зафиксировано высокое и однородное распределение взвеси порядка 1 мг/л и больше.

В максимальный отлив довольно значительное содержание взвеси (0,4–0,7 мг/л) отмечалось и в морской зоне эстуария р. Керети в верхнем распресненном слое воды до глубины около 4 м со значительной долей аллохтонных частиц речного происхождения, перенесенных отливными течениями. В морской зоне эстуария р. Кеми как в поверхностном, так и в придонном слоях, почти постоянно значительное содержание взвеси, связанное с действием отливных течений, прослеживалось до глубин порядка 15–28 м.

Приустьевая зона эстуария р. Кеми в связи с воздействием сильных приливо-отливных течений, является зоной транзита в основном аллювиального материала в сторону моря (Долотов, Римский-Корсаков, Телековский и др., 2005а), характеризуется большой расчлененностью донной поверхности, обусловленной выступами коренных пород, обнажающихся в фазу отлива, и достаточно крупными донными осадками; зафиксированы донные участки, на которых, по данным гидролокатора бокового обзора, поверхность покрыта валунами.

Переходная зона отличается сложностью динамического режима и в целом достаточно мелкой расчлененностью донной поверхности, благодаря довольно интенсивному процессу аккумуляции осадочного материала, наряду с выходом на поверхность коренных пород (Долотов, Римский-Корсаков, Телековский и др., 2005а), наличием разнородного плохо сортированного рыхлого материала как свидетельство слабой его обработки на некоторых участках дна (простое сваливание по крутому склону и выпадение на дно из-за резкого уменьшения глубин). На большей части протяжения зоны накоплена толща наносов, достигающая более 10 м, на участках, граничащих с приустьевой зоной, где отмечается резкое увеличение глубин. На глубинах 7–10 м зафиксирован плохо окатанный рыхлый материал – смесь пелита с неокатанной галькой, гравием и песком разной размерности. Донная поверхность характеризуется вытянутыми положительными формами рельефа типа гряд.

Морская зона в целом является зоной аккумуляции материала в основном аллювиального происхождения, вынесенного отливными течениями (Долотов, Римский-Корсаков, Телековский и др., 2005а), так что большая часть донной поверхности покрыта осадками с характерными положительными формами рельефа типа гряд. В то же время поверхность отличается довольно значительной расчлененностью коренного рельефа и часто близким расположением к донной поверхности коренных пород. На больших глубинах (порядка 20–30 м) из-за незначительного воздейст-

вия течений на дне отмечается разнородный материал: наряду с алевропелитами зафиксирована плохо окатанная галька и гравий. Ближе к переходной зоне (на меньших глубинах, 8–13 м) отмечался среднезернистый песок с примесью карбонатного детрита и алевропелит – очевидно, свидетельство большего воздействия течений на донную поверхность. Характерны гряды высотой 15–20 см.

В морской зоне гранулометрический состав донных отложений и их сортированность сильно отличаются друг от друга на различных участках дна в зависимости от интенсивности проявления приливо-отливных течений. Понижения между выступами коренных пород заполнены мощной толщей накапливающихся осадков (до 11 м и более).

Выявлена четкая зависимость особенностей донного рельефа, накопления донных осадков и их гранулометрического состава от скоростей приливо-отливных течений, проявления которых в свою очередь определяются глубиной донного участка и его расположением в положительной или отрицательной формах рельефа. В ложбинах при больших скоростях течений, в условиях выноса мелкозернистых осадков, отмечается хорошая сортированность донных отложений, а иногда достаточно высокое содержание отмытого грубого рыхлого материала. При меньших скоростях течений фиксируется значительное накопление тонкозернистых осадков. На повышениях рельефа в условиях в целом высоких скоростей течений, отмечается отсортированный и довольно крупный рыхлый материал.

В составе зоопланктона прослеживается разница, с одной стороны, в приустьевой, а с другой – в переходной и морской зонах эстуариев (Долотов, Филатов, Шевченко и др., 2005). В первой (зоне смешения пресных речных и соленых морских вод) – пресноводные виды, а в двух других – морские виды, причем их смешения почти не происходит. Значения численности и биомассы зоопланктона зависят от структуры течений и их скоростей в той или иной зоне.

Основными факторами, которые определяли состав и распределение зоопланктона, были приливо-отливные течения, соленость воды и наличие донных осадков. Влияние температуры воды оказалось незначительным.

В прилив благодаря действию приливных течений морские виды зоопланктона явно доминируют в морской и переходной зонах, а единичные их экземпляры, принесенные приливными течениями, встречались практически до устья реки.

В прилив в составе зоопланктона в морской зоне эстуария р. Кеми пресноводные виды не были обнаружены, а в переходной зоне были в незначительном количестве. В приустьевой зоне, ближе всего к устью, наибольшее значение имели пресноводные коловратки; на всех же остальных станциях доминировали морские харпактициды.

В отлив в приустьевой зоне эстуария р. Кеми в целом в составе зоопланктона явно преобладали пресноводные виды. В переходной же зоне большое количество пресноводных видов было отмечено только при максимальном отливе, а основу сообщества в этой зоне, как и в морской, составили морские виды, поскольку в целом вынос пресноводных видов в сторону открытого моря незначителен, несмотря на существенное проявление отливных течений.

Максимальное содержание фитопланктона наблюдалось в морской зоне и снижалось по направлению к устью р. Керети. Влияние речного стока в сентябре было незначительным и сказывалось только на снижении биомассы морского фитопланктона в поверхностном распресненном слое. Численность пресноводных видов мала даже в приустьевой зоне, что, возможно, связано с низкой численностью фитопланктона в реке и/или с развитием «иловой пробки» в устье реки.

Биомасса, численность и видовой состав зообентоса зависят от солёности воды (соотношения пресных и солёных вод), типа донного осадка и количества взвеси в водной толще, наличия загрязнений (например органики) или их отсутствия. Максимальная численность зообентоса и отдельных его систематических групп отмечалась в зонах размыва на жестких грунтах. Явное преобладание моллюсков – активных фильтраторов сестона обусловлено интенсивным перемешиванием вод и высокими скоростями течений.

В приустьевой зоне негативное воздействие на состояние зообентоса оказывает солёность (Долотов, Филатов, Шевченко и др., 2005). В переходной и морской зонах, где негативное влияние распреснения в целом слабее, солоновато-водный комплекс сменяется типично морским. В морской зоне негативное влияние на зообентос обусловлено прежде всего процессом аккумуляции минерального и органического взвешенного вещества в донных осадках.

О чистоте воды в притоках и отсутствии заметной антропогенной нагрузки на экосистемы свидетельствует разнообразие групп макрозообентоса, наиболее чувствительных к загрязнению.

В ходе работ по проектам был выбран комплекс биохимических показателей состояния процесса обмена веществ у ихтиофауны – как индикаторов механизмов ответных адаптивных реакций гидробионтов на воздействие факторов внешней среды, включая антропогенные загрязнения (Долотов, Филатов, Шевченко и др., 2005).

На основе биохимических исследований органов таких промысловых рыб, как навага и треска, несмотря на отсутствие выраженных различий в активности ферментов в эстуариях и открытом море, отмечено некоторое изменение их активности в жабрах, печени и мышцах рыб из эстуарной, более загрязненной зоны.

Выводы

1. В результате исследований в эстуариях рек Керети, Кеми, Онеги и Выга выявлены специфические особенности хода природных, четко связанных между собой процессов в трех эстуарных зонах (морской, переходной и приустьевой) в фазы прилива и отлива; характеристики солёности и температуры в поверхностном слое воды и их изменений в водной толще, характер и масштабы распреснения вод, распределение взвешенных наносов в толще вод, скорости поверхностных течений и распределение их по глубине, особенности химического состава вод, реакция зоопланктонных организмов на приливо-отливные колебания уровня моря.

2. Определены характерные особенности трансформации всего комплекса природных процессов (физических, химических, геологических и биологических) открытого моря по мере приближения к внешней части эстуариев и изменение их хода по направлению к устьям рек в прилив и отлив и относительная роль морских и субэвальных факторов (влияния пресных речных вод).

Исследования были проведены при финансовой поддержке Российского Фонда фундаментальных исследований – по проекту 2000–2002 гг., грантам 05-64070 и 05-79063 и по проекту 2003–2005 гг. – грантам 05-64079 и 05-79028.

Авторы выражают искреннюю признательность всем участникам экспедиционных исследований, экипажу и капитану НИС «Эколог» С.В. Прошкину, всемерно содействовавшим успешному выполнению работ, а также всем участвовавшим в обработке полученных материалов.

Литература

Долотов Ю.С., Коваленко В.Н., Лифшиц В.Х. О динамике вод и взвеси в эстуарии р. Кереть (карельское побережье Белого моря). *Океанология*, 2002. Т. 42. № 5. С. 765–774.

Долотов Ю.С., Лукашин В.Н. Экспедиции в Белом море на научно-исследовательских судах «Эколог» и «Картеш» в 2000 г. // Там же, 2001. Т. 41. № 5. С. 790–795.

Долотов Ю.С., Римский-Корсаков Н.А., Телековский А.А. и др. Особенности рельефа, поверхностных донных осадков и строения осадочной толщи в различных зонах эстуариев (на примере карельского побережья Белого моря) // Там же, 2005а. Т. 45. № 6.

Долотов Ю.С., Филатов Н.Н., Шевченко В.П. и др. Мониторинг приливо-отливных обстановок в эстуариях карельского побережья Белого моря // *Водные ресурсы*, 2005. Т. 32. № 6. С. 670–688.

Долотов Ю.С., Филатов Н.Н., Шевченко В.П. и др. О характере природных процессов в фазы прилива и отлива в эстуариях карельского побережья Белого моря // *Океанология*, 2004. Т. 44. № 5. С. 784–792.

ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ ПРИБРЕЖНОЙ ЗОНЫ БЕЛОГО МОРЯ ГУБ И ШХЕРНЫХ РАЙОНОВ

М.П. Максимова, В.А. Чугайнова – ВНИИРО, Москва

Введение

Губы и эстуарии Мевера являются экосистемами, представляющими самостоятельный научный интерес. Для губ, опресняемых речным стоком, характерно своеобразие гидрологического, гидрохимического режимов, фаунистических комплексов, биопродукционных процессов и экосистемы в целом, отличных от прилегающих смежных морских акваторий. Гидрохимическая специфика опресняемых губ наиболее ярко проявляется: в интенсификации массообмена в пограничных зонах – с материком, водами открытого моря, и на границах сред с грунтами и атмосферой, усиленном приливо-отливными течениями, а в мелководных губах и ветровым перемешиванием дна; в высокой динамичности и степени пространственно-временной variability гидрохимических характеристик, обусловленной перечисленными факторами и биологическими процессами.

Специфика губ заключается также в максимальном антропогенном воздействии, при поступлении загрязненных вод с речным стоком, близости населенных пунктов, портов и производственных комплексов, что усугубляется слабой способностью к самоочищению из-за преобладания относительно низких температур в Белом море. Таким образом, наибольшая антропогенная нагрузка проявляется острее, сильнее в устьевых районах, эстуариях и губах в виде нарушения гидрохимического и гидробиологического режимов и ухудшения качества вод. Их исследование в разнотипных губах Белого моря имеет большое научное значение для относительно слабоизученных губ Арктического региона, а также важное практическое значение для изучения мест нереста, нагула, зимовки ценных промысловых рыб и перспективы развития марикультуры.

Данная статья является результатом продолженных исследований Белого моря, начатых в конце 50-х гг. и опубликованных ранее в книге «Гидрохимия Белого моря», а также в сборниках «Моря СССР» (Максимова, 1991; Maksimova, 2003).

В работе М.П. Максимовой (2005) Белое море рассматривается как иерархически структурированная эстуарная система, заключающаяся во взаимодействии разнородных водных масс в эстуариях разного иерархического уровня – в гидрохимическом аспекте. Аналогичный методологический подход в гидрологическом аспекте предложен А.Н. Пантюлиным (Pantulin, 2003). При этом Белое море в масштабе Арктического бассейна рассматривается как эстуарий

фьордового типа. При изменении масштаба море представляет эстуарную систему, состоящую из заливов – эстуариев Кандалакшского, Онежского, Двинского, каждый из которых имеет свои особенности; следующая ступень в этой системе – губы, которые и являются классическими эстуариями. Такой подход позволяет подойти к систематизации многообразия эстуариев Белого моря.

Изученность. Материалы и методика

Планомерные комплексные исследования многочисленных губ Белого моря начаты в 1987г. по инициативе, под руководством и при непосредственном участии М.П. Максимовой на базе ВНИРО. Был исследован ряд губ Кандалакшского и Онежского заливов – Великая Салма, Чупа, Поньгома, Кемская, Сорокская, Сумская, Колежма. Комплекс исследований включал следующие определения: органический углерод, первичную продуктивность, деструкцию органического вещества, органические азот и фосфор и минеральные формы биогенных элементов, фосфаты, аммонийный азот, нитраты, нитриты, компоненты карбонатной системы, кислород; гидрологические характеристики. Эти исследования позволили дать заключение о гидрохимическом режиме и основных факторах формирования гидрохимического режима разнотипных губ, сбалансированности продукционно-деструкционных процессов ОВ, обеспеченности фитопланктона питательными солями, произвести классификацию губ по комплексу показателей (Максимова, Владимирский, 1990; Максимова, 1991; Максимова, Чугайнова, 2001; Maksimova, 2003 и др. – см. Деп. ВИНТИ 11.04.2006, № 404-В 2006). Планомерные исследования прибрежных районов Белого моря были продолжены на базе СевПИПРО в 1988–1997 гг. и включали режимные экспедиционные и стационарные наблюдения 26 губ и шхерных районов Кандалакшского и Онежского заливов, практически охватив все губы в Двинском заливе, а также район Соловецкого архипелага (Максимова и др. 1989; Максимова, Владимирский, 1990; Максимова, 1991; Коннов и др. 1993; Максимова, Чугайнова, 2001). Удалось также развить классификацию губ и шхерных районов по комплексу морфометрических, гидрохимических, гидрологических и гидробиологических показателей (Максимова, Чугайнова, 2001).

Одновременно с нашими исследованиями, были опубликованы материалы наблюдений по отдельным губам, таким как Унская (Лукин, Мискевич, 1989), Чупа (Погребов, Сказка, Шамарин, 1990), Нильма (Лихачева, 1990), Палкина (Чудинова, 1995).

В формировании гидрохимического режима губ и Белого моря в целом, важнейшую роль играет речной сток. К сожалению, гидрохимические исследования стока производились системой Гидрометео-

службы только для крупных и некоторых средних рек, определялся в основном ионный состав и минеральные формы биогенных элементов.

Ранее, в 60-х гг. на базе Карельского филиала АН СССР были проведены комплексные исследования химического стока и условий его формирования 46 рек, впадающих в Белое море на территории Терского, Кандалакшского, Карельского, Поморского и Лямецкого побережий, включая и малые реки (Максимова, 1963а, б, 1967а, б, 1983). Была определена роль речного стока в формировании гидрохимического режима губ и Белого моря в целом (Максимова, 1983, 1991, Maksimova, 2003). Отметим, что результаты комплексных исследований малоизученной прибрежной зоны Белого моря до сих пор немногочисленны, а публикаций по этому вопросу пока немного – см. обобщающую депонированную статью ВИНТИ (Максимова, Чугайнова, 11.04.2006, № 404-В 2006).

Методика исследований.

Анализы проб морской воды на кислород, элементы карбонатной системы и минеральные формы биогенных элементов выполнялись общепринятыми в гидрохимической практике методами (Руководство по методам химического анализа морских вод, 1977); валовые азот и фосфор – персульфатным методом (Методы исследования органического вещества в океане, 1980). Органический углерод определяли методом фотохимического окисления с добавлением персульфата калия, на анализаторе органического углерода «PHOTOchem E-3600 Sybron». Первичную продукцию и деструкцию органического вещества – скляночным кислородным методом (Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений, 1980). Органическое вещество и показатели продукционно-деструкционных процессов определялись одновременно.

Краткая физико-географическая характеристика

Береговая линия Белого моря имеет очень сложную конфигурацию (Рис. 1), особенно сильно изрезана северная и западная части побережья Кандалакшского залива, изобилующие многочисленными губами различного типа: фьордового – Кандалакшский берег, шхерного – Карельский берег. Мелководный Онежский залив также отличается сложным рельефом, особенно вдоль низменного Поморского берега, где находится множество малых островов, луд и корг. Береговая линия Двинского залива относительно ровная, за исключением глубоко вдающейся в Летний берег Унской губы. Разгрузка речного стока, как правило, происходит в губах в основном в вершины губ.

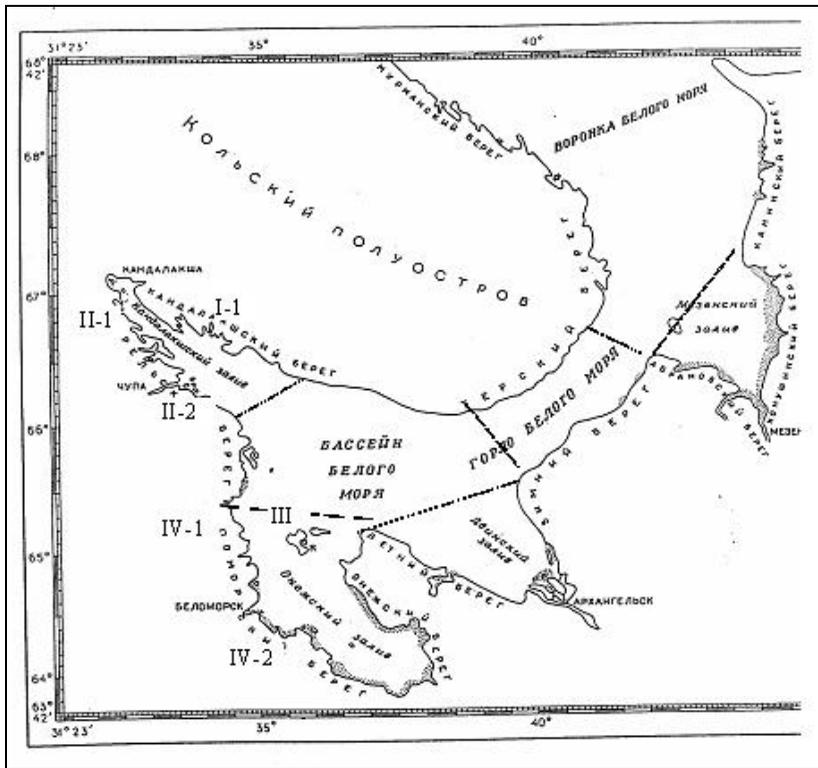


Рис. 1 Карта-схема Белого моря (цифрами обозначены типовые зоны губ и шхерных районов).

Кандалакшский залив

Для него характерны многочисленные глубоко вдающиеся в сушу губы, гранитные берега с почти отвесными скалами. Большинство губ представляют собой глубокие, узкие, затопленные морем долины – фьорды (рис. 1).

Береговая зона Карельского берега сильно расчленена, относится к шхерному типу берегов (Невский и др., 1977)

Исследованы губы: Падан – (в вершину губы впадает маленькая речка), Пильская, Лов (р.Щогуй), Колвица (р.Колвица), Палкина (наиболее крупный приток) – Валас, Белая – (ручьи), Княжая, Ковда (в южную часть губы – р.Ковда), Кузокоцкая (ручьи), Чула (р. Мельничная – в куттовую часть), Никольская (небольшая речка Никольская), Поньгома – (ши-

рокая многоводная р.Поньгома и несколько речек и ручьев), Соностровская система островов и малых губ (в юго-запад. часть – р.Сонрека), Великая Салма (шхерный район), пролив Оборина Салма.

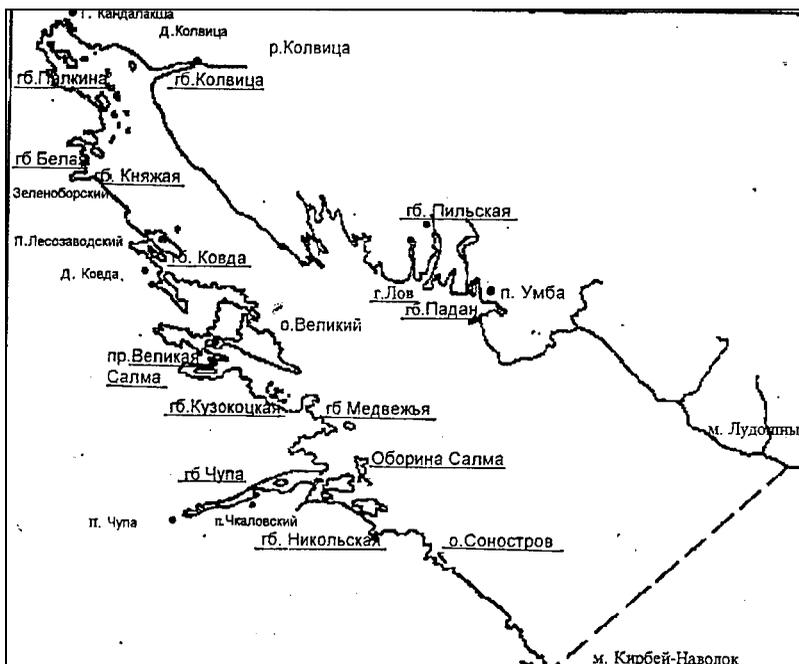


Рис. 2. Карта – схема Кандалякшского залива

Онежский залив

В пределах «собственно» Белого моря Онежский залив является наиболее мелководным районом: почти на всей акватории глубины не превышают 50 м, за исключением небольших участков, в которых глубина достигает 87 м (рис. 2). Рельеф дна залива достаточно сложен, особенно вдоль западных его берегов, где находится великое множество малых островов, луд, корг, отмелей. На рис. 3 показаны исследованные районы.

Поморский берег Онежского залива – один из сложных районов Белого моря, относящийся к шхерному типу. Береговая линия изрезана многочисленными заливами и губами.

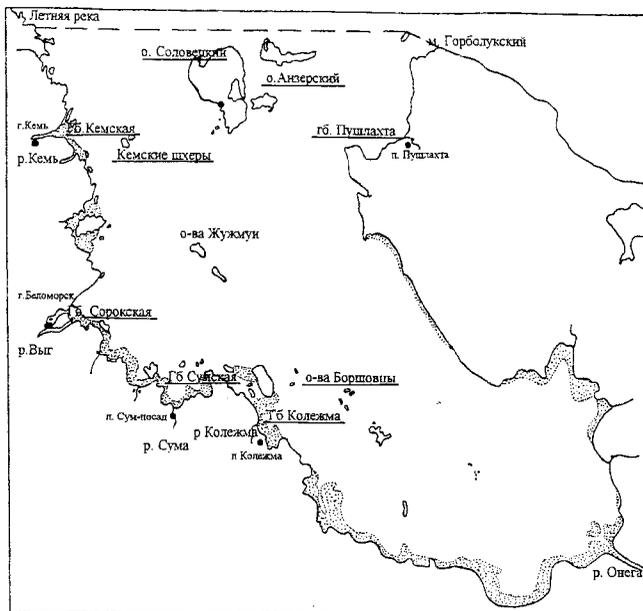


Рис. 3. Карта – схема Онежского залива.

Гидрохимический режим прибрежной зоны

Особенности гидрохимии губ Белого моря и условий их формирования

Формирование гидрохимического режима прибрежных районов и губ в частности их биопродуктивность, определяются: климатическими, геоморфологическими, гидрологическими особенностями прибрежных районов, их положением в пограничных зонах – с материком, динамикой вод – постоянными течениями, приливо-отливными и ветровыми, стратификацией вод, интенсивностью водообмена с открытым морем, речным стоком, а для Белого моря в целом и суровыми климатическими условиями – ледовый режим, короткий вегетационный период.

Исследованные губы соответственно различаются и по гидрохимическому режиму, первичной продуктивности. Анализ в сравнительном аспекте позволил выявить ранговую роль различных факторов в формировании гидрохимического режима и биопродуктивности разнотипных губ, а также классифицировать губы по комплексу системных признаков (Максимова, 1991; Максимова, Чугайнова, 2001).

Воздействие речного стока.

В соответствии с этим на картах прибрежной зоны Белого моря в зонах влияния речного стока хорошо выражены особенно в паводковый период поля повышенных показателей – парциального давления углекислоты, содержания органического вещества, концентраций валовых азота и фосфора главным образом за счет органических соединений, а в сумме в минеральных соединениях азота возрастает доля аммонийного и, наоборот, в зоне опреснения наблюдаются поля пониженных величин солёности, щёлочности, рН, содержания и насыщения вод растворённым кислотом. Карты представлены в работах «Гидрохимия Белого моря» (Максимова, 1991), «Ecosystematic Hydrochemistry of the White Sea» (Maksimova, 2003), а также в атласе (Максимова, 1990).

По данным немногочисленных исследований средних и малых рек на примере Карельского побережья Белого моря в 80-х – 90-х гг. (Феокистов, 2004), химический состав и сток растворённых веществ этих рек по сравнению с результатами исследований 60-х гг.в (Максимова, 1967, 1983) практически не изменился. Вероятно, малые реки региона не испытывают существенного антропогенного воздействия.

Типизация губ Белого моря

Классификация многочисленных, чрезвычайно разнообразных по своим природным условиям губ Белого моря упорядочивает научные знания о них, позволяет установить ранговую зависимость по ряду признаков, а также способствует более целесообразному использованию в целях развития марикультуры. системные материалы исследований позволили разработать классификацию типизацию губ Белого моря по комплексу системных признаков, поскольку тип водоема характеризуется определенным комплексом морфометрических, гидрологических, гидрохимических и гидробиологических признаков и определенной системой и силой функциональных связей между ними. Концепция системной экологии рассматривает водоем как единое целое, как организованную систему, в которой тесно взаимосвязаны все ее элементы. С целью формализации зависимостей между компонентами водных экосистем в настоящей работе использован метод корреляционного анализа; В результате анализа были установлены четыре основных типа губ и шхерных районов Кандалакшского и Онежского заливов. Таблица типовых океанологических характеристик прибрежных районов Белого моря приводится в публикациях М.П. Максимовой, В.А. Чугайновой (2001, 2006).

I тип – фиордовые губы Кандалакшского залива: Падан, Лов, Пильская Колвица, Великая Салма, Чупа.

II тип – шхерные районы Карельского побережья

1 подтип – Палкина, Белая Княжая, Ковда
2 подтип – Кузкоцкая, Медвежья, оборина Салма, Никольская, Соно-
стровская.

III тип – Северные районы Онежского залива (Соловецкие острова, Кемские шхеры)

IV тип – мелководные губы Онежского залива

1 подтип – Кемская, Сорокская

2 подтип – Сумская, Колежма

Резкие типовые отличия свойственны прежде всего губам глубоководного Кандалакшского залива и мелководного Онежского залива.

В глубоководных стратифицированных губах Кандалакшского залива – Великая Салма и Чупа, представлены все три типа водных масс глубоководной части моря: поверхностная, промежуточная, глубинная – последние представлены трансформированными водами баренцевоморского генезиса, проникающие из открытой части Кандалакшского залива, характеризуются и идентичной трехслойной гидрохимической структурой (Максимова, 1991, Maksimova, 2003). Некоторые гидрохимические отличия поверхностных вод глубоководных губ от поверхностных вод открытой части моря обусловлены речным стоком, влияние которого на промежуточные и глубинные слои в этих губах вследствие стратификации не распространяется.

Важнейшими классификационными интегральными показателями, а также трофики и биопродукционного потенциала экосистем, в том числе и губ, являются величины органического вещества ОВ, составляющие его баланса, отражающие роль источников поступления и направленность миграционных процессов ОВ (Максимова, Брусиловский, 2000а,б,в), которые также учитывались. Для губ такими характерными показателями являются соотношение аллохтонного и автохтонного органического вещества в балансе ОВ и уровень сбалансированности продукционно-деструкционных процессов.

Наиболее четкие классификационные признаки отличают губы Кандалакшского залива I и II типов и губы Онежского залива IV типа. Прежде всего это физические характеристики: глубина, скорости течений, прозрачность, удельный речной сток, отнесенный к объему водной массы губы, показателем которого является соленость, и в значительной степени определяемые ими содержание и насыщение вод кислородом, характеристики содержания, распределения и соотношения форм соединений биогенных элементов, а также как результирующая первичная продуктивность и содержание органического вещества.

I, II, IV типы это губы прибрежной зоны, несколько особняком стоит III тип – Соловецкие острова и Кемские шхеры, расположенные соответственно на входе в Онежский залив. Отсюда III тип характеризуется и

наиболее высокой соленостью и скоростями течений, интенсивным перемешиванием вод, насыщенностью кислородом, отсутствием пикноклина, постоянным наличием биогенных элементов, низкими температурами.

Резко противоположными типовыми характеристиками отличается IV тип – губы прибрежной зоны Онежского залива. Для этого типа характерны наименьшие глубины, самая низкая соленость, относительно невысокие скорости течений, хороший прогрев вод, недонасыщение кислородом. Общим с III типом являются только отсутствие пикноклина и постоянное наличие минеральных соединений биогенных элементов.

Типовые различия между губами Кандалакшского залива (I и II типы) менее выражены, чем их отличие от Онежского региона (III и IV типы) и обусловлены, главным образом, морфометрическими особенностями губ и речным стоком, в значительной степени определяющими различия в солености и скоростях течений. Существенным является и расположение губ: подтипа П-1 в северо-западной части Карельского берега, а подтипа П-2 в юго-восточной части, более открытой.

Представленным классификационным типам губ Белого моря соответствуют функциональные связи компонентов экосистемы губ, отраженные в корреляционных матрицах основных характеризующих их параметров. Типовые корреляционные матрицы существенно различаются по характеру и силе связей, выявляя наиболее значимые для каждого типа губ.

Анализ корреляционных матриц показал прежде всего выраженную корреляционную связь всех параметров среды с соленостью, температурой воды, а также с глубиной и отражает генетическую природу и ключевые факторы формирования вод исследованных губ.

В мелководных опресняемых речным стоком губах Онежского залива – Поморский берег (IV тип) корреляционная матрица в целом характеризуется достаточно сильными связями параметров среды. Наиболее опресняемые воды кутовой части губ, куда впадают реки, характеризуются пониженной соленостью и повышенной температурой воды. Фактически все значимые корреляционные связи параметров среды являются положительными с температурой воды – насыщение кислородом, минеральные и органические соединения биогенных элементов, органический углерод, первичная продуктивность и отрицательными с соленостью и глубиной – содержание кислорода и его насыщение, органический углерод, органические соединения биогенных элементов. Характер и сила корреляционных связей показывает существенную роль в формировании гидрхимического режима этих губ речного стока, изобилующего органическим веществом и соединениями биогенных элементов в органической форме. Для водосборных бассейнов этих рек Поморского побережья характерна сильная заболоченность (Максимова, 1983, 1991).

Для глубоководных губ Кандалакшского залива – Кандалакшского (I тип) и Карельского (II тип) берегов – корреляционные матрицы в целом характеризуются менее выраженными корреляционными связями параметров среды сравнительно с губами Онежского залива, что свидетельствует и о меньшей однозначности формирующих факторов среды. И для корреляционных матриц губ Кандалакшского залива, наоборот, характерна отрицательная связь с температурой воды и положительная – с соленостью. Выраженные изменения большинства параметров среды с глубиной в значительной степени обусловлены стратификацией вод, разобщением поверхностного фотического слоя от глубинных вод пикноклином.

Анализ корреляционных матриц глубоководных губ Кандалакшского залива свидетельствует о значимом изменении с глубиной всех параметров среды: значимо повышается соленость и концентрация минеральных форм биогенных элементов, но заметно понижается температура воды, содержание и особенно насыщение кислородом. Можно отметить тенденцию уменьшения с глубиной органического и общего фосфора, а также органического и общего связанного азота. Различия в характере и силе корреляционных связей исследованных параметров среды между губами I и II типов Кандалакшского залива менее выражены, чем их различия с губами IV типа Онежского залива.

Наиболее выражены и характерны корреляционные связи в матрицах отдельных губ, где они не сглажены осреднением. Так, для глубоководной Великой Салмы в матричной корреляции статистически значимы около 70% анализируемых связей параметров среды. Жесткие связи практически всех анализируемых параметров характерны с соленостью, температурой воды и глубиной и показывают генетическую связь вод, расположенных под пикноклином, с глубоководной водной массой Кандалакшского залива. При несомненной важности типологического направления в экологии моря следует отметить и определенные ограничения данной классификации. Очевидно, что границы между отдельными типами, хотя и установленными по комплексу системных показателей, относительно условны, не всегда четко укладываются в типологическую систему, и отдельные признаки могут выходить за пределы крайних в ряду величин того или иного типа.

В губах в зимний период, как и во всем Белом море, значительно увеличивается соленость поверхностного слоя за счет образования льда и уменьшения материкового стока, а соответственно и величины щелочности. Весной и в начале лета поверхностные воды наиболее опреснены вследствие таяния льда и притока с суши талых вод. Максимум воздействия материкового стока приурочен к паводковому периоду май-июнь, минимально воз-

действие речного стока на гидрохимию губ в летний меженный период. Август является периодом наиболее устойчивого, сформировавшегося к середине июля летнего гидрохимического режима губ и меженного стока рек (Максимова, 1963, 1967), а также устойчивым $P/C_{\text{фит}}$ коэффициентом фитопланктона и средними величинами первичной продуктивности, близкими средним за вегетационный период (Федоров, 1977).

Органическое вещество

Важнейшими интегральными показателями трофики и биопродукционного потенциала экосистемы являются характеристики органического вещества. Основа классификации морских экосистем – особенности круговорота углерода, позволяющие классифицировать морские экосистемы как приточные и регенеративные. Приточные экосистемы – прибрежные и особенно эстуарные – обладают наиболее полезным биопродукционным потенциалом (Хайлов, 1986).

Для установления классификационной принадлежности морских экосистем необходимы исследования как приходной и расходной частей баланса ОВ, так и внутриводоемных процессов – первичного синтеза органической материи, бактериальной деструкции ОВ, сбалансированности продукционно-деструкционных процессов. Наиболее продуктивными являются водные экосистемы, в которых сочетаются интенсивный приток и интенсивный круговорот вещества и энергии губы (Максимова, 1991; Maksimova, 2003). В настоящей работе органическому веществу отводится приоритетная роль. Следует подчеркнуть, что углеродный цикл функционально связан с карбонатной системой, кислородным режимом, биогенными элементами.

Органический углерод в воде разнотипных губ Белого моря – Великая Салма, Чула, Поньгома, Кемская, Сорокская, Сумская, Колежма – определялся в 1987 г. (Максимова, 1991; Максимова, Владимирский, 1990).

Концентрация органического углерода в летний период изменяется в широких пределах как в разнотипных, так и в отдельно взятых губах – по акватории и глубинам от 3,5 до 10 мг Сорг/л, при наиболее высоком содержании в мелководных средневзвешенная > 5–6 и пониженном – в глубоководных губах средневзвешенная < 4,5 мг Сорг/л. Характерно возрастание Сорг по мере приближения к вершинам губ и устьям рек и понижение – с глубиной. В глубоководных стратифицированных губах – Великая Салма, Чула – при доминантной закономерности уменьшения концентрации Сорг с глубиной четко выражено увеличение в слое пикноклина, иногда превышавшее концентрацию Сорг поверхностных вод. Увеличение концентрации органического вещества в слое скачка плотности связано с замедленным в нем опусканием органической взвеси.

Подробные сведения об органическом углероде в губах Белого моря, формировании состава органического вещества (аллохтонного и автохтонного), первичной продуктивности и сбалансированности продукционно-деструкционных процессов представлены в публикациях М.П. Максимовой (1991); М.П. Максимовой, С.А. Владимирского (1990).

Антропогенное нарушение экосистемы сказывается прежде всего в нарушении углеродного цикла и разбалансированности продукционно-деструкционных процессов, так как углерод является наиболее технофильным элементом (Максимова, 1987, 1991, Maksimova, 2003). Для Белого моря в современный период интенсивного антропогенного воздействия проблема углеродного цикла приобретает особую остроту, вследствие того, что профилирующая промышленность региона – лесозаготовительная, деревообрабатывающая, целлюлозно-бумажная – поставляет стойкое к окислению органическое вещество лигнино-гумусового комплекса, что в условиях сурового климата с затрудненной способностью к самоочищению представляет угрозу для экосистемы и требует серьезного изучения. Для прибрежной зоны моря, особенно для губ, этот фактор наиболее актуален, так как в устьях рек, впадающих в губы, в основном и расположены населенные пункты и промышленные комплексы.

Следует отметить, что по результатам исследований (Максимова, 1991, Maksimova, 2003) в Белом море установлено увеличение концентрации органического вещества вследствие интенсивного антропогенного воздействия по сравнению с фоновым периодом конца 50-х гг.: в поверхностной водной массе (ПВМ) – на 40%, в промежуточной (ПрВМ) – на 20%, в глубинной (ГВМ) – около 10%. Содержание органического углерода в фоновый период составляло (средневзвешенные величины мг Сорг/л): ПВМ – $3,40 \pm 0,34$, ПрВМ – $3,14 \pm 0,29$, ГВМ – $3,06 \pm 0,14$; в период интенсивного антропогенного воздействия оно возросло соответственно: в ПВМ – $4,68 \pm 0,13$, ПрВМ – $3,85 \pm 0,14$; ГВМ – $3,32 \pm 0,14$. В водах губ в фоновый период содержание органического углерода, к сожалению, не определялось.

В воде крупных рек Северная Двина, Онега и средних – Выг, Кемь, впадающих в Белое море, существенно возросла концентрация органического вещества под воздействием промышленной и муниципальной деятельности. Органический сток Северной Двины в 1969–1978 гг., составивший 3,48 млн т ОВ, возрос по сравнению с концом 50-х гг. (2,80 млн т ОВ) на 25% (Кузнецов, 1981).

Более значительное возрастание содержания органического вещества в поверхностных водах Белого моря, особенно в прибрежной зоне за счет антропогенного воздействия, по сравнению с водами речного стока обу-

словлено двойным воздействием – за счет приноса реками антропогенного ОВ, а также биогенных элементов, и, как следствие, возрастания первичной продуктивности в море. Можно отметить, что Белое море по первичной продуктивности постепенно перемещается из олиготрофного типа в мезотрофный.

Формирование состава органического вещества в губах происходит в основном в результате взаимодействия первичного автохтонного ОВ, продуцируемого фитопланктоном, в меньшей степени – макрофитами и аллохтонного терригенного ОВ, поступавшего с речными водами (Максимова, Владимирский, 1990; Максимова, 1991; Maksimova, 2003). Средний показатель органического стока рек Белого моря – около 10 т/км²/год. Первичная продуктивность оценивается для разнотипных губ порядка 10–45 г С/м²/год, при вероятной межгодовой изменчивости от – 55 до +80% от средней величины. В открытой стратифицированной части глубоководных губ фьордового типа в летний период продуктивность фитопланктона может ограничиваться питательными солями, в первую очередь минеральными соединениями азота из-за их истощения в фотическом слое и замедленной минерализации. В мелководных губах, хорошо перемешиваемых до дна, особенно с большим речным стоком, продуктивность фитопланктона ограничивается фактором освещенности вследствие мутности вод. В годовом балансе органического вещества мелководных, подверженных сильному воздействию речного стока губ преобладает аллохтонное органическое вещество терригенного генезиса над автохтонным в десятки и сотни раз; в губах с малым речным стоком – в несколько раз. В глубоководных губах фьордового типа, с небольшим речным стоком, терригенное ОВ в балансе органического вещества лишь незначительно превалирует над автохтонным, а в некоторых, возможно, и уступает ему. При интенсивном водообмене губ со смежной акваторией моря вынос органического вещества превышает поступление с компенсационным течением. Превалирующая роль в водах губ терригенного ОВ над автохтонным подтверждается отрицательной корреляционной связью распределения органического углерода с соленостью $r = -0,83 \pm 0,07$; $p = 0,96$ и лишь слабой связью с первичной продуктивностью $r = 0,28 \pm 0,19$; значимой только при $p = 0,70$ (Максимова, 1991; Maksimova, 2003).

По расчетам баланса органического вещества (Максимова, 1978, 1991) специфичность Белого моря – прежде всего в превалировании терригенного ОВ, поставляемого реками, стойкого к биохимическому окислению (2,68 млн т Сорг); уступает ему автохтонное ОВ, продуцируемое фотосинтезирующими организмами (около 1,75 млн т) и ОВ, вносимое из Баренцева моря при водообмене (2,00 млн т). Расчетные данные баланса ОВ и обоснования его составляющих смотри в вышеупомянутых работах.

Первичная продукция. Бактериальная деструкция и сбалансированность продукционно-деструкционных процессов

Первичная продуктивность (ПП) фитопланктона в прибрежных районах Белого моря определяется совокупностью факторов, роль которых может меняться в сезонном и региональном аспектах. В разнотипных губах продуктивность фитопланктона контролируется сложным комплексным влиянием и соотношением таких факторов среды, как морфометрия – открытость или относительная замкнутость губ, общая глубина, рельеф дна, соленость, температура, стратификация вод и глубина залегания пикноклина, освещенность, интенсивность ветрового и приливного перемешивания вод, биогенные элементы (БЭ), а в мелководных опресняемых губах – повышенная мутность вод и светопоглощение, обусловленное взвесью, вносимой реками и взмучиванием донных осадков на мелководье. Уровень сбалансированности в поверхностных водах продукционно-деструкционных процессов показывает соотношение суточных величин первичной продуктивности и биохимического потребления кислорода (ПП/БПК₁).

В летний период в результате расходования БЭ фитопланктоном и разобщения в условиях стратификации от нижележащих вод, богатых БЭ, может возникнуть дефицит питательных солей и лимитирование ими ПП, особенно в высокоширотных водоемах, где регенерация БЭ в условиях низких температур замедлена (Максимова, 1977а,б). В Белом море определяющие первичную продуктивность факторы среды установлены статистически методом главных компонент (Максимова, 1985). Фотический слой в Белом море в среднем составляет 10 м. Максимум первичной продукции, как правило, приурочен к поверхности и не заглубляется более 2,5–5 м. Впервые продуктивность фитопланктона и деструкция органического вещества в губах Кандалакшского и Онежского заливов были измерены в августе 1987 г (Максимова, 1991). Данные по ПП губ можно аппроксимировать как средние для вегетационного периода, так как исследования проводились в августе – период биологического лета, когда, как установлено эмпирически (Федоров, Бобров, 1977), продуктивность фитопланктона близка к среднесуточной за все время вегетации. По ПП Белое море в целом можно отнести к переходному типу – от олиготрофного к мезотрофному (Максимова, 1991, Maksimova, 2003). ПП разнотипных губ Белого моря варьирует в довольно широких пределах., а прибрежных районов Онежского залива существенно выше по сравнению с районами Кандалакшского з-ва. Глубоководные районы Кандалакшского залива Великая Салма и Чупа по уровню ПП несколько уступают мелководным губам Онежского залива, несмотря на стратификацию в их глубоководной части, а также боль-

шую прозрачность и толщину фотического слоя. В среднем, по имеющимся данным, ПП губ Великая Салма и Чупа близка $100 \text{ мг С/м}^3/\text{сут}$ ($200 \text{ мг С/м}^2/\text{сут}$), при варьировании для отдельных станций в пределах $53\text{--}193 \text{ мг С/м}^3/\text{сут}$ ($113\text{--}407 \text{ мг С/м}^2/\text{сут}$). В Великой Салме отмечено повышение продуктивности в водах стратифицированной глубоководной части $>100 \text{ мг С/м}^3/\text{сут}$ и понижение в перемешанных прибрежных водах $<100 \text{ мг С/м}^3/\text{сут}$. Слой эффективного фотосинтеза в открытой глубоководной части этих районов варьируется в пределах от 5 до 10 м. В мелководной прибрежной зоне глубина его уменьшается до 2–3 м. Величины ПП в губах Кандалакшского залива: Пильская, Палкина, Кузокоцкая, Соностров близки – порядка $60\text{--}100 \text{ мг С/м}^3/\text{сут}$ ($130\text{--}200 \text{ мг С/м}^2/\text{сут}$). Слой эффективного фотосинтеза около 10 м при глубине примерно 20 м.

Наиболее высокой первичной продуктивностью отличаются мелководные губы Онежского залива с глубинами в пределах 10–15 м, для которых характерны интенсивное перемешивание вод до дна, малая прозрачность в пределах 0,5–1,5 м и толщина фотического слоя 1–5 м. Несмотря на интенсивное перемешивание и вынос планктона из фотического слоя, клетки фитопланктона из-за малых глубин не теряют жизнеспособности, зато фактор перемешивания вод, очевидно, обуславливает лучшее обеспечение питательными солями.

ПП губ Онежского залива обычно более $100 \text{ мг С/м}^3/\text{сут}$ ($>200 \text{ мг С/м}^2/\text{сут}$) и в среднем по губам составляет около $120\text{--}150 \text{ мг С/м}^3/\text{сут}$ ($250\text{--}300 \text{ мг С/м}^2/\text{сут}$), при варьировании на отдельных станциях в весьма широких пределах – от минимальной $10 \text{ мг С/м}^3/\text{сут}$ ($23 \text{ мг С/м}^2/\text{сут}$) в мутных водах эстуария р. Кеми в центральной части и на входе в губу $60\text{--}70 \text{ мг С/м}^3/\text{сут}$ ($130\text{--}145 \text{ мг С/м}^2/\text{сут}$), до максимальной в центральной части губы Сорокской – $375 \text{ мг С/м}^3/\text{сут}$ ($789 \text{ мг С/м}^2/\text{сут}$). В мелководных губах: Сумской и Колежме ПП в пределах $130\text{--}225 \text{ мг С/м}^3/\text{сут}$ ($170\text{--}470 \text{ мг С/м}^2/\text{сут}$), для этих губ можно отметить тенденцию некоторого повышения ПП в их центральных частях.

Для Троицкой губы, пролива Печаковская Салма Соловецкие острова, Пушлахте и в Соностровской наиболее высокая ПП весной (май–первая половина июня) в зависимости от климатических условий года и снижена летом и осенью. В Троицкой губе весной (май–июнь) $145\text{--}220 \text{ мг С/м}^3/\text{сут}$ ($300\text{--}470 \text{ мг С/м}^2/\text{сут}$), летом (июль–август) – около 100, осенью (сентябрь) – примерно $50 \text{ мг С/м}^3/\text{сут}$. В 1990 г. в проливе Печаковская Салма ПП составляла весной в среднем около $100 \text{ мг С/м}^3/\text{сут}$ при варьировании $5\text{--}333$; летом – $30\text{--}145 \text{ мг С/м}^3/\text{сут}$, средняя – около 40, осенью средняя примерно 25 (20–48). В губе Пушлахта в прибрежной мелководной зоне с густыми зарослями макрофитов в 1989 г. ПП в мае – 106, июне – 520,

июле – 325, августе – 270 мгС/м²/сут. В районе Сонострова в 1990 г. максимальная ПП зарегистрирована в первой половине июня (около 300 мгС/м³/сут).

Деструкция органического вещества и сбалансированность продукционно-деструкционных процессов

Деструкция органической материи в основном связана с бактериальными процессами, несколько ускоренными за счет метаболизма гидробionтов. Различия в интенсивности и степени сбалансированности продукционно-деструкционных процессов по районам Белого моря обусловлены комплексом взаимодействующих факторов: биомасса и таксономический состав фитопланктона и бактериопланктона и их физиологическое состояние; условиями среды – температурой, интенсивностью падающей и проникающей солнечной радиации, обеспеченностью питательными солями; концентрация и биохимический состав растворенного и взвешенного органического вещества, его генетическая природа и степень трансформации. Уровень сбалансированности в поверхностных водах продукционно-деструкционных процессов показывают соотношения суточных величин первичной продуктивности и биохимического потребления кислорода ПП/БПК₁ (Максимова, 1991).

Впервые синхронно продукционно-деструкционные процессы в разнотипных губах Белого моря исследованы в 1987 г (Максимова, 1991, Macsimova, 2003). Как показали эти исследования, в суровых природных условиях Белого моря даже в летний период, в относительно прогретых поверхностных водах круговорот ОВ замедлен. В поверхностных водах губ Кандалакшского и Онежского заливов в августе 1987 г. на окисление ОВ БПК₁ *in situ* кислород расходовался в пределах 0,12–0,60 мг/л/сут, что соответствует окислению органического вещества, выраженного в углеводе (0,05–0,25 мг С/л, и составлял 1–2% ОВ, растворенного в воде. Наиболее часто встречались величины БПК₁ *in situ* в пределах 0,20–0,30 мгО/л/сут, или 0,075–0,11 мг С/л.

Поверхностные воды мелководных губ Онежского залива: Сорокской, Сумской, Колежмы – характеризовались весьма близкими показателями суточных величин БПК, со средней величиной БПК₁ = 0,30 мг О/л/сут при предельных значениях 0,24–0,35 мг О/л. Мало отличались по показателям БПК₁ и поверхностные воды глубоководных районов Кандалакшского залива: Великая Салма – БПК₁ 0,24–0,60 мгО/л, или 0,090–0,225 мгС/л и Чупа – БПК₁ в пределах 0,24–0,27 мгО/л, или 0,079–0,101 мгС/л. Наименьшие величины БПК₁ свойственны поверхностным водам губы Кемь (0,12–0,17 мгО/л), что обусловлено преобладанием стойкого к биохимическому окислению терригенного гумуса, вносимого водами р. Кемь, при

низкой ПП фитопланктона, особенно в вершине губы. Характерно снижение деструкционных процессов ОВ от вершин губ к внешнему краю.

В поверхностных водах исследованных районов в целом величины соотношения ПП/БПК₁ возрастают от опресняемых речным стоком вершин губ к центральной части и далее к выходу из губы. Особенно четко эта закономерность в соотношении продукционно-деструкционных процессов проявлялась в Великой Салме: на мелководных станциях процессы деструкции в 2–3,5 раза интенсивнее первичного синтеза ОВ, в сравнительно глубоководной части – в 1,3 раза, в центральной части продукционные процессы в поверхностных водах уже превышали деструкционные в 1,5, а на входе – в 2,5 раза. В мелководных открытых губах продукционно – деструкционные процессы в среднем близки к сбалансированности, величины соотношения в основном в пределах 0,9–1,4, а также характерно возрастание величин соотношения от вершин губ к внешнему краю (Максимова, 1991).

Если рассматривать сбалансированность продукционно-деструкционных процессов ОВ в летний период во всей толще вод, то они относительно сбалансированы лишь в самых мелководных губах (Сумская, Коллежма); в толще вод глубоководных губ, в которых фотосинтетический слой мал по отношению к деструкционному, деструкция органического вещества значительно превалирует над первичным синтезом органической материи летом в глубоководной части – в 10–20 раз, в прибрежной мелководной – в 2,5–10 раз.

В годовом аспекте в балансе органического вещества всех исследованных губ безусловно преобладает деструкция ОВ над фотосинтезом ОВ, что обусловлено и коротким вегетационным периодом. Превалирование деструкции органического вещества над его синтезом в балансе органического вещества губ компенсируется поступлением аллохтонного ОВ с материка (Максимова, Владимирский, 1990; Максимова, 1991; Maksimova, 2003).

Как показали исследования в августе 1989 г., соразмерные величины БПК₁ отмечены в губах Троицкая (0,09–0,47 мгО/л) и Пушлахта (0,10–0,28), несколько большие в районе Сонострова (0,29–1,0) и Печакловская Салма (0,35–1,0). Коэффициент ПП/БПК₁ подвержен сезонным изменениям в зависимости от конкретных условий. В районе Соловецких островов это отношение менялось в широких пределах, приближаясь к сбалансированности в августе. В губах Кандалакшского залива – Пильской, Палкиной, Кузокоцкой – в августе соотношения ПП/БПК также были близки к единице (от 0,89 до 1,10). В районе Сонострова за весь период исследований деструкционные процессы превалировали над продукционными.

Таким образом, в летний период только в мелководных губах Белого моря, с глубинами 10 м, фотосинтез ОВ несколько превышал в среднем в 1,5 раза его

деструкцию и соответственно выделение кислорода при фотосинтезе превышало его потребление на окисление ОВ. В губах со средними глубинами, близкими к 20 м, деструкция превалировала над первичным синтезом органической материи в 2–5 раз, а потребление кислорода – над его выделением при фотосинтезе. В глубоководных губах с глубинами 50 м и более деструкция ОВ в 10–20 раз превышала синтез ОВ.

Кислородный режим

Содержание кислорода и интенсивность водообмена являются одними из важных факторов, характеризующими экосистемы прибрежных районов. Возникновение зон дефицита кислорода неблагоприятно влияет на гидробионтов и всю экосистему в целом. Насыщенность поверхностного слоя кислородом и его абсолютное количество снижаются от весны к лету и осени. Слой эффективного фотосинтеза, пресыщенный кислородом, ограничен 15-метровым горизонтом, но наиболее часто не превышает 5 м, наибольшей толщины он достигает в весенний период, уменьшается летом и практически исчезает осенью.

Максимум растворенного кислорода в Белом море наблюдается в весенний период, что связано с цветением фитопланктона. Так, например, во всех губах Кандалакшского залива насыщенность вод кислородом в мае в среднем составляла 108–115%. Весной в районе Соловецких островов губа, Троицкая, насыщение кислородом достигало 140–200%. В Печачковской Салме в мае-июне в разные годы насыщенность вод кислородом составляла 130–150%.

Сезонная динамика растворенного кислорода представлена на примере г. Троицкой по декадам (Рис.4):

Содержание кислорода в губах Кандалакшского залива – Лов, Пильская, Колвица, Палкина, Княжая, Ковда, Кузокоцкая, Никольская, Обори на Салма – в конце мая 1990 г варьировало в весьма узких пределах: в поверхностном слое 7,95–9,2, в придонном слое 7,2–8,9 мл/л при глубинах губ 10–30 м. Насыщение кислородом на поверхности составляло 101–118% (преимущественно 110–115 мл/л), в придонном слое – 84–112% (в основном более 90%). Слой пересыщения кислородом – 5–15 (преимущественно 5–10 м) при температуре поверхностных вод 3–6,4° С, придонных – -0,7 – +2,2° С.

Процессы фотосинтеза интенсифицируются в поверхностных слоях и постепенно затухают с глубиной. На относительно мелководных станциях – в Ковде, Кузокоцкой, Пильской, где глубины не превышают 14 м, вся толща воды равномерно прогрета и насыщена кислородом. На более глубоководных станциях слой температурного скачка мешает перемешиванию вод, поэтому ниже слоя скачка они недонасыщены кислородом.

Необходимо отметить, что на этих станциях пересыщен кислородом более тонкий (до 5–10 м) слой воды. Но даже на глубине 25–30 м насыщенность водной массы кислородом составляла 84–90%.

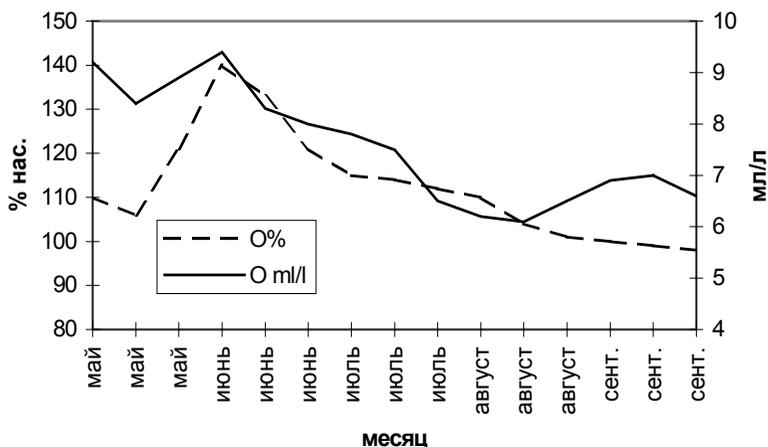


Рис. 4. Сезонная динамика содержания кислорода в губе Троицкой в 1986 г.

Летние месяцы (июль–август) – характеризуются несколько пониженным содержанием кислорода, так как наблюдаются резкая вертикальная стратификация вод по температуре, истощение питательных солей, ограничивающих развитие фитопланктона, и выедание фитопланктона развивающимися зоопланктонными организмами, являющимися в то же время и потребителями кислорода (Чугайнова, 1995).

Летние концентрации кислорода (исследования проводились в июле–августе) различны для отдельных районов моря: так, в прогреваемых, хорошо перемешиваемых водах мелководных губ и прибрежных районов Онежского залива – Кемская, Сорокская, Сумская, Колежма, Троицкая, Печаковская Салма, Кемские шхеры, Боршовцы; а также в поверхностных водах губ Кандалакшского залива – Падан, Пильская, Лов, Колвица, Палкина, Белая, Княжая, Ковда, Кузокоцкая, Медвежья, Никольская, Оборина Салма, Соностровская – содержание кислорода – в среднем 97–98% насыщения, в относительно глубоководных районах Кандалакшского залива оно не превышает 90%. В северных районах Онежского залива – Кемские шхеры, Соловки, гб. Троицкая – насыщенность воды кислородом нередко составляла более 100% весь весенне–летний период.

Осенью (в сентябре–октябре) в исследованных районах содержание кислорода остается на уровне августа или же немного понижается. В

шхерных районах Кандалакшского и Онежского заливов наблюдается выравнивание содержания кислорода по всей толще воды. В целом же в исследованных районах осенью наблюдается недонасыщенность вод кислородом.

Сильное охлаждение поверхностного слоя зимой влечет за собой возникновение конвекционных токов, и к марту вся толща воды губ оказывается равномерно охлажденной. Это время является периодом наибольшего единообразия всех гидрохимических факторов от поверхности до дна, что в полной мере относится и к кислороду.

В труднодоступный для исследований зимний период (март 1990 г.) содержание кислорода измерялось в Соностровской губе и Печаковской Салме при отрицательной температуре воды $-1,1 - -1,4$ °С. В Соностровской губе содержание кислорода на поверхности составляло 7,9–8,02 мл/л (87–91%), в придонных водах на глубине 12–25 м 8,0–8,3 мл/л (86–92%). В водах Печаковской Салмы кислорода 7,95–8,69 мл/л и 92–100% насыщения.

Особенно резки сезонные и суточные колебания количества растворенного в воде кислорода в прибрежной зоне Белого моря, богатой зарослями макрофитов и отложениями органических остатков в грунтах. Эти колебания обусловлены главным образом наличием большой концентрации растворенного в воде органического вещества и интенсивно идущим процессом фотосинтеза (Кузнецов, 1960).

Суточная динамика растворенного кислорода представлена на примере губы Троицкой. Более подробно об этом в работе М.П. Максимовой, В.А. Чугайновой, 2006. (рис. 5).

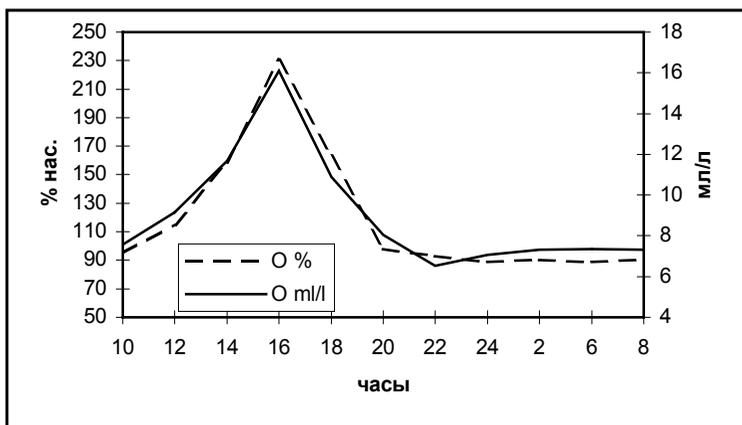


Рис.5. Суточный ход изменения кислорода в прибрежной зоне губы Троицкой 2–3 июня 1987 г.

Биогенные элементы

Минеральные формы биогенных элементов

Следует отметить, что значительная часть биогенных элементов фосфора и особенно азота в водах губ Белого моря входит в состав органических соединений, что обусловлено, особенно в опресняемых губах, поступлением БЭ с гуминифицированными речными водами в основном в форме органических соединений, а также слабой минерализацией ОВ вследствие низких температур. По данным М. П. Максимовой (1978), около 90% азота в Белом море представлено органическими соединениями и только 10% – минеральными, а более легко минерализующегося фосфора 40% – органическими и 60% – минеральными. В губах доля органических соединений азота и фосфора еще более высока.

Пространственное распределение биогенных элементов в Белом море определяется главным образом динамикой вод. Горизонтальная циркуляция является основным механизмом перераспределения БЭ по акватории. Воды речного стока богаче поверхностных морских вод биогенными элементами особенно Si и N, соответственно и зоны, подверженные их воздействию, характеризуются полями повышенных концентраций этих элементов, хорошо отраженных на картах (Максимова, 1990, 1991).

Корреляционный анализ показал, что в губах Онежского залива содержание биогенных элементов связано прежде всего с величиной и гидрхимическим составом материкового стока, в глубоководных губах Великая Салма, Чупа – со стратификацией водных масс, в губах Карельского берега играют роль оба фактора.

Доминантная закономерность в распределении неорганических форм БЭ (фосфатов, нитратов, кремнекислоты по вертикали) в губах Кандакшского залива – возрастание их концентраций с глубиной, в глубоководных губах Великая Салма – с максимумом в глубинных водах, генетически связанных с баренцевоморскими водами. Аммонийный азот приурочен к поверхностным водам, нитритный наблюдается как в поверхностных водах губ, так и в слое скачка плотности.

В прибрежных районах и губах Онежского залива вследствие их мелководности и интенсивного перемешивания вод за счет приливо-отливных течений наблюдается более однородное распределение БЭ по вертикали.

Азот-минеральные соединения. В Белом море в 80-е гг. сравнительно с 60-ми в связи с увеличением антропогенного воздействия изменилось соотношение минеральных форм азота: возросла доля аммонийного (около 30%) и нитритного (примерно 7% азота), а нитратного соответственно уменьшилась (приблизительно 60%). Распределение минеральных и органических соединений азота и фосфора в Белом море в «фоновый» период и во время интенсивного антропогенного воздействия представлено на

сезонных картах, на которых отчетливо выделяются поля повышенных концентраций биогенных элементов, особенно органических соединений азота, а из минеральных – аммонийного в зонах, подверженных влиянию речного стока (Максимова, 1990, 1991). Для губ данные «фонового» периода отсутствуют, но надо полагать, что доля БЭ антропогенного генезиса также возросла.

Максимум аммонийного азота обычно приурочен к поверхностным водам заливов. В губах Онежского залива распределение аммонийного азота более равномерно. Содержание нитратного азота обычно возрастало с глубиной. В прибрежных районах и губах Кандалакшского залива в конце июля – августе в десятиметровом поверхностном слое нитраты отсутствовали или находились в следовых концентрациях. Сезонные изменения в содержании NO_3 практически одинаковы для всех районов Онежского залива. В фотической зоне губ от предвесенних концентраций нитратов порядка 8–12 мкг-ат/л, к июлю–августу их содержание понижается нередко до 0, что объясняется почти полным потреблением нитратов фитопланктоном. К осени в фотическом слое начинается накопление NO_3 и в сентябре – октябре их содержание достигает 6–8 мкг-ат/л за счет уменьшения фотосинтетической деятельности, а также вследствие процессов регенерации. Межгодовые изменения содержания нитратов также значительно варьируют. Так, например, в губах Кандалакшского берега – Лов, Падан, Пильской, Колвице, а также в Палкиной – количество NO_3 в августе 1988 г. было гораздо меньше, чем в августе 1989 г., что по-видимому связано с климатическими особенностями этих лет.

Средние значения содержания нитратов в районах Онежского залива близки к таковым для губ Карельского берега, но необходимо отметить, что в губах Онежского залива нитраты исключительно редко потребляются полностью.

В сезонном аспекте ход изменения нитратов аналогичен вышеописанному для губ Кандалакшского залива: от 9–14 мкг-ат/л весной до 0,4–0,5 мкг-ат/л в фотическом слое в июле–августе. Осенью происходит его накопление.

Нитритный азот обнаружен почти повсеместно. В губах фьордового типа – Пильской, Падан, Лов, в вершины которых впадают реки, максимум нитритов наблюдался в поверхностном горизонте в кутовых частях губ. В сравнительно открытых районах – Ковда, Кузкоцкая, Медвежья, Оборина Салма – содержание нитритов было равномерным до глубины 15–20 м и увеличивалось ко дну.

В Онежском заливе, особенно в губах Поморского берега (Сумская, Колежма, Сорокская, Кемская), отмечались максимальные концентрации NO_2 (до 0,6 мкг-ат/л), почти на порядок выше, чем в Кандалакшском заливе. В толще вод нитриты распределялись равномерно и увеличивались лишь в поверхностном горизонте в кутовых частях губ.

Отсутствие в воде нитратов и нитритов в некоторых районах в летний период позволяет предположить, что продуктивность базируется на аммонийном, а также на органическом азоте как в результате его минерализации, так и за счет использования фитопланктоном органических веществ: аминокислот и мочевины (Максимова, 1991).

Фосфаты. Режим фосфатного фосфора в Белом море в общих чертах сходен с нитратным азотом: концентрация фосфатов в фотическом слое понижается от начала вегетационного периода к лету (от 0,50–0,95 мкг-ат/л в апреле до следовых концентраций, а нередко и до нуля в июле-августе) и вновь увеличивается с затуханием жизнедеятельности фитопланктона в осенний период (до 0,40 мкг-ат/л).

Летом наиболее резко выражена стратификация вод по фосфатам, и разность концентраций между поверхностью и дном может быть значительной, как, например, в относительно глубоководных губах (Колвица, Великая Салма, Чула). Содержание фосфатов увеличивалось в слое температурного скачка, максимум на глубине 20 м составлял около 10 мкг-ат/л. К осени наблюдалось повсеместное накопление фосфатов и выравнивание их содержания по вертикали. В прибрежных районах Онежского залива распределение фосфатов, как и других БЭ, более однородно, и они были выявлены повсеместно. За 10-летний период наблюдений только в отдельных случаях фосфаты не обнаружены. В среднем количество фосфатов в течение лета оставалось высоким (0,34–0,50 мкг-ат/л), минимальные значения (0,21 мкг-ат/л) – в Печаковской Салме, максимум (0,64 мкг-ат/л) – у Боршовцов.

Содержания фосфатов в губах Кандалакшского залива приблизительно одного порядка. Небольшое увеличение наблюдалось в отдельных губах (Пильская, Лов, Палкина, Белая). В прибрежных районах Онежского залива средние значения неорганического фосфора значительно превышают их содержание в губах Кандалакшского залива, что определяется в первую очередь объемом речного стока.

Большую роль в перераспределении БЭ в губах Кандалакшского залива играет штормовая погода, вызывающая подток глубинных вод, обогащенных биогенными элементами. В Онежском заливе такие процессы проявляются менее отчетливо (Чугайнова, 1990).

Органический азот и фосфор

В содержании и распределении органического азота и фосфора в прибрежных районах Кандалакшского и Онежского заливов имеются существенные различия. В глубоководных стратифицированных губах Кандалакшского залива наблюдается дифференциация распределения $N_{\text{орг}}$ и $P_{\text{орг}}$ в водных массах разного генезиса. В поверхностных водах глубоководных губ Кандалакшского залива (Великая Салма и Чула) основной формой азота является органическая: $N_{\text{орг}}$ составляет 80–97%, 18,0–33,0 мкг-ат/л от общего содержания; доля $P_{\text{орг}}$ –

60–100% (0,14–0,93 мкг-ат/л). Максимальные концентрации $N_{\text{орг}}$ (52,4 мкг-ат/л) и $P_{\text{орг}}$ (1,26 мкг-ат/л) наблюдались в слое скачка плотности. В придонных водах обнаружены минимальные значения и доля их снизилась до 2–70% (2,0–10,0 мкг-ат/л) $N_{\text{орг}}$ и 5–40% (0,10–0,18 мкг-ат/л · $P_{\text{орг}}$), что связано с генетической природой глубинных вод, обедненных ОВ, а также с продукционными процессами, идущими в поверхностных слоях воды. В относительно мелководных районах Кандалакшского залива (губах Падан, Колвица, Княжая, Ковда, Кузокоцкая, Соностровская) изменение содержания органических азота и фосфора по вертикали более равномерно, но максимум в стратифицированных районах тоже приурочен к слою скачка: 50–90% (0,24–0,33 мкг-ат/л) $N_{\text{орг}}$ и 30–80% (0,13–1,28 мкг-ат/л) $P_{\text{орг}}$, в придонном горизонте: 8–60% (0,24–0,33 мкг-ат/л) $N_{\text{орг}}$ и 2–20% (0,07–0,70 мкг-ат/л) $P_{\text{орг}}$.

Мелководные губы Онежского залива, особенно Кемская и Сорокская подвергаются влиянию стока крупных рек – Кемь и Выг. Большой объем речного стока порядка 10 км³/год в каждую губу и выноса органического вещества (250–350 тыс.т в год), а также сильное антропогенное воздействие определяют повышенное содержание органических соединений азота и фосфора, особенно в кутовой части Сорокской губы: 37 мкг-ат N/л и 0,78 мкг-ат P/л.

Несмотря на то что реки, впадающие в губы Сумская и Колежма относительно небольшие, воздействие их вследствие мелководности губ (3–7 м), более заметно, чем рек Выга и Кемь. Величины $N_{\text{орг}}$ и $P_{\text{орг}}$ на устьевой станции в губе Сумская достигали 69,9 мкг-ат N/л и 0,8 мкг-ат P/л, максимальные значения в губе Колежма были зафиксированы в центральной части губы – 67,3 мкг-ат N/л и 0,7 мкг-ат P/л. На севере Онежского залива содержание органического азота и фосфора в губах более однородно и распределены они равномерно.

В целом в поверхностных водах губ Кандалакшского залива концентрации органического азота варьируют в пределах 2–36 мкг-ат/л при средней 23,3 мкг-ат/л, $P_{\text{орг}}$ – в пределах 0–0,93 мкг-ат/л, средняя 0,41 мкг-ат/л; в поверхностных водах губ Онежского залива – органический азот – 12–50 мкг-ат/л при средней 29,6 мкг-ат/л, $P_{\text{орг}}$, 0–1,16, средняя 0,26 мкг-ат/л.

Таким образом, распределение органического азота и фосфора в прибрежных районах Кандалакшского залива определяется в основном фотосинтезирующими организмами (фитопланктоном) и стратификацией вод. В районах Онежского залива – преимущественно степенью воздействия речного стока, что и обусловило приуроченность наиболее высоких концентраций к вершинам заливов и поверхности вод.

Корреляционный анализ связей компонентов экосистемы губ

В водах губ Кандалакшского залива содержание биогенных элементов тесно связано с изменениями температуры и насыщенности кислородом –

отрицательная связь, солености – положительная связь. Если рассматривать в сравнении шхерные районы Карельского берега и фьордовые губы Кандалакшского, очевидно, что в районах Карельского берега с глубиной увеличиваются соленость, содержание неорганических форм биогенных элементов, уменьшаются температура, концентрация валового азота и фосфора, кислорода. Выявлена достоверная положительная связь между валовым азотом и фосфором, нитратами и фосфатами. В фьордовых губах, более подверженных влиянию речного стока, зависимость от глубины содержания валового азота и фосфора не обнаружена.

В стратифицированных водах относительно глубоководных районов – Великая Салма и Чула – также наблюдается наиболее сильная отрицательная связь нитратов и фосфатов с температурой, а положительная – с соленостью. В этих районах наиболее ярко выражена стратификация водных масс, что и подтверждается коэффициентами корреляции. Во всех районах Кандалакшского залива отмечена сильная положительная связь между неорганическим азотом и фосфором, а также между общими и органическими формами биогенных элементов.

Иная картина наблюдается в мелководных опресняемых губах Онежского залива. Здесь отмечается достоверная положительная связь всех форм биогенных элементов с температурой и отрицательная – с соленостью. Естественно, что в кутовых частях этих губ и обнаружены максимальные концентрации всех форм биогенных элементов, а также минимальная соленость и максимальная температура. В районе Соловецких островов корреляционные связи близки к таковым в шхерных районах Кандалакшского залива: здесь отмечена прочная отрицательная связь всех форм биогенных элементов с температурой, валового азота и фосфора, а поскольку соленость в этом районе стабильна, то влияние ее незначительно.

Таким образом, корреляционный анализ показал, что в мелководных губах Онежского залива содержание и распределение биогенных элементов определяются в основном материковым стоком, в глубоководных районах Великая Салма и Чула – преимущественно стратификацией водных масс, в губах Карельского берега играют роль оба фактора. Следовательно, и продуктивность в исследованных районах формируется под воздействием различных природных факторов в зависимости от расположения района.

Литература

Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. 2. Белое море. Вып. 1. Гидрометеорологические условия. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 240 с.

Захарова Е.А., Савенко В.С. Биогенные элементы в эстуариях малых рек Кандалакшского залива Белого моря // Вестн. МГУ. Сер. 5. География. 1993. № 6. С.64–67.

Коннов В.А., Максимова М.П., Несветова Г.И., Чугайнова В.А. Органические формы азота и фосфора в губах Белого моря // *Океанология*. 1993. Т.33. № 2. С.201–209.

Лихачева Н.Е. Некоторые гидрохимические условия и фитопланктонное сообщество эстуария реки Нильмы // *Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря*. Тез. докл. IV рег. конф. Архангельск. 1990. С.51–52.

Лукин Л.Р., Мискевич И.В. Гидрологические и гидрохимические показатели вод Унской губы // *Вопросы промысловой океанологии Северного бассейна*. Мурманск. 1989. С.177–183.

Макимова М.П. Формирование химического состава воды в реках, впадающих в Белое море // *Материалы XVII гидрохимического совещания*. Новочеркасск, 1963а. С.63–65.

Макимова М.П. Материалы по гидрохимической характеристике рек Карельского побережья Белого моря // *Проблемы использования промысловых ресурсов Белого моря и внутренних водоемов Карелии*. Вып. 1. М.-Л., 1963 б. С.40–49.

Макимова М.П. Ионный и органический сток и соотношение главнейших ионов в реках Карельского побережья Белого моря // *Гидробиологические исследования на Карельском побережье Белого моря*. Тр. ББС ЗИН АН СССР. Т. 7 15. Л. Наука. 1967а. С.9–14.

Макимова М.П. Сток биогенных элементов с речными водами Карельского побережья в Белое море // *Гидробиологические исследования на Карельском побережье Белого моря*: Тр. ББС ЗИН АН СССР. Т. 7 15. Л.: Наука, 1967 б. С.15–20.

Макимова М.П. Минеральное питание и проблема обеспеченности фитопланктона питательными солями. М.: Изд. ВНИРО, 1977 а. 39 с.

Макимова М.П. Критерии оценки обеспеченности фитопланктона питательными солями // Тр. ВНИРО, 1977 б. Т.119. Вып. 3. С.6–15.

Макимова М.П. Содержание биогенных элементов и баланс азота, фосфора, кремния в Белом море // *Океанология*, 1978. Т. XVIII. Вып.1. С.58–63

Макимова М.П. Комплексное исследование взаимосвязей гидрохимических характеристик и классификация рек, впадающих в Белое море // *Повышение продуктивности и рациональное использование биоресурсов Белого моря*. Л., 1982. С.16–17.

Макимова М.П. Сравнительная гидрохимическая характеристика рек Терского, Кандалакшского, Карельского, Поморского, Лямецкого побережий Белого моря // *Итоги и перспективы изучения биологических ресурсов Белого моря*. Л.: Наука, 1983. С.18–30.

Макимова М.П. Применение метода главных компонент в экосистемных исследованиях Белого моря // *Водные ресурсы*. 1985. № 3. С.106–111.

Макимова М.П. Изменения гидрохимического режима Белого моря под влиянием природных и антропогенных факторов // *Физика и химия океана. Гидрохимия и проблемы загрязнения океанов и морей*. III съезд советских океанологов. Л.: Гидрометеиздат, 1987. С.139–140.

Макимова М.П. Круговорот углерода и сопутствующих элементов в Белом море // *Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря*. Кн. I. Кандалакша, 1987а. С.96–99.

Макимова М.П. Проблемы, основные направления, методология и результаты гидрохимических исследований Белого моря // Там же. 1987б. С.47–54.

Макимова М.П. Гидрохимия Белого моря // Проект «Моря». Гиromетеорология и гидрохимия морей СССР. Т. 2. Белое море. Вып.2. Л.: Гидрометеониздат. 1991. С.8–152.

Макимова М.П. Гидрохимия // Океанографические условия биологической продуктивности Белого моря. Аннот. атлас. Мурманск, 1991. С.79–116.

Макимова М.П. Экосистема Белого моря и проблемы, связанные с ее изучением // Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря. Архангельск, 2001. С.14–18.

Макимова М.П. Эстуарная иерархическая система Белого моря гидрохимический аспект // Геология морей и океанов. Т. 1: Тез. докл. XVI Международной школы морской геологии. М., 2005 а. С.85–86.

Макимова М.П. Эстуарная иерархическая система Белого моря. Деп. ВИНТИ. 29.12. 2005. № 1758 – В. 2005 б. 46 с.

Макимова М.П., Брусиловский С.А. Проблемы и методология интегральной оценки функционирования водных экосистем морских и их изменчивости под воздействием природных и антропогенных факторов // Экологические системы и приборы. 2000 а. № 4. С

Макимова М.П., Брусиловский С.А. Базовые параметры для формирования интегральных показателей функционирования экосистем водоемов. // Там же. 2000 б. № 5. С.45–48.

Макимова М.П., Брусиловский С.А. Система интегральных показателей комплексной оценки функционирования водных морских экосистем на гидробиогеохимическом уровне // Там же. 2000 в. № 6. С.25–33.

Макимова М.П., Владимирский С.С. Органический углерод и особенности формирования органического вещества в губах Белого моря // Океанология. 1990. Т.30. Вып.1.

Макимова М.П., Несветова Г.И., Чугайнова В.А. Гидрохимические условия в водах губ Кандалакшского и Онежского заливов Белого моря // Вопросы промысловой океанологии Северного бассейна. Мурманск, 1989. С.166–167.

Макимова М.П., Чугайнова В.А. Типизация губ Белого моря // Экологические системы и приборы. 2001. № 4. С.29–35.

Методы гидрохимических исследований океана. М.: Наука, 1978. 271 с.

Методы гидрохимических исследований основных биогенных элементов. М.: ВНИРО, 1988. 119 с.

Методы исследования органического вещества в океане. 1980.

Пантюлин А.Н. Гидрологические и экологические особенности Белого моря. Сер. География, общество, окружающая среда. Т. VI. Динамика и взаимодействие атмосферы и гидросферы. М.: Изд-во «Городец», 2004. С.265–282.

Пограбов В.Б., Сказка М.В., Шамарин А.Ю. Статистический анализ гидролого-гидрохимических характеристик губы Чупа Белого моря в летний период // Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря.: Тез. докл. IV рег. конф. Архангельск, 1990. С.81–83.

Руководство по методам химического анализа морской воды. Л.: Гидрометеониздат, 1977.

Руководство по методам биологического анализа морской воды и донных отложений. Л.: Гидрометеозидат, 1980. 191 с.

Сабылина А.В., Селиванова Е.А. Химический состав и качество вод р.Кеми // Современный режим природных вод бассейна р. Кеми. Петрозаводск: Изд-во КарФ АН СССР. 1989. С.165–180.

Федоров В.Д., Бобров Ю.А. Сезонные изменения некоторых показателей продуктивности фитопланктона Белого моря // Изв. АН СССР. Сер. биол. 1977. № 1. С.104–112.

Феоктистов В.М. Химический состав вод и вынос растворенных веществ водами рек Карельского побережья в Белое море // Водные ресурсы. 2004. Т. 31. № 6. С.683–690.

Чугайнова В.А. Влияние погодных условий на перераспределение биогенных элементов в некоторых губах Кандалакшского залива: Тез. докл. IV рег. конф. Архангельск, 1990. С.85–86.

Чугайнова В.А. Гидрологическая и гидрохимическая оценка северных районов Онежского залива, перспективных для размещения марихозяйств. Тез. докл. V рег. конф. Петрозаводск, 1992. С.86–88.

Чугайнова В.А. Океанологические основы развития марикультуры водорослей на Белом море. XI Всероссийская конф. по промышленной океанологии. Тез. докл. М.: ВНИРО, 1999. С.56–57.

Чудинова Ю.А. Распределение содержания растворенного кислорода, рН и фосфатов в губе Палкина Белого моря по результатам экспедиционных исследований // Проблемы изучения, рационального использования и охраны природных ресурсов Белого моря. СПб, 1995. С.50–51.

Хайлов К.М. Прогноз обобщенных функциональных параметров в группах озер, подверженных эвтрофированию // Экологический прогноз. М., 1986. С.3–12.

Maksimova M.P. Ecosystematic Hydrochemistry of the White Sea. Oceanology. V. 43. Suppl. 1. 2003. P.32–62. Маик. «Наука/ Interperiodica» Publishing.

Pantyuilin A. N. Hydrological System of White Sea // Jbid. 2003. P.1–14. Маик. «Наука/ Interperiodica» Publishing.

МОДЕЛИРОВАНИЕ УСЛОВИЙ ТРАНСФОРМАЦИИ БИОГЕННЫХ ВЕЩЕСТВ И ФОРМИРОВАНИЯ БИОПРОДУКТИВНОСТИ МОРСКОЙ СРЕДЫ В ГУБЕ ЧУПА БЕЛОГО МОРЯ

А.В.Леонов¹, Н.Н.Филатов, Р.Э.Здоровеннов, Г.Э.Здоровеннова²

¹*Институт океанологии Российской академии наук
117997, Москва, Нахимовский просп., 36*

²*Институт водных проблем Севера КарНЦ Российской академии наук
185003, Петрозаводск, просп. А. Невского, 50*

Изучение закономерностей функционирования морских экосистем и формирования их продукционного потенциала является актуальной зада-

чей современных океанологических исследований. Для прибрежных акваторий арктических морей наиболее важны экологические исследования гидрохимических основ формирования биопродуктивности, биогидрохимической трансформации и круговорота соединений биогенных элементов (С, N, P, Si), обменных процессов на границах вода-дно, вода-атмосфера, река-море.

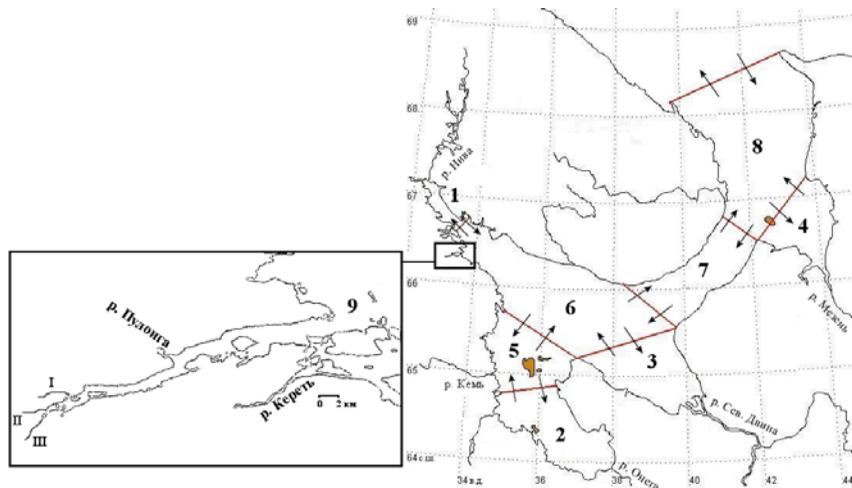


Рис. 1. Схема расположения губы Чупа и потоки на границах 1–9 акваторий Белого моря.

1 – вершина Кандалакшского залива, 2 – Онежский залив, 3 – Двинский залив, 4 – Мезенский залив, 5 – район Соловецких островов, 6 – Бассейн, 7 – Горло, 8 – Воронка, 9 – губа Чупа

Белое море – своеобразная модель арктического бассейна с существенной пространственно-временной изменчивостью абиотических факторов, оказывающих комплексное влияние на условия функционирования его экосистемы. Гидрографические исследования Белого моря осуществляются более 150 лет. К настоящему времени губа Чупа Кандалакшского залива является одной из ряда хорошо изученных акваторий Белого моря (Бабков, 1982, 1998; Белое..., 1991, а. б; Долотов и др., 2002, 2004; Иванова, 2001; Прыгункова, 1985; Хлебович, 1974; Berger et al., 2001; Howland et al., 1999). В рамках международного проекта ИНКО-КОПЕРНИКУС с помощью имитационной математической модели (Леонов и др., 2004, 2005) с использованием натуральных данных были исследованы процессы биогидрохимической трансформации и круговорота биогенных веществ (БВ) в экосистеме

Белого моря. Белое море подразделялось на 8 крупных акваторий: 1 – вершина Кандалакшского залива, 2 – Онежский залив, 3 – Двинский залив, 4 – Мезенский залив, 5 – район Соловецких о-вов, 6 – Бассейн, 7 – Горло, 8 – Воронка (рис. 1). Для каждой акватории оценивалась изменчивость в течение года концентраций растворенных органических и минеральных фракций органогенных элементов (C, N, P, Si, O), детрита и биомасс гетеротрофных бактерий, фито-, зоопланктона и макрофитов. В настоящей работе проводятся расчеты на модели и оцениваются основные параметры, характеризующие биогидрохимические условия трансформации и круговорота БВ для десяти акваторий Белого моря (губа Чупа – акватория 9).

Краткая характеристика губы Чупа

Губа Чупа – крупный фьордовый эстуарий длиной 37 км, площадью 57 км², шириной 1–2 км, объемом воды 1.14 км³, максимальной и средней глубинами 65–70 и 20 м, соответственно. Структура вод в губе трехслойная: выделяются глубинная, промежуточная и поверхностная водные массы (Howland et al., 1999).

Водное питание губы Чупа обеспечивается стоком нескольких рек, водообменном с Кандалакшским заливом и атмосферными осадками. Воды впадающих в губу рек отличаются невысоким содержанием органического вещества (ОВ) и не оказывают существенного влияния на ее гидрохимический режим, за исключением р. Кереть, удельный сток которой существенно выше, чем других рек-притоков Белого моря.

Входные данные для модельных расчетов

Перечень основной входной информации для выполнения расчетов на модели дан в работе (Леонов и др., 2004). Ниже приводятся параметры состояния водной среды в губе Чупа (осредненные для слоя 0–20 м), характеристики водообмена между акваториями 6 и 9, а также данные по содержанию БВ в губе Чупа и р. Кереть.

В табл. 1 приведены среднееголетние данные по температуре, прозрачности воды и атмосферным осадкам в губе Чупа (Бабков, 1982, 1998; Бабков и др., 1998). В табл. 2 представлены используемые в расчетах параметры водообмена между 6 и 9 акваториями. Вода р. Кереть относится к гидрокарбонатному классу, группе кальция (преобладают ионы HCO_3^- и Ca^{2+}) (Максимова, 1967; Феоктистов, 2002). В табл. 3 даны изменения концентраций биогенных и органических форм соединений органогенных элементов (C, N, P, Si) и O_2 в водах р. Кереть.

Таблица 1

Среднеголетние значения параметров водной среды губы Чупа Белого моря (Т – температура воды, °С; DS – прозрачность воды, м; AP – атмосферные осадки, $\cdot 10^{-3}$ км³)

Параметр	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
T	-0,6	-0,6	-0,7	-0,7	1,4	5,4	8,7	10,5	8,0	4,65	2,1	-0,2
DS	3,7	3,9	4,0	4,2	4,4	4,6	5,0	6,0	7,0	6,5	5,4	4,8
AP	8,74	8,74	8,74	8,62	8,62	8,62	14,88	14,88	12,95	12,95	12,95	8,74

Таблица 2

Расчетные значения расходов воды (км³) на границе акваторий 6–9 Белого моря и в устьевой зоне р. Кереть (К)

Перенос	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	За год
9 ⇒ 6	0,16	0,14	0,13	0,08	0,52	0,27	0,27	0,11	0,20	0,12	0,10	0,09	2,19
6 ⇒ □□ 9	0,12	0,11	0,10	0,04	0,39	0,17	0,20	0,05	0,14	0,06	0,05	0,04	1,47
К ⇒ 9	0,04	0,03	0,03	0,04	0,13	0,10	0,07	0,06	0,06	0,06	0,05	0,05	0,72

Таблица 3

Среднемесячные значения концентраций БВ в р. Кереть

	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
DOC	0,60	1,00	0,90	1,40	1,00	1,35	0,90	0,90	0,70	0,30	0,30	0,32
DON	1,45	1,45	2,71	1,90	2,04	1,81	2,62	2,32	2,53	2,35	2,53	1,45
ND	0,007	0,007	0,014	0,010	0,010	0,009	0,002	0,001	0,013	0,012	0,013	0,007
PD	0,0007	0,0007	0,0014	0,0009	0,0010	0,0009	0,0010	0,0010	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003
DOP	0,0029	0,0029	0,0054	0,0038	0,0041	0,0036	0,0052	0,0046	0,0051	0,0047	0,0057	0,0050
NH ₄	0,170	0,150	0,160	0,165	0,100	0,215	0,265	0,280	0,260	0,240	0,210	0,170
NO ₂	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0095	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005
NO ₃	0,030	0,005	0,011	0,016	0,020	0,013	0,007	0,008	0,031	0,057	0,070	0,053
DIP	0,0055	0,006	0,0055	0,0052	0,0050	0,0050	0,0050	0,0050	0,0050	0,0050	0,0050	0,0050
O ₂	11,60	11,80	11,89	11,40	11,00	10,30	9,10	8,54	9,20	10,67	11,30	11,50
DISi	1,4	1,4	1,3	1,2	1,2	1,4	1,7	1,8	1,7	1,6	1,5	1,4

Обозначения БВ:

DOC – растворенный органический углерод (мг С·л⁻¹);

DON – растворенный органический азот (мг N·л⁻¹);

DOP – растворенный органический фосфор (мг P·л⁻¹);

ND – взвешенный (детритный) азот (мг N·л⁻¹);

PD – взвешенный (детритный) фосфор (мг P·л⁻¹);

NH₄ – аммонийный азот (мг N·л⁻¹);

NO₂ – нитритный азот (мг N·л⁻¹);

NO₃ – нитратный азот (мг N·л⁻¹);

DIP – растворенный неорганический фосфор (мг P·л⁻¹);

O₂ – растворенный кислород (мг O₂·л⁻¹);

DISi – растворенный неорганический кремний (мг Si·л⁻¹).

Для губы Чупа (акватория 9) на начало года принимались следующие значения концентраций веществ: $\text{DOC} = 0.5 \text{ мг С}\cdot\text{л}^{-1}$, $\text{DON} = 0.05$, $\text{ND} = 0.005$, $\text{NH}_4 = 0.008$, $\text{NO}_2 = 0.001$, $\text{NO}_3 = 0.005 \text{ мг N}\cdot\text{л}^{-1}$, $\text{DIP} = 0.015$, $\text{PD} = 0.0005$, $\text{DOP} = 0.0015 \text{ мг P}\cdot\text{л}^{-1}$, $\text{DISi} = 0.02$, $\text{SID} = 0.4 \text{ мг Si}\cdot\text{л}^{-1}$, $\text{O}_2 = 12.5 \text{ мг O}_2\cdot\text{л}^{-1}$.

Результаты моделирования и их анализ

Расчеты на имитационной модели были осуществлены с временным шагом 0.05 сут. для календарного года (1 января – 31 декабря). В качестве входных данных в модельных расчетах использованы морфометрические параметры акваторий, среднемноголетние параметры состояния морской среды для каждого месяца, показатели водного режима, концентрации БВ в атмосферной влаге и в речных водах, а также начальные концентрации компонентов в девяти акваториях Белого моря.

По результатам моделирования установлено, что перенос DOC из акватории 6 в губу Чупа доминирует в течение года, а DON и DOP – наиболее выражен в январе-июне. Обратный перенос DOC превалирует в сентябре, DON – во вторую половину года, а DOP – в июле-сентябре. Различия в условиях поступления и образования органических компонентов (DOC, DON, DOP, PD, $P_{\text{орг}}$) и O_2 приводят к доминирующему их переносу из акватории 6 в губу Чупа. Вынос органических компонентов из губы Чупа в открытые воды Белого моря выражен только в летне-осенние месяцы при активном развитии фитопланктона на рециклинге БВ.

Расчетное среднемесячное содержание O_2 в водах губы Чупа зимой (январь-апрель), весной (май-июнь), летом (июль-август) и осенью (сентябрь-ноябрь) меняется в пределах 13.69–14.79, 12.44–14.52, 11.10–12.33 и 11.26–13.22 $\text{мг O}_2\cdot\text{л}^{-1}$, соответственно. Летом характерно небольшое пересыщение вод O_2 (102–107%). Значения БПК в губе Чупа (0.029–0.615 $\text{мг O}_2\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{сут}^{-1}$) типичны для вод Белого моря (Бабков, 1998; Белое..., 1991, б).

Расчетная внутригодовая динамика органических и биогенных компонентов, а также детрита и биомасс гидробионтов для крупных заливов Белого моря и губы Чупа показана на рис. 2–5. Концентрация DOC в губе Чупа в течение года остается ниже, чем в крупных заливах (рис. 2, а). Интенсивное накопление DON в водах губы Чупа отмечено в течение зимы; к концу мая концентрация DON в губе Чупа и в Кандалакшском заливе становится выше, чем в других заливах Белого моря (рис. 2, б). С наступлением весны происходит активизация микрофлоры, и отмечается снижение концентрации DON. Летом концентрация DON растет за счет поступления из внешних источников и усиления процессов первичного продуцирования ОВ. Максимум содержания DON достигается к концу лета. К концу осени во всех заливах содержание DON снижается до $<0.1 \text{ мг N}\cdot\text{л}^{-1}$, а к концу года начинает возрастать, причем наиболее интенсивно в водах Кандалакшского залива (рис. 2, б). В динамике содер-

жания DOP (рис. 2, в) в целом повторяются особенности внутригодовой изменчивости DON. В течение зимы и до начала активизации весной микрофлоры во всех акваториях DOP накапливается, причем в наибольшей степени накопление выражено в водах губы Чупа и Кандалакшского залива. Снижение концентрации DOP отмечается к концу мая, затем она увеличивается в результате поступления из внешних источников, развития продукционных процессов, интенсивной внутренней рециркуляции БВ. В губе Чупа летом содержание DOP остается невысоким. В конце осени концентрация DOP во всех заливах снижается, а к началу зимы начинается ее рост.

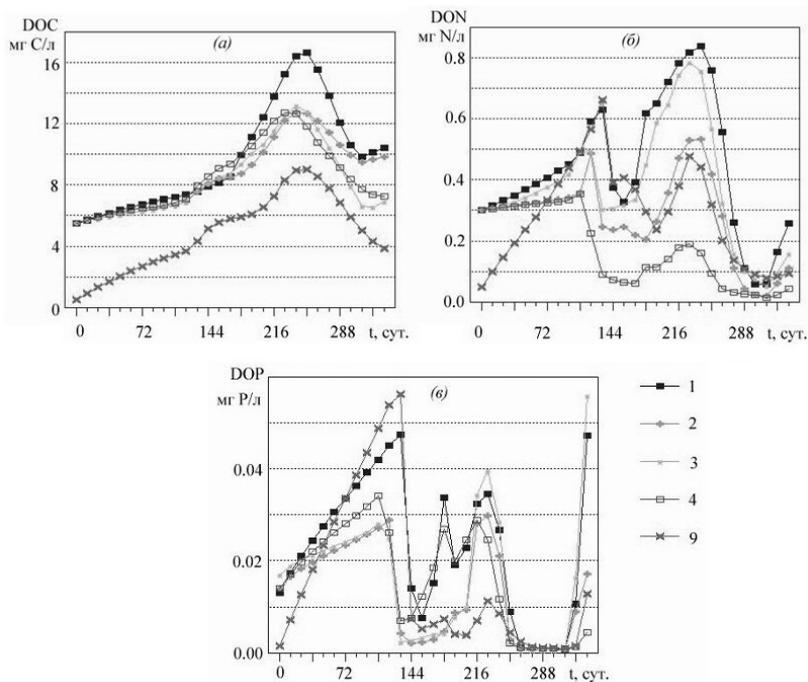


Рис. 2. Внутригодовые изменения концентраций растворенных органических компонентов DOC (а), DON (б) и DOP (в) в 1–4 и 9 акваториях. Здесь и на рис. 3–5:

1 – 4 – заливы Кандалакшский, Онежский, Двинский, Мезенский, соответственно, 9 – губа Чупа.

Минеральные компоненты БВ с января по апрель накапливаются в водах заливов (рис. 3). Весной за счет активизации планктона начинается снижение концентрации минеральных компонентов БВ. В заливах Белого моря снижение NO_3 начинается с середины апреля (в Двинском заливе на месяц раньше) (рис. 3, а). Снижение DIP также быстрее начинается в Двинском заливе, где

уже к середине мая (а в других заливах и в губе Чупа примерно на месяц позже) оно падает до $0.1\text{--}1.0\text{ мкг P}\cdot\text{л}^{-1}$ и остается на такой отметке до начала сентября (рис. 3, б). Снижение концентраций DISi весной происходит в заливах Белого моря в течение двух-трех недель (рис. 3, в). Очевидно, что недостаток в воде заливов минеральных соединений азота и фосфора способствует тому, что DISi в начале летнего периода не столь активно потребляется фитопланктоном и в целом его содержание не снижается, а увеличивается.

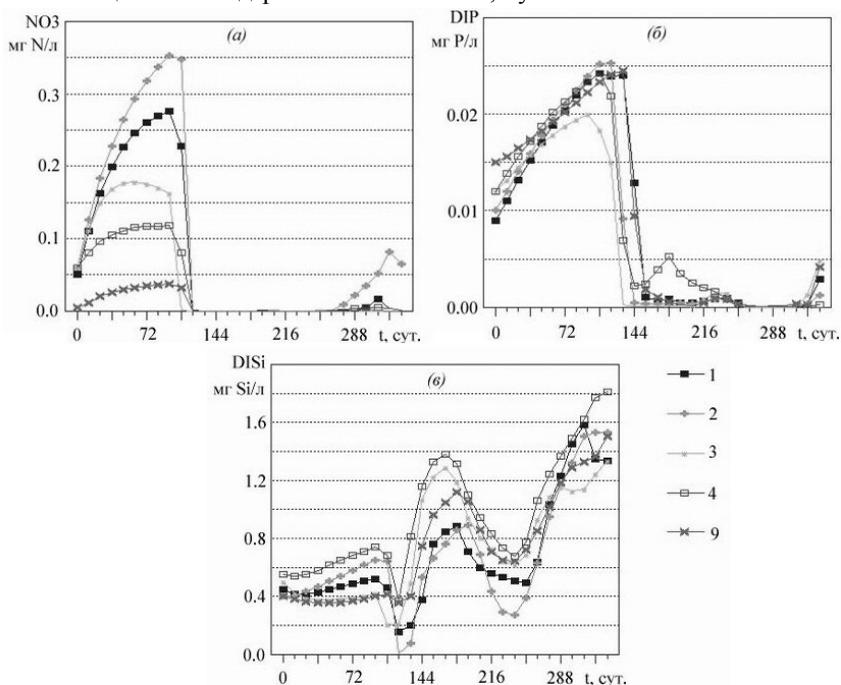


Рис. 3. Внутригодовые изменения концентраций растворенных минеральных компонентов NO_3 (а), DIP (б) и DISi (в) в акваториях Белого моря.

В течение всего лета и половины осени (до октября) в заливах Белого моря содержание NO_3 и DIP остается низким. Полное исчерпание DIP в водах заливов наблюдается с середины сентября до середины ноября. Это вызвано тем, что летом и в начале осени усиливается рециклинг соединений N (в основном NH_4) и возрастают внутренние потоки минеральных форм N (нитритов и нитратов). Это приводит к более интенсивному потреблению планктоном DIP и DISi . В итоге происходит упоминаемое выше исчерпание DIP , а также некоторое выше исчерпание к концу августа содержания DISi .

Осенний дефицит DIP тормозит потребление планктоном $DISi$ и минеральных форм азота. Поэтому с начала сентября в водах заливов увеличивается содержание $DISi$, а несколько позже (с конца сентября) возрастают и концентрации NO_3 (наиболее активно в Онежском заливе).

Расчетная годовая динамика взвешенных компонентов (детрита и биомасс гидробионтов) показывает в целом хорошее взаимное соответствие указанных параметров состояния морской среды. Содержание детрита в январе-апреле меняется мало и остается низким. Концентрация детрита в водной среде заливов возрастает с ростом активности гидробионтов, что наблюдается весной (в начале-середине мая) и в начале осени (сентябрь). В летний период (июнь-август) содержание детрита в водной среде, как правило, снижается. Особенно выражено летнее (в июне-июле) снижение концентрации ND в акваториях заливов. В губе Чупа содержание ND летом выше, чем в заливах в 2–3 раза (рис. 4, а). Отметим, что в этой акватории моря летом также повышены расчетные биомассы гидробионтов (диатомовых водорослей F_{IN} , гетеротрофных бактерий BI_N , растительно-ядного зоопланктона ZI_N и высшей водной растительности MK_N) (рис. 5).

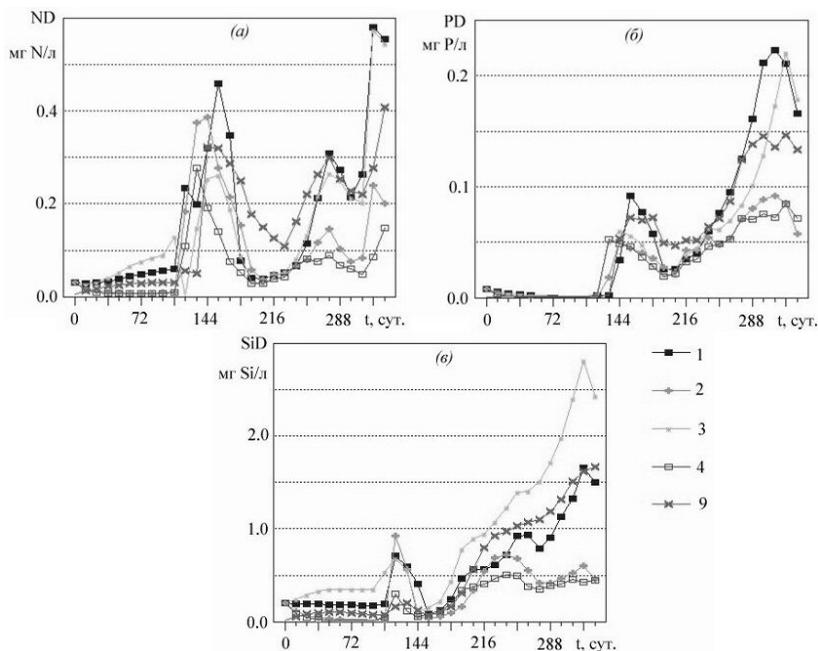


Рис. 4. Внутригодовые изменения концентраций взвешенных компонентов ND (а), PD (б) и SiD (в) в акваториях Белого моря.

Возрастание концентрации детрита начинается в августе и продолжается до середины ноября. Именно на этот период приходится формирование осенних максимумов биомасс гидробионтов в акваториях заливов. Расчетные сезонные изменения концентраций PD и SiD обнаруживают явное превышение в течение осеннего периода концентраций указанных ингредиентов в сравнении с их максимумами весной. Отличия в сезонной динамике концентраций детрита (в единицах N, P, Si), очевидно, свидетельствуют о разных пространственно-временных условиях лимитирования развития биомасс гидробионтов соответствующими биогенными элементами (рис. 5).

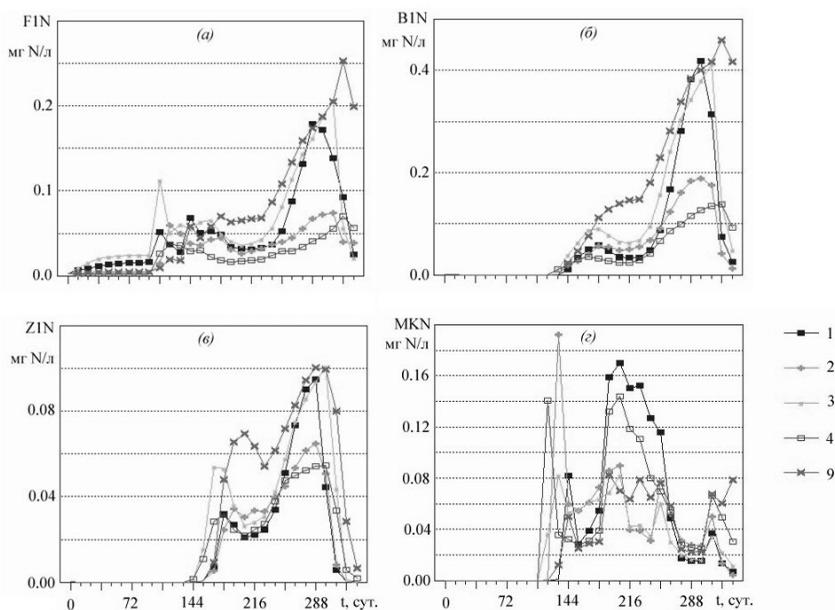


Рис. 5. Внутригодовые изменения биомасс диатомовых водорослей F1_N (а), гетеротрофных бактерий B1_N (б), растительного зоопланктона Z1_N (в) и макрофитов MK_N (г) в акваториях Белого моря.

Существенные пространственно-временные и видовые отличия обнаруживаются также в расчетной динамике биомасс гидробионтов. Биомасса служит показателем взаимодействия одновременно развивающихся процессов прироста массы организмов, ее постоянного разрушения и отмирания. Показанная на рис. 5 динамика биомасс гидробионтов (в единицах N) отражает комплекс условий среды обитания (по T , L , DS и обеспе-

чению гидробионтов питательными веществами). Рост биомассы гидробионтов в отдельные периоды года означает, что условия среды по совокупности влияния всех факторов в целом благоприятствуют ее развитию, а снижение свидетельствует о том, что развитие лимитируется хотя бы одним фактором среды обитания. Зимой развитие биомасс лимитируется, как правило, температурными условиями (а, планктона, также и освещенностью), тогда как летом – содержанием в морской среде БВ (соединений P, N и Si), а также скоростями их поступления из внешних источников.

На рис. 6 показана динамика удельных скоростей роста диатомовых водорослей FI_N , растительного зоопланктона ZI_N и гетеротрофных бактерий BI_N (соответственно k_{od} , k_{oZI} и k_{oBI} , сут⁻¹) в губе Чупа.

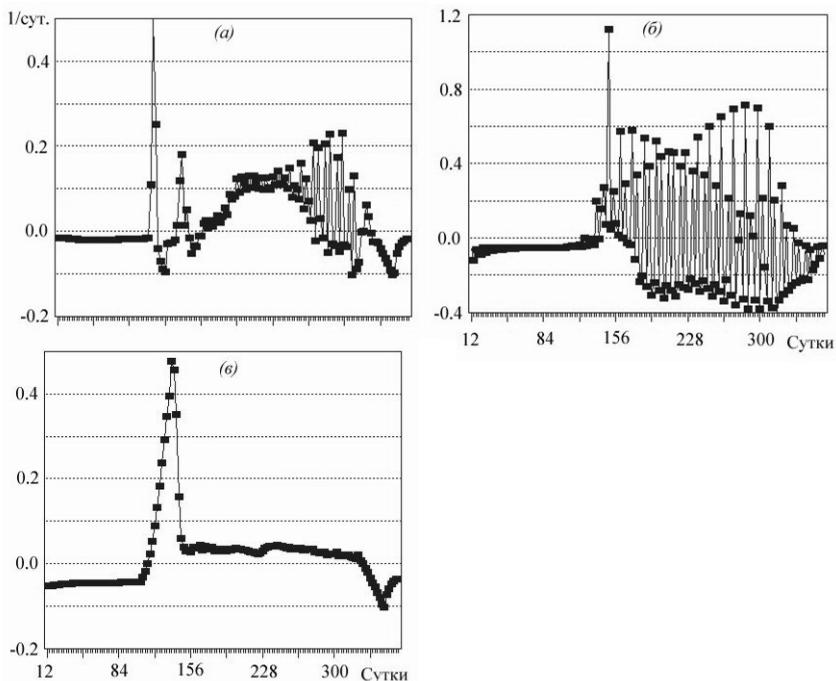


Рис. 6. Расчетная внутригодовая динамика удельной скорости роста FI_N (а), ZI_N (б) и BI_N (в) в водах губы Чупа.

Условия развития FI_N в губе Чупа наиболее благоприятны в середине апреля и в мае, поэтому расчетные значения k_{od} в указанные сроки в этой акватории имеют максимумы (рис. 6, а). Однако во всех заливах Белого моря весной регистрируется один выраженный максимум k_{od} в апреле.

Летом средние значения k_{od} в губе Чупа несколько выше, чем в других акваториях Белого моря (Леонов и др., 2005). Превышения удельных скоростей роста биомассы FI_N в губе Чупа над таковыми в других акваториях Белого моря в осенний период нет, и активность осеннего фитопланктона в целом во всех акваториях моря выравнивается. Это означает, что осенью в разных заливах моря проявляются идентичные механизмы биогенного лимитирования развития FI_N , которые отслеживаются по соотношению значений биомассы FI_N к содержанию образующихся при рециклинге БВ N-содержащих субстратов.

Расчетная информация по потреблению N-содержащих минеральных веществ (NH_4 , NO_2 и NO_3) диатомовыми водорослями FI_N , показывает, что апрельский максимум развития их биомассы связан с наибольшим потреблением NO_3 , тогда как в мае и в последующие месяцы – с преимущественным потреблением регенерируемых минеральных форм N (в меньшей степени NO_2 , и в большей – NH_4). В последующие месяцы основной потребляемой минеральной формой N служит NH_4 . Фитопланктон переключается с одних источников роста на другие (по N), которые за счет процессов регенерации образуются на промежуточных стадиях биотрансформации компонентов N в морской среде. Таким образом, результаты моделирования подтверждают постулат о том, что летом жизнедеятельность фитопланктона, как правило, поддерживается за счет рециклинга БВ и именно на уровне NH_4 (Белое..., 1991, б).

Расчеты показали, что основной канал поступления NH_4 в водную среду губы Чупа – метаболическое выделение BI_N , которое наиболее интенсивно в октябре-ноябре ($2.0028-2.1878$ мг $N \cdot л^{-1} \cdot мес^{-1}$). За год BI_N выделяют в водную среду 7.5626 мг $N \cdot л^{-1} \cdot год^{-1}$, и это количество в 33 раза выше суммарного поступления NH_4 из всех внешних источников (атмосферные осадки, речной сток, привнос из соседних акваторий), а также в 7.1 раза выше метаболических выделений других гидробионтов (фито-, зоопланктона и макрофитов).

В октябре-ноябре выше, чем в другие месяцы, диатомовые потребляют фосфор в форме DIP ($0.2153-0.2867$), DOP ($0.5629-0.6158$) мг $P \cdot л^{-1} \cdot мес^{-1}$, а также Si в форме DISi ($3.7698-3.8464$ мг $Si \cdot л^{-1} \cdot мес^{-1}$). Отметим, что в течение года у диатомовых довольно сильно меняется соотношение Si : N : P потребляемых ими субстратов: в январе-апреле оно составляет ($57.1-171.8$) : ($23.2-80.9$) : 1, в мае-декабре – ($3.5-41.1$) : ($1.9-32.2$) : 1.

Расчетные сезонные изменения удельной скорости роста биомассы ZI_N , k_{oZIN} , в губе Чупа свидетельствуют о низкой активности зоопланктона в период январь-апрель, максимальной активности ZI_N в конце мая ($k_{oZIN} = 1.123$ сут $^{-1}$) и о существенном влиянии освещенности на активность ZI_N в летне-осенний период (рис. 6, б). Зоопланктон формирует свою биомассу

за счет потребления в основном ND , FI_N и BI_N . Однако в конце мая-начале июня потребление указанных компонентов зоопланктоном невелико. Наибольшее потребление зоопланктоном данных субстратов отмечается в период июль-октябрь (82.7–85.8% годового их потребления).

Удельная скорость роста биомассы BI_N в губе Чупа в январе-апреле отрицательна, и в этот период здесь нет прироста биомассы BI_N (рис. 6, в). Он начинается с конца апреля-начала мая, в летне-осенний период (до конца октября) составляет $0.027\text{--}0.042\text{ сут}^{-1}$. Основное потребление N-содержащих субстратов бактериями приходится на летне-осенний период, а максимальное – на сентябрь-ноябрь. Наибольшее потребление P-содержащих субстратов приходится на октябрь-декабрь. Отрицательные значения k_{oBI} устанавливаются в губе Чупа в конце ноября, и именно тогда биомасса BI_N начинает уменьшаться. В декабре потребление ND и DON снижается соответственно до 0.9220 и $0.2163\text{ мг N}\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{мес}^{-1}$, а всего за год бактериями потребляется в форме ND и DON 9.2163 и $5.6579\text{ мг N}\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{год}^{-1}$, а в форме PD и DOP – 0.8098 и $0.0156\text{ мг P}\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{год}^{-1}$, соответственно. Количество потребленного за год бактериями N в форме ND и DON превышает их поступление из внешних источников соответственно в 24.9 и 2.7 раза.

Потребление бактериями фосфора в форме PD за год составляет $0.8098\text{ мг P}\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{год}^{-1}$, что в 13.5 раз выше поступления в губу Чупа из внешних источников. Потребление же бактериями фосфора за год в форме DOP составляет всего $0.0156\text{ мг P}\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{год}^{-1}$, и это количество ниже годового поступления DOP из внешних источников в 14.9 раз. Суммарное годовое потребление DOP сообществом гидробионтов составляет $3.3553\text{ мг P}\cdot\text{л}^{-1}\cdot\text{год}^{-1}$ (68.6% этого потребления приходится на FI и 26.1% на MK), что в 14.5 раз выше общего поступления DOP из внешних источников.

В целом расчетные данные показывают, что для бактерий есть некоторый дефицит растворенных органических компонентов (особенно DOP), образующихся при рециклинге БВ (в сравнении со взвешенными веществами). Значительная доля ND и PD образуется за счет активности гидробионтов, осуществляющих в морской среде многократный рециклинг БВ и органических компонентов. Распад ND и PD – основной канал формирования запасов соответственно DON и DOP в морской среде. В губе Чупа образование DON и DOP при распаде ND и PD превышает в 6.1 и 4.5 раза, соответственно, общее годовое их поступление из внешних источников.

Изучение продукции в Белом море связывалось в основном с исследованиями процессов ПП (образования ОВ фитопланктоном). Максимальные значения ПП, как правило, фиксируются в поверхностном слое. Толщина слоя фотосинтеза в Белом море составляет 10–20, эффективного фотосинтеза – 2–10, в открытых водах Чупы она варьирует в пределах 5–10, в мелководной прибрежной зоне – 2–3 м (Белое..., 1991, б).

В данном исследовании значения ПП в губе Чула для наиболее активной группы фитопланктона (диатомовые водоросли *FI*) рассчитывались по внутренним потокам *N* с учетом изменения факторов среды и переводились в единицы углерода с использованием стехиометрического соотношения биогенных элементов в природном фитопланктоне (*C* : *Si* : *N* : *P* = 106 : 23 : 16 : 1). В табл. 4 приведены оцененные с помощью модели значения скоростей ПП для акваторий 1–9 Белого моря.. Пересчет скорости ПП на 1 м² выполнялся с учетом среднемесячных значений толщины слоя фотосинтеза, который равен утроенному значению *DS* в каждой акватории. Когда утроенное значение *DS* превышало среднюю глубину акватории, то при пересчете значений продукции на 1 м² толщина слоя фотосинтеза принималась равной средней глубине акватории.

Расчеты показывают, что в Белом море наиболее продуктивны акватории губы Чула, Двинского и Кандалакшского заливов, годовые значения скоростей ПП в которых составляют 17.639, 13.181 и 10.460 г *N*·м⁻³·мес⁻¹ или 1.468, 1.324 и 2.441 г *C*·м⁻²·сут⁻¹, соответственно. Повышены значения скорости ПП и в Бассейне (9.996 г *N*·м⁻³·мес⁻¹ или 0.885 г *C*·м⁻²·сут⁻¹). В остальных акваториях Белого моря значения скоростей ПП изменяются в пределах 3.534–6.035 г *N*·м⁻³·мес⁻¹ или 0.412–0.516 г *C*·м⁻²·сут⁻¹ (табл. 4).

Таблица 4

Расчетные ежемесячные и годовые значения продукции диатомовых водорослей (числитель – г *N*·м⁻³·мес⁻¹ или г *N*·м⁻³·год⁻¹, знаменатель – г *C*·м⁻²·сут⁻¹)

Акватория	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	За год
1	0,057 0,210	0,080 0,325	0,111 0,407	0,794 2,254	0,549 1,508	0,662 1,128	0,563 1,144	0,573 1,384	1,489 4,313	3,803 12,121	1,713 6,029	0,067 0,245	10,460 2,441
2	0,013 0,047	0,007 0,028	0,008 0,029	0,875 2,732	0,496 1,499	0,452 0,770	0,546 1,350	0,649 1,855	0,799 2,679	1,177 4,268	0,678 2,567	0,154 0,563	5,854 0,501
3	0,102 0,336	0,167 0,609	0,209 0,690	0,709 2,215	0,811 2,143	0,862 2,446	0,716 2,046	0,888 2,587	2,136 6,671	4,062 12,765	2,371 7,808	0,055 0,183	13,181 1,324
4	0,008 0,021	0,004 0,011	0,004 0,011	0,373 0,635	0,329 0,615	0,333 0,189	0,299 0,280	0,381 0,377	0,515 0,730	0,733 1,289	0,857 1,996	0,1812 0,500	4,018 0,187
5	0,042 0,155	0,052 0,212	0,067 0,247	0,449 1,660	0,415 1,606	0,480 1,363	0,646 2,273	0,784 2,886	0,797 3,018	1,306 4,786	0,868 3,287	0,125 0,459	6,035 0,516
6	0,273 0,998	0,257 1,044	0,253 0,928	0,218 0,804	1,264 4,992	1,758 4,992	0,671 2,028	0,968 3,192	2,102 7,758	1,611 5,903	0,535 2,023	0,085 0,407	9,996 0,855
7	0,055 0,202	0,064 0,260	0,069 0,255	0,111 0,420	0,113 0,371	0,358 1,218	0,601 2,082	0,348 1,274	0,282 1,068	0,434 1,591	0,802 3,037	0,297 1,087	3,534 0,412
8	0,083 0,305	0,080 0,326	0,086 0,316	0,093 0,352	0,188 0,723	0,243 0,829	0,432 1,542	0,608 2,226	0,499 1,892	0,817 2,993	1,055 3,993	0,909 3,332	5,054 0,590
9	0,014 0,029	0,015 0,035	0,018 0,040	0,146 0,347	0,343 0,830	0,703 1,836	1,283 3,525	1,509 4,974	2,588 9,796	4,192 14,973	5,248 16,092	1,581 4,171	17,639 1,468

Характер изменения скоростей ПП в течение года в разных акваториях Белого моря отличается. В Кандалакшском, Онежском, Мезенском заливах и глубоководном Бассейне четко выделяются два максимума скоростей ПП (весенний и осенний), в Двинском заливе, акватории Соловецких о-вов, Горле, Воронке и губе Чупа отмечается постепенное возрастание скоростей ПП и достижение максимума к концу осени (октябрь-ноябрь).

Весовые соотношения скоростей ПП соответствуют оцененным отношениям потребляемых диатомовыми водорослями субстратов. Так для губы Чупа весовые соотношения скоростей ПП для октября-ноября составили $Si : N : P = 4.9 : 2.8 : 1$, что практически соответствует такому же соотношению для потребляемых диатомовыми субстратов – $Si : N : P = (4.3-4.8) : (2.7-2.9) : 1$. Согласно расчетам, в октябре-ноябре создается 53.5% годовой ПП, и эта оценка соответствует средней по Белому морю оценке в 50–60% создаваемой на речиклинге фосфатов продукции фитопланктона (Агатова, Лапина, 2004).

В глубоких губах со стратификацией вод, малым речным стоком и достаточной прозрачностью воды (к таковым относится губа Чупа) продуктивность фитопланктона летом, когда глубина пикноклина выше критической глубины фотосинтеза, контролируется содержанием питательных солей. Экспериментально оцененная скорость ПП в губе Чупа, которая в большей мере отвечает условиям 1960–1980 гг., менялась на отдельных станциях в пределах 53–193 (в среднем ~ 100) $мг\ С \cdot м^{-3}\ сут^{-1}$ или 113–407 (~ 200) $мг\ С \cdot м^{-2}\ сут^{-1}$ (Белое..., 1991, б). Как правило, экспериментальные оценки скорости ПП получают для поверхностного либо конкретного горизонта внутри эвфотического слоя.

С учетом принятого в данном исследовании среднего объема вод в губе Чупа $1.14\ км^3$, можно оценить по экспериментальной средней скорости $100\ мг\ С \cdot м^{-3}\ сут^{-1}$ итоговую годовую ПП, которая составляет 41.6 тыс. т С. Подобный пересчет от 113–407 $мг\ С \cdot м^{-2}\ сут^{-1}$ с учетом среднего слоя фотосинтеза 5 и 10 м дает диапазон ПП соответственно в (9.40–33.87) и (18.80–67.74) тыс. т С.

Определенная по результатам моделирования внутренних потоков N скорость ПП составляет $17.6394\ г\ N \cdot м^{-3}\ год^{-1}$, в единицах С – $274.4\ мг\ С \cdot м^{-3}\ сут^{-1}$. Итоговая годовая ПП составляет 114.2 тыс. т С.

Таким образом, вычисленная при моделировании по внутренним потокам N скорость ПП в губе Чупа отличается всего лишь в 2.7 раза от экспериментального значения, оцененного аналитически (кислородным методом). В расчетах принималось более высокое содержание БВ в стоке р. Кереть, которое отвечает современным условиям биогенной нагрузки на акваторию губы Чупа, кроме того, при моделировании расчеты выпол-

няются в среднем для всего эвфотического слоя. Поэтому полученные в данном исследовании повышенные значения скорости ПП объективно объяснимы, а расхождения в значениях экспериментальных и расчетных скоростей ПП можно считать вполне приемлемыми.

Расчетные скорости ПП были также сопоставлены с оцененными кислородным методом скоростями в разные месяцы в устьевой зоне губы Чупа. Результаты этого сопоставления показывают, что экспериментально оцененные значения скоростей ПП в значительной мере определяются температурой водной среды и другими факторами (в частности, содержанием БВ, особенно в условиях стратификации водной среды летом, прозрачностью воды и толщиной слоя фотосинтеза).

В табл. 5 показаны составленные для губы Чупа балансы органических и минеральных фракций N и P, учитывающие внешние и внутренние потоки ОВ и БВ. Расчеты показывают, что основное количество вещества образуется и поступает в водную среду (преимущественно в органической форме) в результате метаболических процессов с участием гидробионтов. Поступление органических и БВ из внешних источников в губу Чупа намного меньше, чем образуется в результате неоднократного круговорота веществ в водной среде.

Годовое поступление в акваторию губы Чупа взвешенного органического материала в форме ND и PD составляет соответственно $17.531 \text{ г N}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{год}^{-1}$ и $4.117 \text{ г P}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{год}^{-1}$. Отмирание биомассы гидробионтов приводит к образованию в этой акватории в течение года ND в количестве $17.151 \text{ г N}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{год}^{-1}$ и PD – $4.057 \text{ г P}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{год}^{-1}$ (или соответственно 97.8 и 98.5% их годового поступления). В образовании ND особенно значима роль *B1, F1, Z1 и МК*, а PD – *F1, МК, Z1 и Z2*.

Поступление в течение года растворенных органических компонентов DON и DOP составляет $8.354 \text{ г N}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{год}^{-1}$ и $3.449 \text{ г P}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{год}^{-1}$, соответственно. За счет метаболических выделений и распада детрита в губе Чупа образуется в форме DON соответственно 3.928 и $2.325 \text{ г N}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{год}^{-1}$ или 47.0 и 27.8% годового поступления DON. Образование DOP за счет указанных процессов составляет 2.184 и $1.033 \text{ г P}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{год}^{-1}$ (соответственно, 63.3 и 24.9%). Поступление DON и DOP из внешних источников составляет $2.023 \text{ г N}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{год}^{-1}$ (24.2%) и $0.216 \text{ г P}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{год}^{-1}$ (6.3%), соответственно.

Из минеральных форм N наиболее значимой является NH_4 : его годовое поступление в акваторию губы Чупа составляет $8.891 \text{ г N}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{год}^{-1}$, причем $8.626 \text{ г N}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{год}^{-1}$ (97.0%) образуется за счет метаболических выделений гидробионтов (вклад бактерий при этом наибольший и составляет 85.1%).

Водными массами из акватории 6 в губу Чупа переносится небольшое количество компонентов, в частности, в форме ND – 0.16, DON – 0.96,

$\text{NH}_4 - 0.02$, $\text{NO}_2 - 0.15$, $\text{NO}_3 - 1.5$, $\text{PD} - 0.61$, $\text{DOP} - 0.48$ и $\text{DIP} - 0.13\%$ годового их поступления (табл. 5). Поступление нитритов и нитратов в губу Чупа обеспечивается преимущественно процессами нитрификации, а $\text{DIP} -$ метаболическими выделениями гидробионтов (в основном B1 и Z1).

Анализ расходных составляющих баланса N и P в губе Чупа показывает, что основной канал трансформации БВ связан с компонентами детрита, NH_4 и растворенных органических фракций. Общий расход ND составляет $17.422 \text{ г N} \cdot \text{м}^{-3} \cdot \text{год}^{-1}$, а $\text{PD} - 4.140 \text{ г P} \cdot \text{м}^{-3} \cdot \text{год}^{-1}$. Наиболее значимы потери детрита за счет его потребления бактериями и зоопланктоном: в форме ND (соответственно 52.9 и 19.6%) и PD (19.6 и 37.0%) общих потерь за год указанных фракций.

Таблица 5

Баланс внешних и внутренних потоков соединений биогенных элементов в губе Чупа Белого моря

(a – детритообразование, b – метаболические выделения, c – потребление веществ, d – окисление UR до NH_4 , e – окисление NH_4 до NO_2 , f – окисление NO_2 до NO_3)

Составляющие баланса	ND	DON	NH_4	NO_2	NO_3	PD	DOP	DIP
	г $\text{N} \cdot \text{м}^{-3} \cdot \text{год}^{-1}$					г $\text{P} \cdot \text{м}^{-3} \cdot \text{год}^{-1}$		
ПРИХОД:								
Вынос реками	0,0054	1,3306	0,1330	0,0003	0,0162	0,0005	0,0028	0,0032
С атмосферными осадками	0,3459	0,6919	0,0865	0,0173	0,0692	0,0346	0,1730	0,0346
Выделение из дна	–	–	0,0149	–	–	–	0,0397	0,1054
Метаболические процессы:								
B_1	5,1988 ^a	0,8897 ^b	7,5626 ^b	–	–	0,2548 ^a	0,1084 ^b	0,4335 ^b
F_1	4,9265 ^a	2,0103 ^b	0,5361 ^b	–	–	1,3784 ^a	1,6279 ^b	–
F_2	0,1873 ^a	0,0771 ^b	0,0257 ^b	–	–	0,0622 ^a	0,0469 ^b	–
F_3	0,1880 ^a	0,0731 ^b	0,0195 ^b	–	–	0,0364 ^a	0,0281 ^b	–
Z_1	2,7761 ^a	0,5238 ^b	0,2245 ^b	–	–	0,6467 ^a	–	0,3146 ^b
Z_2	1,7256 ^a	0,0687 ^b	0,0294 ^b	–	–	0,6759 ^a	–	0,0381 ^b
МК	2,1488 ^a	0,2856 ^b	0,2285 ^b	–	–	1,0024 ^a	0,3728 ^b	–
Распад детрита	–	2,3254	–	–	–	–	1,0329	–
Химическое окисление	–	–	0,0280 ^d	0,6292 ^e	0,2104 ^f	–	–	–
Перенос из соседних районов	0,0288	0,0802	0,0020	0,0010	0,0046	0,0251	0,0168	0,0012
Сумма потоков	17,5312	8,3564	8,8907	0,6478	0,3004	4,1170	3,4493	0,9429
РАСХОД:								
Метаболические процессы:								
B_1	9,2163 ^c	5,6579 ^c	–	–	–	0,8098 ^c	0,0156 ^c	–
F_1	–	–	7,5693 ^c	0,3876 ^c	0,2917 ^c	–	2,3021 ^c	0,8407 ^c
F_2	–	–	0,2659 ^c	0,0198 ^c	0,0019 ^c	–	0,0993 ^c	0,0199 ^c

Продолжение табл. 5

F ₃	–	–	0,2603 ^c	0,0134 ^c	0,0012 ^c	–	0,0619 ^c	0,0096 ^c
Z ₁	2,1664 ^c	–	–	–	–	0,8808 ^c	–	–
Z ₂	1,2533 ^c	–	–	–	–	0,6526 ^c	–	–
МК	–	2,4373 ^c	0,1573 ^c	0,0155 ^c	0,0010 ^c	–	0,8764 ^c	0,0443 ^c
Распад детрита	2,3254	–	–	–	–	1,0329	–	–
Химическое окисление	–	–	0,6292 ^e	0,2104 ^f	–	–	–	–
Вынос в соседние районы	0,1641	0,0491	0,0091	0,0021	0,0036	0,0136	0,0039	0,0013
Седиментация детрита	2,2964	–	–	–	–	0,7500	–	–
Сумма потоков	17,4219	8,1443	8,8911	0,6488	0,2994	4,1397	3,3592	0,9158
Баланс потоков	0,1093	0,2121	–0,0004	0,0010	0,0010	–0,0227	–0,0901	0,0271
Невязка баланса потоков, %	0,623	2,538	0,005	0,154	0,333	0,551	2,612	2,874

Весомы также потери детрита за счет процессов седиментации, устраняющей в течение года из водной среды губы Чула соответственно 13.2% ND и 18.1% PD. Расход DON обеспечивается в течение года потреблением *В1* (69.5%) и *МК* (29.9%), а DOP – потреблением *F1* (68.5%) и *МК* (26.1%). Потери минеральных фракций азота и фосфора определяются преимущественно потреблением фитопланктона. В целом фитопланктон в течение года потребляет от общих количеств поступивших и образованных внутренними процессами 91.1% NH₄, 64.9% NO₂, 98.5% NO₃ и 95.0% DIP.

Часть БВ в водной среде губы Чула теряется при их выносе водным потоком в соседнюю акваторию б. Эти потери за год в целом невелики и составляют: 0.94% ND, 0.60% DON, 0.10% NH₄, 0.32% NO₂, 1.20% NO₃, 0.33% PD, 0.12% DOP и 0.14% DIP общего поступления и образования веществ в этой акватории Белого моря.

Баланс положительных и отрицательных потоков всех компонентов меняется для форм N от -0.0004 до 0.2121 г N·м⁻³·год⁻¹ или 0.005–2.538%, а для форм P – от -0.0901 до 0.0271 г P·м⁻³·год⁻¹ или 0.551–2.874%. Полученная информация свидетельствует о важнейшей роли круговорота ОВ и БВ в функционировании морской экосистемы в губе Чула Белого моря.

Выводы

Минеральные компоненты БВ с января по апрель накапливаются в водах заливов. Весной при активизации фитопланктона за 2–3 недели содержание минеральных фракций БВ снижается. Малое содержание в воде заливов соединений азота (преимущественно NO₃) и фосфора приводит к тому, что в начале лета DISi не активно потребляется фитопланктоном и его содержание в заливах Белого моря не уменьшается, а увеличивается.

Низкое расчетное содержание DIP и NO_3 в губе Чупа подтверждается наблюдениями. Летом и в начале осени отмечено усиление рециклинга БВ, что приводит к более интенсивному потреблению фитопланктоном DISi и регенерируемого DIP. Осенью отмечен дефицит DIP, его восстановление в морской среде происходит с начала-середины ноября. Оценены изменения соотношений концентраций БВ, которые свидетельствуют о существенных колебаниях в течение года минеральных фракций при современной биогенной нагрузке на акваторию губы Чупа.

Апрельский максимум развития диатомовых водорослей в губе Чупа связан с наибольшим потреблением NO_3 , а их развитие в мае и в последующие месяцы – с преимущественным потреблением регенерируемых форм N (в меньшей степени NO_2 , и в большей – NH_4). Результаты моделирования подтверждают, что летом жизнедеятельность фитопланктона определяется рециклингом БВ.

Основное поступление NH_4 в водную среду губы Чупа обеспечивается метаболическим выделением В1, которое в 33 раза превышает поступление NH_4 из внешних источников.

В течение года сильно меняется соотношение Si : N : P потребляемых диатомовыми субстратов: в январе-апреле оно составляет Si : N : P = (57.1- 171.7) : (23.2- 80.9) : 1, в мае- декабре – Si : N : P = (3.5- 41.1) : (1.9 - 32.2) : 1.

Для В1 в губе Чупа имеется некоторый дефицит растворенных органических компонентов (особенно DOP), образующихся при рециклинге БВ. Основное количество DON и DOP формируется при распаде детрита, что 4.5–6.1 раз выше общего годового поступления органических компонентов из внешних источников.

Расчетные значения времени оборота БВ показывают, что в течение года довольно быстро происходит оборот NH_4 , весной быстрее оборачивается NO_3 , а осенью – DIP. Расчетное значение оборота DIP соответствует оцененному экспериментально.

Наибольшие значения расчетной скорости ПП при современной биогенной нагрузке получены для губы Чупа, Двинского и верхней части Кандалакшского залива. Весовые отношения скоростей ПП практически соответствуют отношению потребляемых фитопланктоном субстратов. Оцененное по расчетам на модели значение создаваемой на рециклинге БВ продукции составляет 53.5%, и эта оценка близка экспериментальной (50–60%).

Составление балансов соединений N и P для губы Чупа показывает хорошую сбалансированность внутренних и внешних потоков БВ. Баланс потоков для форм N меняется от -0.0004 до 0.2121 г $\text{N}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{год}^{-1}$ (или 0.005–2.538%), а для форм P – от -0.0901 до 0.0271 г $\text{P}\cdot\text{м}^{-3}\cdot\text{год}^{-1}$ (или 0.551–2.874%). Для функционирования экосистемы водоема особенно существенна роль круговорота органических компонентов (в частности, детритного звена) и БВ.

Исследование выполнено в рамках международного проекта INCO-COPERNICUS (грант ICA-CT-2000-10053), а также РФФИ (грант 03-05-64505).

Литература

Агатова А.И., Лапина Н.М. Ферментативные процессы трансформации органического вещества и регенерации биогенных элементов в экосистеме Белого моря // *Океанология*. 2004. Т. 44. № 5. С.697–708.

Бабков А.И. Краткая гидрологическая характеристика губы Чупа Белого моря // *Экологические исследования перспективных объектов марикультуры фауны Белого моря*. Л.: ЗИН РАН, 1982. С.3–16.

Бабков А.И. Гидрологическая характеристика губы Чупа Белого моря // *Гидрология Белого моря*. СПб.: ЗИН РАН, 1998. С.50–67.

Бабков А.И., Галкина В.Н., Кулаковский Э.Е. и др. Изучение водообмена акваторий размещения промышленных мидиевых хозяйств на Белом море // *Гидрология Белого моря*. СПб.: ЗИН РАН, 1998. С.68–86.

Белое море. Проект «Моря СССР». Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. II. Вып. 1. Л.: Гидрометеиздат, 1991. 240 с.

Белое море. Проект «Моря СССР». Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. II. Вып. 2. Л.: Гидрометеиздат, 1991 б. 195 с.

Долотов Ю.С., Коваленко В.Н., Лифшиц В.Х. и др. О динамике вод и взвеси в эстуарии р. Кереть (Карельское побережье Белого моря) // *Океанология*. 2002 б. Т. 42. № 5. С.765–774.

Долотов Ю.С., Филатов Н.Н., Шевченко В.П. и др. О характере природных процессов в фазы прилива и отлива в эстуариях Карельского побережья Белого моря // *Океанология*. 2004. Т. 44. № 5. С.784–792.

Иванова Н.А. Изменения в вертикальном распределении эстуарного зоопланктона в различные гидрологические сезоны (р. Кереть, Белое море). Тез. Докл. VIII съезда Гидробиологического об-ва РАН. Калининград: АтлантНИРО, 2001. Т. 1. С.235–236.

Леонов А.В., Филатов Н.Н., Здорovenнов Р.Э., Здорovenнова Г.Э. Функционирование экосистемы Белого моря: исследование на основе математической модели трансформации органогенных веществ // *Вод. ресурсы*. 2004. Т. 31. № 5. С.556–575.

Леонов А.В., Филатов Н.Н., Чичерина О.В. Трансформация органогенных веществ в экосистеме Белого моря: оценка по результатам математического моделирования // *Вод. ресурсы*. 2005. Т. 32. № 4. С.435–451.

Максимова М.П. Ионный и органический сток и соотношение главнейших ионов в реках Карелии побережья Белого моря // *Гидробиологические исследования на Карельском побережье Белого моря*. Л.: ЛО Наука, 1967. Сер. «Исследования фауны морей». Т. VII (XV). С.9–14.

Прыгункова Р.В. Различия в смене биологических сезонов в планктоне губы Чупа (Белое море) в разные годы // *Биоценозы губы Чупа Белого моря и их сезонная динамика*. Л.: ЛО Наука, 1985. Сер. «Исследования фауны морей». Т. 31 (39). С.99–108.

Феохтистов В.М. Ионный, органический и биогенный сток рек Карельского побережья Белого моря // Вод. ресурсы. 2002. Т. 28. № 3. С.280–290.

Хлебович Т.В. Качественный состав и сезонные изменения численности фитопланктона в губе Чупа Белого моря // Сезонные явления в жизни Белого и Баренцева морей. Л.: ЛО Наука, 1974. Сер. «Исследования фауны морей». Т. XIII (XXI). С.56–64.

Berger V., Galaktionov K., et al. White Sea Ecology and Environment. St. Petersburg, Tromse: Derzavets Publ, 2001. 157 p.

Howland R.J.M., Pantiulin A.N., Millward G.E., Prego R. The hydrography of the Chupa Estuary, White Sea, Russia // Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1999. V. 48. P.1–12.

ИССЛЕДОВАНИЕ ВЗВЕСИ, МИКРОВОДОРОСЛЕЙ И ПОТОКОВ ОСАДОЧНОГО ВЕЩЕСТВА В ГУБЕ ЧУПА, БЕЛОЕ МОРЕ В КОНЦЕ ЗИМНЕГО ПЕРИОДА

Шевченко В.П., Ратькова Т.Н.¹, Бояринов П.М.², Митрохов А.В.², Садовникова И.В.¹, Сергеева О.М.¹

¹Институт океанологии им. П.П. Ширшова РАН, 117997,
г. Москва, Нахимовский пр., 36
e-mail: vshevch@ocean.ru

²Институт водных проблем Севера КарНЦ РАН, г. Петрозаводск

Введение

В ходе осадочного процесса идет тесное взаимодействие осадочного вещества разных геосфер (гидро-, атмо-, крио- и др.) (Лисицын, 2001, 2004). Активное изучение аэрозолей, водной взвеси и осадочного вещества во льду Белого моря началось в 2000 г. в рамках проекта «Система Белого моря» (Лисицын, 2003; Лисицын и др., 2003; Lisitzin et al., 2004). Белое море не случайно выбрано полигоном для системных исследований. На этом небольшом море с развитой инфраструктурой и многолетней базой исследований по основным направлениям океанологии проверка новых концепций и подходов, методов кажется наиболее рациональной (Лисицын, 2003).

Количественное распределение взвеси, взвешенного органического углерода и микроводорослей (биогенной взвеси) в Белом море характеризуется значительной пространственной и сезонной изменчивостью (Berger et al., 2001; Агатова и др., 2002; Ильяш и др., 2003; Лисицын и др., 2003; Мельников и др., 2003, 2005; Shevchenko et al., 2004; White Sea ... 2005). Наименее изучены биогенные и литогенные частицы в различных сферах в Белом море в зимний период (Михайловский, Житина, 1989; Житина, Михайловский, 1990; Мельников и др., 2003, 2005; Krell et al., 2003 и др.).

Одним из районов Белого моря, где исследования ведутся в течение длительного времени, является губа Чула. Она расположена на северо-востоке Карелии. Это самая длинная губа Кандалакшского залива (рис. 1): 37 км при средней ширине 1–2 км и глубине котловин около 65 м (Pantuulin, 2003) и является фьордом (затопленной морем узкой долиной, образовавшейся в результате разломов кристаллического фундамента и впоследствии обработанной ледником) (Невесский и др., 1977). В устьевой части губы находится точка Д-1 ежегодных измерений гидрологических и гидробиологических наблюдений, выполняемых сотрудниками Беломорской биологической станции Зоологического института РАН (БС ЗИН РАН) с 1957 г. (Бабков, 1998; Berger et al., 2001, 2003). На этой станции многодисциплинарные исследования, включающие изучение взвешенного вещества, ранее не проводились.

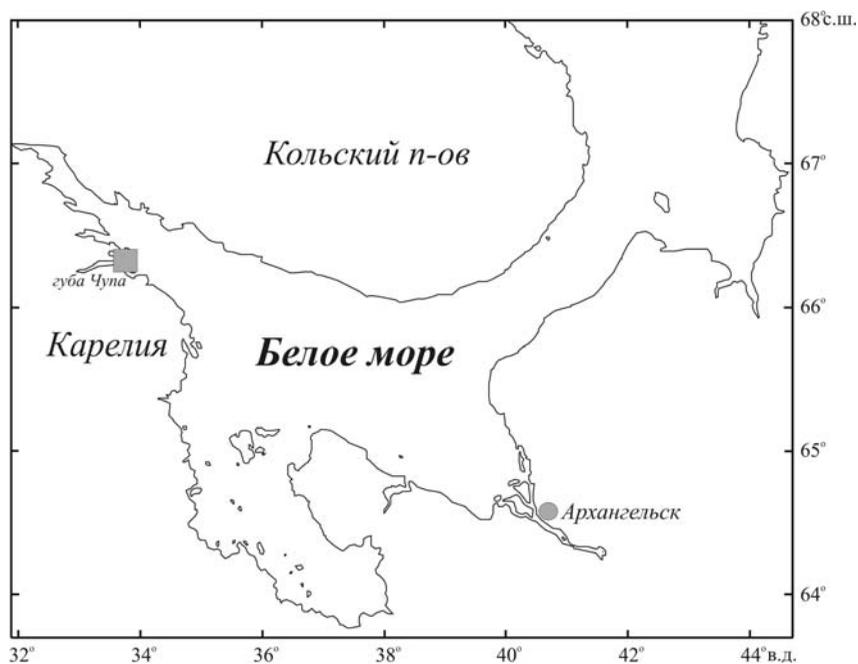


Рис. 1. Местонахождение района исследований (залитый квадрат)

Материалы и методы

Нерастворимые частицы в снеге, льду и водной толще (взвешенных веществ) и микроводоросли (ледовые водоросли и фитопланктон) исследовались в губе Чупа близ Беломорской биологической станции Зоологического института РАН (рис. 2) 18–26 марта 2001 г. Одновременно изучались гидрофизические параметры (температура и соленость воды, скорости течения) и вертикальные потоки осадочного вещества.

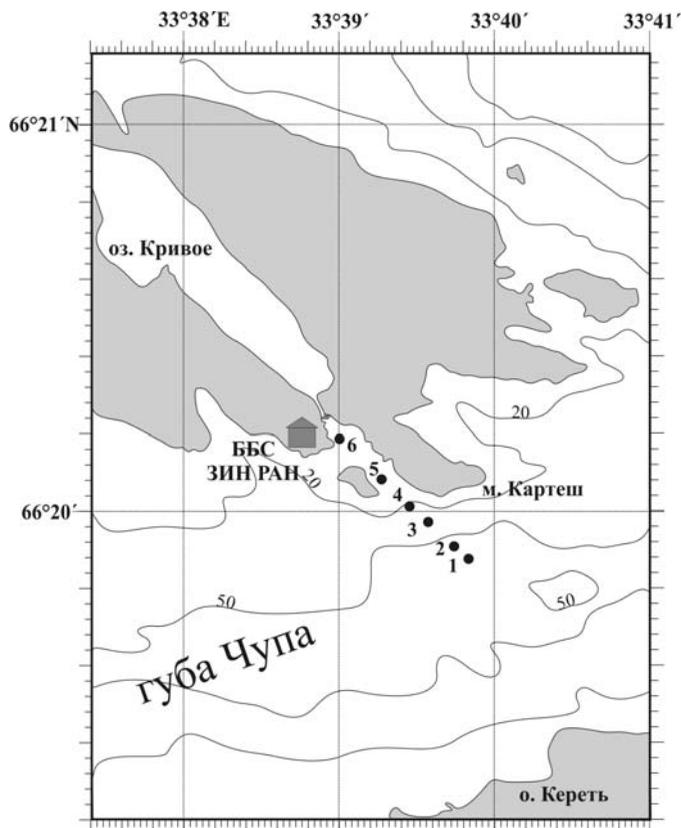


Рис. 2. Схема расположения станций в восточной части губы Чупа около мыса Каргеш. Цифры у изобат показывают глубину моря, м. Ст. 1 выполнена на месте декадной станции Д-1 Беломорской биологической ст. Зоологического института РАН (ББС ЗИН РАН).

Пробы снега отбирались в пластмассовые ведра с помощью пластмассового совка. Ледовые керны добыты титановым кольцевым буром с диаметром 140 мм. Снег и лед были растоплены в лаборатории при температуре до +10°C. Пробы воды отобраны пластмассовым батометром. Взвесь для определения ее концентрации и дальнейшего изучения состава выделялась методом ультрафильтрации под вакуумом –0,6 атм. через предварительно взвешенные ядерные фильтры диаметром 47 мм с диаметром пор 0,45 мкм. После фильтрации воды фильтры промывались бидистиллятом. Содержание взвеси определяли взвешиванием с точностью до 0,1 мг после доведения фильтров до постоянного веса. Более детально методы изучения взвеси изложены в ряде публикаций (Шевченко и др., 1996, 2004; Лисицын и др., 2003).

Концентрации взвешенного органического углерода и азота фильтрацией определяли через стекловолокнистые фильтры GF/F диаметром 47 мм под вакуумом –0,2 атм. Содержание углерода и азота на фильтрах вычислялось с помощью анализатора Carlo Erba-1500 после предварительной обработки соляной кислотой.

Для дальнейшего исследования микроводорослей аликвоты растопленного льда и морской воды фиксировали глютаральдегидом. Методика лабораторного исследования микроводорослей более подробно описана ранее (Rat'kova, 2000).

С 18 по 26 марта 2001 г. на акватории вблизи мыса Картеш (губа Чупа) со льда исследовались динамика вод, термический и солевой режим, колебания уровня поверхности, связанные с приливо-отливными движениями. Методика включала установку автономных буйковых станций длительного действия, оснащенных норвежскими приборами фирмы «Aanderaa Instruments» для измерений уровня и придонной температуры воды – WLR-5, скорости и направления течений, температуры, солёности – RCM-4, термокосы – TR-2 с кабелем длиной 20 м (датчики температуры расположены с интервалом 2 м). На станциях стратификацию вод по температуре и электропроводности (солёности) изучали с помощью ТС-зонда, разработанного в Институте водных проблем Севера КарНЦ РАН. Приборы RCM-4 и WLR-5 были установлены в наиболее глубоководной части губы, на траверзе мыса Картеш на декадной станции Д-1 (ст. 1), TR-2 – на удалении 100 м в направлении ББС ЗИН РАН (ст. 2). Последующие станции располагались в том же направлении.

Вертикальные потоки осадочного вещества на ст. 1 были измерены с помощью малых цилиндрических седиментационных ловушек, разработанных в Институте океанологии им. П.П. Ширшова РАН (Лукашин и др., 2000). Ловушки были выставлены на горизонтах 10 и 40 м. Флаконы-пробосборники ловушек перед постановкой заполнялись фиксирующим

раствором хлорида ртути в морской воде с соленостью, доведенной до 70‰ за счет добавления особого чистого хлорида натрия. Такой раствор подавляет микробиальную активность во время экспозиции ловушек и предотвращает вымывание осадочного материала из ловушки при подъеме станции. После подъема станции флаконы закрывали и отправляли в береговую лабораторию для дальнейших исследований. В лаборатории пробы из ловушек сначала пропускались через капроновое сито размером около 1 мм для отделения крупных частиц зоопланктона. После этого пробы фильтровали через ядерные фильтры с диаметром пор 0,45 мкм и стекловолоконистые фильтры GF/F. Фильтры с осадочным материалом высушивали при температуре 60°C, помещали в эксикатор и после доведения до постоянного веса взвешивали на аналитических весах. После взвешивания пробы поступали на анализ состава. Методика анализа подробно описана ранее (Лисицын и др., 1994; Shevchenko et al., 2000; Новигатский и др., 2005).

Результаты и обсуждение

Анализ наблюдений за колебаниями уровня поверхности моря на ст.1 свидетельствует о явном преобладании полусуточной приливной волны (рис. 3). Вместе с тем заметна и суточная приливная волна, которая проявляется в изменении высоты полусуточного прилива и достигает 15 см между последовательными приливо-отливными циклами. При средней высоте прилива 103 см суточная составляет 14,5% от суммарной. Приливо-отливные колебания уровня носят правильный характер, период времени нарастания уровня равен периоду его падения.

Течения, вызванные приливо-отливными явлениями, имеют реверсивный характер. При повышении уровня они направлены в губу Чупа, при понижении – из нее. Наибольшие скорости течений наблюдаются в периоды среднего уровня моря, а отсутствие их – при полной и малой воде. Это свидетельствует о том, что в указанном районе приливные волны носят стоячий характер. Наибольшие скорости течений невелики. Они составляют 6,5–18,5 см/с при приливе и 4,0–12,6 при отливе (рис. 4). В целом скорости приливных течений превосходят скорости отливных. Обращает на себя внимание увеличение скоростей течений ко дну при приливе и отсутствие их здесь при отливе (глубина места составляла 57 м в малую воду и 58,3 в полную).

Наблюдения с помощью температурного профильного регистратора TR-2 18–21 марта с дискретностью 10 мин на ст. 2 в верхнем слое толщиной 21 м свидетельствуют об отсутствии прямой связи между изменениями температуры воды на горизонтах с приливо-отливными движениями. Температура воды подо льдом (толщина льда 65 см) во всей толще была отрицательной. На границе лед – вода она

составляла $-0,55^{\circ}\text{C}$. На горизонте 21 м она колебалась вблизи отметки $-1,0^{\circ}\text{C}$. 21 марта было отмечено резкое снижение температуры воды с $-0,75^{\circ}\text{C}$ в 7 ч утра до $-1,0^{\circ}\text{C}$ в 18 ч. По-видимому, это связано с латеральным переносом во время прилива (см. рис. 3) водной массы со стороны полыньи, расположенной в Кандалакшском заливе в нескольких километрах восточнее ст. 1.

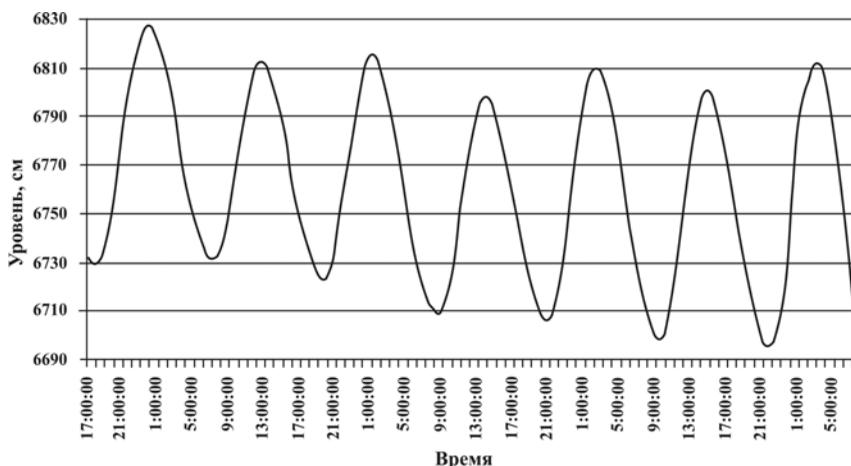


Рис. 3. Изменения уровня моря в губе Чупа на ст. 1 с 18 по 22 марта 2001 г.

Более детальное распределение температуры по глубине, полученное ТС-зондом, показывает увеличение температуры в нижележащих слоях до $-0,3^{\circ}\text{C}$ на горизонте 36 м (рис. 5). При приближении к вершинной части Кривозерской губы (ст. 5, 6) характер распределения температуры не меняется (рис. 6), лишь непосредственно подо льдом температура повышается до $-0,2^{\circ}\text{C}$, что, по-видимому, связано с пресным стоком здесь из оз. Кривое.

Характер распределения солености воды по глубине на всех станциях одинаков (см. рис. 5, 6). Непосредственно на границе лед – вода она составляла 5–6‰, в слое 0,5 м подо льдом – 26–27‰, затем плавно повышалась с 28‰ на горизонтах 1–2 м до 29‰ в придонных слоях.

Зима 2000/01 г. была сравнительно мягкой, и губа Чупа близ ББС ЗИН РАН была свободна ото льда до середины февраля. В марте 2001 г. лед в районе исследований был рыхлым, толщина его составляла 37–57 см.

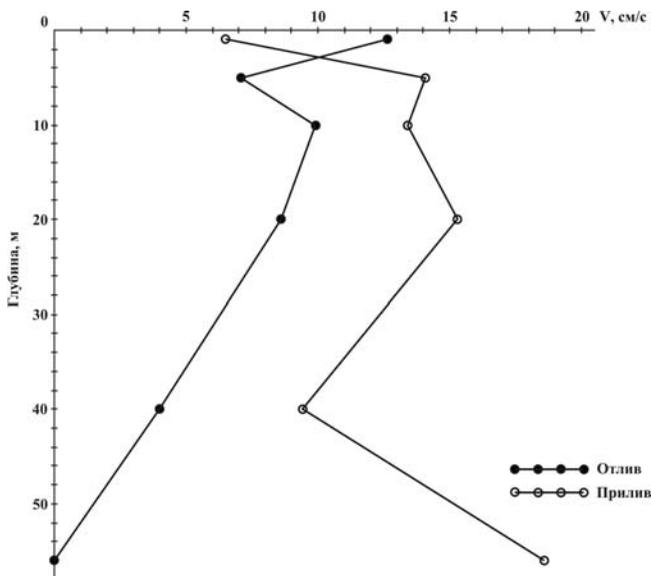


Рис. 4. Изменения максимума модуля скорости течений по вертикали в прилив и отлив в губе Чула на ст.1.

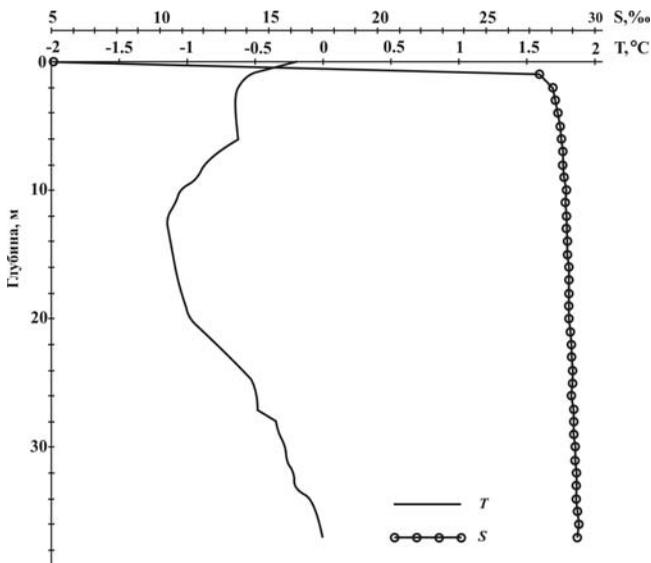


Рис. 5. Вертикальное распределение температуры (Т) и солёности (S) на ст. 1 в 10 ч 55 мин. 24 марта 2001 г.

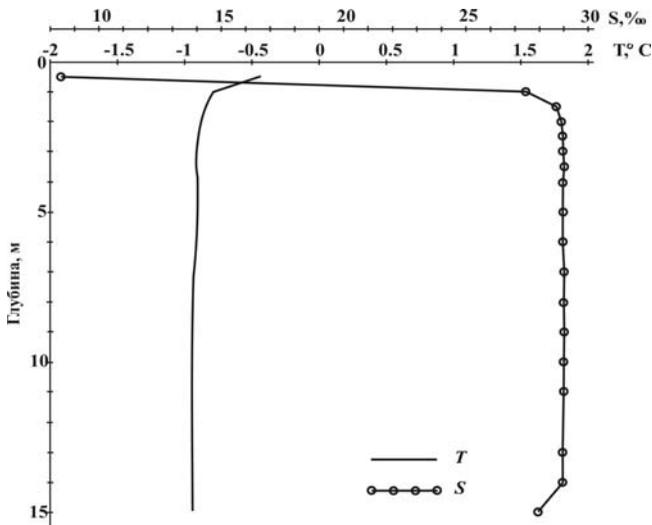


Рис. 6. Вертикальное распределение температуры (Т) и солености (S) на ст. 6 14 ч 05 мин. 23 марта 2001 г.

Концентрация нерастворимых частиц в свежеснеге на льду губы Чупа была низкой (от 0,5 до 1,6 мг/л, в среднем 0,72 мг/л). Эти значения находятся на уровне, характерном для фоновых районов Арктики (Шевченко и др., 2004; Шевченко, 2006). Содержание частиц во льду было значительно выше (от 0,9 до 5,5 мг/л). При этом наиболее высокие значения отмечены в верхних и нижних слоях льда (рис. 7). Концентрации частиц в подледной воде составляли 0,33–2,75 мг/л, снижаясь глубже до величин меньше 1 мг/л.

Содержание взвешенного органического углерода в подледной воде на глубине 1 м составляло от 197 до 256 мкг С/л, глубже оно уменьшалось. Концентрация взвешенного органического углерода во льду была значительно выше, чем в воде (от 254 до 1047 мкг С/л, достигая максимальных значений в нижних частях кернов. Отношение $C_{\text{орг}}/N$ в нерастворимых частицах во льду варьировало от 5,2 до 9,2, а в воде – от 2,8 до 10,5. Более высокие значения $C_{\text{орг}}/N$, по-видимому, свидетельствуют о привносе незначительного количества терригенной органики. Отношение $C_{\text{орг}}/N$ морского фитопланктона близко к 7 (Redfield et al., 1963), в то время как в типично терригенном органическом веществе оно может превышать 20 (Scheffer, Schachtschnabel, 1984).

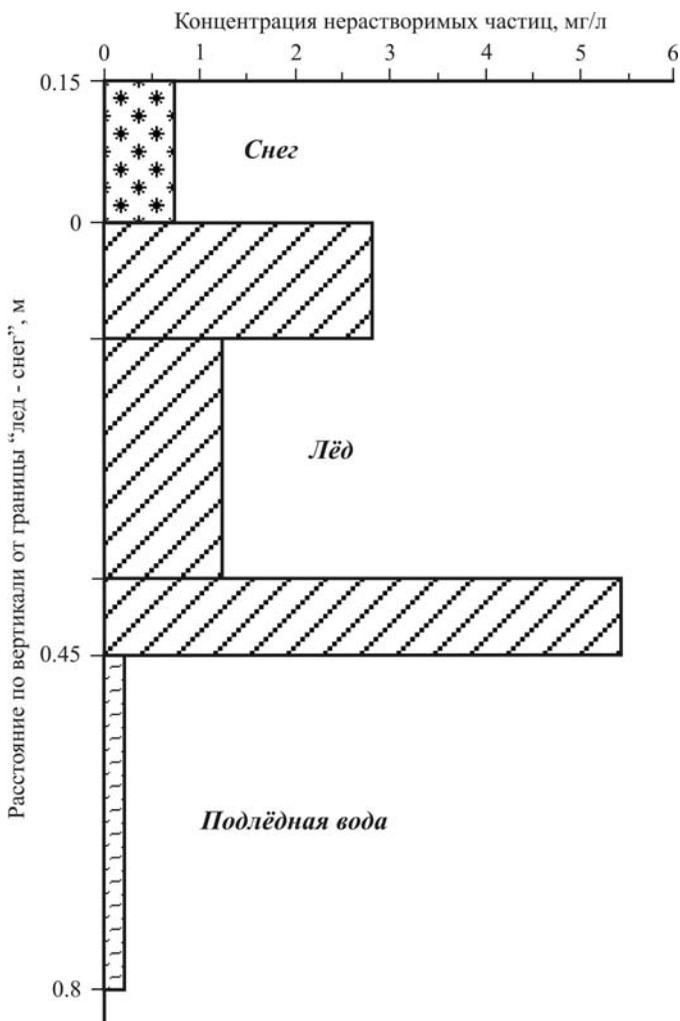


Рис. 7. Количественное распределение нерастворимых частиц в снеге, льду и подледной воде в губе Чупа 26 марта 2001 г. (ст. 1)

Во льду, водной толще и в материале, собранном седиментационными ловушками, было обнаружено 212 видов микроводорослей, включая 212 видов диатомовых водорослей, 46 динофлагеллят, 34 других жгутиковых. Количество видов водорослей во льду было высоким: 186, в том числе 110 диатомей, 36 динофлагеллят и 30 других жгутиковых. В водной толще

подо льдом удалось идентифицировать меньшее число видов, чем во льду (140), включая 82 диатомей, 32 динофлагеллят и 22 других жгутиковых.

Биомасса ледовых водорослей на ст. 1 существенно увеличилась с 18 по 26 марта 2001 г. в верхних 10 см и нижних 5 см льда. 26 марта биомасса диатомей в нижних 5 см ледового керна достигла высоких значений (до 0,45 мг С/л). С 22 по 25 марта состав диатомовых водорослей и их вертикальное распределение на ст. 2–4 были близки их характеристикам 26 марта на ст. 1.

Состав ледовых микроводорослей характеризовался большой изменчивостью. В нем преобладали пеннатные диатомеи. Например, 18 марта на ст. 1 бентосная диатомея *Diploneis litoralis* доминировала в нижних 5 см льда, а неидентифицированные клетки навикулоидных диатомей – в верхних 40 см. 26 марта максимальное количество пеннатных диатомей (*Diploneis litoralis*, *Enthomoneis alata*, *E. paludosa*, *Tropidoneis sp.*, *Undatella quadrata*) было отмечено в верхних 10 см керна, а диатомеи, образующие лентовидные колонии (*Fragilariopsis* spp. и *Navicula* spp.), и *Nitzschia frigida* развивались в основном в нижнем 5 см слое.

Во всех пробах льда были отмечены динофлагелляты и многочисленные фото- и гетеротрофные мелкие жгутиковые, которые в большинстве случаев по биомассе уступают только диатомовым. Полученные нами значения численности и биомассы жгутиковых водорослей во льду губы Чупа в марте 2001 г. значительно превышают величины обилия этих микроводорослей во льду других районов Арктики (Booth, Horner, 1997; Druzhkov et al., 2001; Дружкова, Дружков, 2001).

Впервые во льду Белого моря нами были отмечены кокколитофориды, концентрация которых во второй половине марта составляла 700 кл./л (Shevchenko et al., 2002). Позже они были отмечены во льду губы Чупа в феврале и апреле 2002 г. (Krell et al., 2003; Сажин и др., 2004).

Биомасса фитопланктона в водной толще в основном была низкой (<50 мг С м⁻³), только 21 марта на ст. 1 она была значительно больше (440 мг С м⁻³ на горизонте 10 м), что, вероятно связано с поступлением более холодной водной массы со стороны полыньи, расположенной в Кандалакшском заливе. Биомасса фитопланктона в полынье может быть высокой, так как океанологические условия в полынье сходны с условиями в прикромочной зоне ледовых полей (marginal ice zone), благоприятными для развития фитопланктона (Smith, 1987; Pesant et al., 1996). 21 марта на ст. 1 доминировали диатомеи *Chaetoceros socialis* и *Atteya septentrionalis*, примезиивые водоросли *Phaeocystis pouchetii*, криптомонады и пикопланктон, которые не были распространены во льду губы Чупа в период наших исследований. Такой видовой состав фитопланктона очень характерен для прикромочной зоны ледовых полей (Owrid et al., 2000; Quillfeldt, 2000).

Состав фитопланктона в водной толще значительно отличался от состава ледовых микроводорослей. Многие виды, отмеченные во льду, не были обнаружены в воде. Планктонные центрические (*Chaetoceros socialis*, *Porosira glacialis* и *Thalassiosira antarctica*) и pennатные, образующие лентовидные колонии (*Fossula arctica*, *Fragilariopsis cylindrus*, *F. oceanica*, *Navicula pelagica*, *N. vanhoeffenii* и *Pauliella taeniata*) виды были мало распространены во льду в марте.

Наши исследования на ст. 1 показали (Новигатский и др., 2005), что суммарные значения вертикальных потоков осадочного вещества ($67,2 \text{ мг м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$ на горизонте 10 м и $137,2 \text{ мг м}^{-2} \text{ сут}^{-1}$ на горизонте 40 м) оказались относительно невысокими по сравнению с данными, полученными в летние сезоны в Белом, Баренцевом и Карском морях (табл. 1). В табл. 2 приведены концентрации химических элементов и потоки осадкообразующих компонентов осаждающегося в толще воды материала. Из химических элементов наиболее высоки концентрации органического углерода, значительно меньше кремния, карбоната кальция и алюминия и на порядок меньших величин ниже концентрации фосфора. Отношение Si/Al, примерно равное 4 на всех горизонтах, показывает, что в осаждающемся веществе доминирует силикатный кремнезем, а не биогенный (диатомового планктона). Атомное отношение C/P на верхних горизонтах близко к планктонному (Redfield et al., 1963), а на нижних уменьшается. Обычно с глубиной величины этого отношения увеличиваются, так как P входит в состав наиболее лабильных компонентов органики. Уменьшение этого отношения на нижнем горизонте свидетельствует, вероятно, о дополнительном привносе во взвесь неорганического фосфора за счет сорбции на глинистом материале и гидроксидах Fe, как это наблюдалось при исследовании потоков осадочного вещества в Норвежском и Белом морях (Лукашин и др., 2000, 2003). Потоки осадкообразующих компонентов рассчитываются по концентрациям химических элементов, из которых вычисляются содержания осадкообразующих компонентов, и по значениям валовых потоков. Количество органического вещества определялось умножением концентрации $C_{\text{орг}}$ на коэффициент 2 (Лукашин и др., 2000). Содержание диатомового опада вычислялось методом терригенной матрицы по характерному для терригенного вещества отношению Si/Al. Взвешенный терригенный материал состоит преимущественно из глинистого вещества, а отношение этих элементов в континентальных глинах равняется 3,05 (Ронов, Ярошевский, 1967). Таким образом, содержание терригенного Si в веществе будет равняться содержанию Al, умноженному на 3,05, а кремнистого (диатомового) – Si валовое минус Si терригенное. Доля терригенного материала в веществе определяется по концентрации Al, умноженной на коэффициент 11,65, вычисленный по количеству алюминия в платформенных глинах (Ронов, Ярошевский, 1967).

Потоки осадочного вещества на ст. Д-1 в губе Чула в сравнении с другими районами Российской Арктики

Море	Станция	Координаты		Даты		Глубина, м	Гори-зонгг, м	Поток, мг м ⁻² сут ⁻¹	Источник
		Широта (N)	Долгота (E)	Постановка	Снятие				
Белое	Г. Чула, Д-1	66°19,88'	33°39,84'	18.03.01	26.03.01	67	10	67,2	Данная работа
				04.07.01	07.07.01			137,2	
	Кемь-1	65°00,38'	34°50,90'	26.08.02	02.09.02	28	7	1335	Долотов и др., 2005
				04.07.01	07.07.01			4283	
	Кемь-2	65°02,41'	34°55,24'	15.06.00	23.06.00	320	20	8851	Лукашин и др., 2003
14.09.97				19.09.97	622				
Баренцево	Ст. 2	66°28,8'	34°09,4'	14.09.97	19.09.97	380	70	9,8	Shevchenko et al., 2000
				22.09.97	24.09.97			1063	
	АСВ-3	78°05,0'	60°00,2'	22.09.97	24.09.97	104	85	130	
				29.09.97	03.10.97			17,7	
	АСВ-5	76°16,0'	62°27,1'	22.09.97	24.09.97	190	120	346	
29.09.97				03.10.97	7660				
АСВ-7	70°18,1'	57°58,2'	05.10.97	07.10.97	230	55	212		
			10.08.94	20.08.94			3500		
Карское	АСВ-8	70°17,8'	58°11,15'	05.10.97	07.10.97	515	205	256	Шевченко и др., 1998
				10.08.94	20.08.94			23	
	ПЛ-9-3	79°23,44'	69°58,38'	02.09.93	14.09.93	130	60	19,7	
				17.09.93	22.09.93			19,5	
	4382	74°36,1'	63°54,23'	02.09.93	14.09.93	40	100	27,9	Лисицын и др., 1994
17.09.93				22.09.93	25				
4402	73°32,33'	79°57,32'	18.09.93	21.09.93	16	8	52,8		
			18.09.93	20.09.93			159		
4404	72°31,45'	79°49,51'	18.09.93	21.09.93	17	9	856		
			18.09.93	20.09.93			9940		
4405	72°38,5'	83°26,90'	26.09.93	29.09.93	32	22	22160		
			18.09.93	20.09.93			1321		
4415	72°45,8'	73°28,33'	26.09.93	29.09.93					
			18.09.93	20.09.93					

Данные по рассчитанным потокам осадкообразующих компонентов показывают неравномерность значений для верхних и нижних горизонтов. Так, высокие потоки карбонатов были характерны для верхнего горизонта, что обусловлено наличием кокколитовых водорослей. Поток кокколитов на горизонте 10 м был более чем вдвое выше, чем их поток на горизонте 40 м ($9 * 10^7$ и $4 * 10^7$ кл м⁻² сут⁻¹ соответственно). Состав микроводорослей и простейших в материале, собранном седиментационными ловушками, существенно отличается от состава организмов, обитавших в морском льду и водной толще в районе исследований. Кокколитофорида и жгутиковые доминировали в ловушке на горизонте 10 м, а диатомеи (в основном планктонные центрические *Thalassiosira spp.*) – на горизонте 40 м. Из простейших в седиментационных ловушках были отмечены преимущественно тинтинниды. На обоих горизонтах фекальные пеллеты составляли существенную долю осадочного вещества.

Маленькие клетки, преобладавшие в осадочном веществе, собранном седиментационными ловушками, поступили в район ст. 1, скорее всего, из полыньи, потому что видовой состав микроводорослей в морском льду и подледной воде очень сильно отличались от их состава в седиментационных ловушках. Планктонные микроводоросли, такие как диатомеи *Thalassiosira spp.* и кокколитофорида, преобладавшие в составе осадочного вещества в седиментационных ловушках, были редки в морском льду и водной толще. Они, по-видимому, поступили из полыньи в Кандалакшском заливе в результате латерального переноса водных масс 21 марта. Такой латеральный перенос отмечался в северо-восточной полынье около Гренландии, когда крупные клетки диатомей переносились подо льдом антициклональным круговоротом и осаждались из-за низкой освещенности или поедались копеподами (Pesant et al., 1996). По сравнению с относительно низким вертикальным потоком микроводорослей поток фекальных пеллет был высоким ($>2,5 * 10^7$ пеллет м⁻² сут⁻¹). Маленькие округлые фекальные пеллеты составляли существенную часть осадочного материала, собранного седиментационными ловушками. Такие же пеллеты были распространены во льду, а также в водной толще во время латерального поступления водных масс со стороны полыньи 21 марта. Содержимое пеллет свидетельствует о том, что микрозоопланктон питался преимущественно жгутиковыми или простейшими, так как остатков диатомей в пеллетах не обнаружено.

Потоки органического вещества и аморфного кремнезема совсем не коррелируют, да и последний элемент очень низок в своих значениях, что указывает на существенную долю в общей массе органического вещества беспанцирных жгутиковых организмов. Наблюдается совокупная динамика увеличения потока терригенной составляющей в нижних горизонтах.

Выводы

Приливо-отливные колебания уровня моря в период исследований носили правильный характер: время нарастания уровня равно периоду его падения. Течения, вызванные приливо-отливными явлениями, имели реверсивный характер. Наиболее высокие скорости течений (до 18,5 см/с) наблюдались во время среднего уровня.

Температура воды подо льдом во всей толще была отрицательной. Характер распределения солености воды по глубине на всех станциях был одинаков: непосредственно на границе лед – вода она была 5–6‰, в 0,5 м подо льдом – 26–27‰, затем плавно повышалась с 28‰ на горизонтах 1–2 м до 29‰ в придонных слоях.

Зима 2000/01 г. на севере Карелии была сравнительно мягкой. Лед в восточной части губы Чупа был рыхлым, толщина его составляла 37–57 см.

Содержание нерастворимых частиц в снеге, льду и водной толще было сравнительно низким, что связано с низкой постановкой частиц на поверхность губы Чупа и низкой продуктивностью фитопланктона.

Ледовые водоросли распределялись в кернах льда довольно равномерно, концентрация их увеличивалась в нижней и (или) верхней частях кернов. По биомассе диатомовые водоросли доминировали в составе ледовой флоры. Наиболее высокая биомасса фитопланктона подо льдом была зарегистрирована на глубине 10 м, при этом в составе проб преобладали жгутиковые.

Величины вертикальных потоков осадочного вещества на горизонтах 10 и 40 м были сравнительно низкими, что можно объяснить незначительным поступлением осадочного материала в водную толщу губы Чупа в конце зимнего сезона. На горизонте 10 м в составе осадочного вещества преобладало органическое вещество, а на горизонте 40 м – терригенный материал.

Наши исследования были поддержаны Российским фондом фундаментальных исследований (гранты 02-05-65080, 05-05-65159, 06-05-64815), INCO-COPERNICUS (ICA2-CT-2000-10053), российско-немецкой Лабораторией им. О.Ю. Шмидта, грантом Президента РФ № НШ-2236.2006.5, государственным контрактом 02.445.11.7484, Президиумом РАН (Программы фундаментальных исследований № 16, часть 2 «Природные процессы в полярных областях Земли и их вероятное развитие в ближайшие десятилетия» и 17, проект 4.4 «Система Белого моря»). Авторы признательны сотрудникам Беломорской биологической станции Зоологического института РАН и ее директору В.Я. Бергеру за возможность работать на станции и поддержку. Мы благодарим А.А. Свертилова, И.Т. Байрамова, А.С. Савви-

чева, А.Д. Наумова за помощь в экспедиции и А.Б. Исаеву, Х. Лоренцен (Ch. Lorenzen), А.Н. Новигатского, Е.-М. Нютик (Е.-М. Noethig) за участие в анализе проб. Авторы признательны академику А.П. Лисицыну и проф. Н.Н. Филатову за поддержку и ценные советы.

Литература

Агатова А.И., Торгунова Н.И., Лапина Н.М., Кирпичев К.Б. Биогидрохимическая основа продуктивности глубоководной части Белого моря // *Океанология*. 2002. Т. 42. № 3. С.370–377.

Бабков А.И. Гидрология Белого моря. СПб: ЗИН РАН, 1998. 98 с.

Долотов Ю.С., Филатов Н.Н., Шевченко В.П. и др. Мониторинг приливо-отливных обстановок в эстуариях Карельского побережья Белого моря // *Водные ресурсы*. 2005. Т. 32. № 6. С.670–688.

Дружкова Е.И., Дружков Н.В. Состав и вертикальное распределение ледовой микробиоты в северной части Баренцева моря в начале зимнего периода. 2. Структура микроводорослевых сообществ по данным эпифлуоресцентной микроскопии // *Опыт системных океанологических исследований в Арктике* / Ред. А.П. Лисицын, М.Е. Виноградов, Е.А. Романкевич. М.: Научный мир, 2001. С.344–349.

Житина Л.С., Михайловский Г.Е. Ледовая и планктонная флора Белого моря как объект мониторинга // *Биологический мониторинг прибрежных вод Белого моря*. М.: ИОАН, 1990. С.41–49.

Ильяи Л.В., Житина Л.С., Федоров В.Д. Фитопланктон Белого моря. М.: Янус-К, 2003. 168 с.

Лисицын А.П. Потоки вещества и энергии во внешних и внутренних сферах Земли // *Глобальные изменения природной среды-2001*. Новосибирск: Изд-во СО РАН, филиал «Гео», 2001. С.163–248.

Лисицын А.П. Новые возможности четырехмерной океанологии и мониторинга второго поколения – опыт двухлетних исследований на Белом море // *Актуальные проблемы океанологии*. Гл. ред. Н.П. Лаверов. М.: Наука, 2003. С.503–556.

Лисицын А.П. Потоки осадочного вещества, природные фильтры и осадочные системы «живого океана» // *Геология и геофизика*. 2004. Т. 45. № 1. С.15–48.

Лисицын А.П., Шевченко В.П., Буренков В.И. и др. Взвесь и гидрооптика Белого моря – новые закономерности количественного распределения и гранулометрии // *Актуальные проблемы океанологии* / Гл. ред. Н.П. Лаверов. М.: Наука, 2003. С.556–607.

Лисицын А.П., Шевченко В.П., Виноградов М.Е. и др. Потоки осадочного вещества в Карском море и в эстуариях Оби и Енисея // *Океанология*. 1994. Т. 34. № 5. С.748–758.

Лукашин В.Н., Богданов Ю.А., Шевченко В.П. и др. Исследование вертикальных потоков осадочного материала и его состава в Норвежском море в летние месяцы 1991–1995 гг. // *Геохимия*. 2000. № 2. С.197–212.

Лукашин В.Н., Кособокова К.Н., Шевченко В.П. и др. Результаты комплексных океанографических исследований в Белом море в июне 2000 г. // *Океанология*. 2003. Т. 43. № 2. С.237–253.

Мельников И.А., Дикарев С.Н., Егоров В.Г. и др. Структура прибрежной экосистемы льда в зоне взаимодействия река–море // Там же. 2005. Т. 45. № 4. С.542–550.

Мельников И.А., Корнеева Г.А., Житина Л.С., Шанин С.С. Динамика эколого-биохимических характеристик морского льда в прибрежной зоне Белого моря // Известия АН. Сер. биол. 2003. № 2. С.206–213.

Михайловский Г.Е., Житина Л.С. Криопланктонная флора Белого моря и ее сезонная динамика, выявленная методами корреляционного анализа // Океанология. 1989. Т. XXIX. Вып. 5. С.796–803.

Невесский Е.Н., Медведев В.С., Калинин В.В. Белое море. Седиментогенез и история развития в голоцене. М.: Наука, 1977. 236 с.

Новицатский А.Н., Шевченко В.П. Вертикальные потоки осадочного вещества в губе Чупа, Белое море // Геология и геоэкология: исследования молодых: Мат. XVI конф. молодых ученых, посвящ. памяти члена-корреспондента АН СССР профессора К.О. Кратца. Апатиты, 15–18 ноября 2005 г. Апатиты: Геологический институт КНЦ РАН, 2005. С.76–79.

Ратькова Т.Н., Сажин А.Ф., Кособокова К.Н. Одноклеточное население беломорской пелагиали подо льдом в ранневесенний период // Океанология. 2004. Т. 44. № 2. С.259–266.

Ронов А.Б., Ярошевский А.А. // Химическое строение земной коры // Геохимия. 1967. № 11. С.1285–1309.

Сажин А.Ф., Ратькова Т.Н., Кособокова К.Н. Население прибрежного льда Белого моря в ранневесенний период // Океанология. 2004. Т. 44. № 1. С.92–100.

Шевченко В.П. Влияние аэрозолей на среду и морское осадконакопление в Арктике. М.: Наука, 2006 (в печати).

Шевченко В.П., Иванов Г.И., Буровкин А.А. и др. Потоки осадочного вещества в желобе Святой Анны и в восточной части Баренцева моря // ДАН. 1998. Т. 359. № 3. С.401–404.

Шевченко В.П., Лисицын А.П., Виноградова А.А. и др. Новый взгляд на влияние эолового переноса на современное морское осадконакопление и окружающую среду в Арктике. Результаты исследования аэрозолей и снежного покрова // Новые идеи в океанологии. Т. 2. Геология / Отв. ред. М.Е. Виноградов, С.С. Лаппо. М.: Наука, 2004. С.168–214.

Шевченко В.П., Ратькова Т.Н., Бояринов П.М. и др. Количественное распределение взвеси, взвешенного органического вещества и микроводорослей в губе Чупа, Белое море в марте 2001 г. // Геодинамика и геологические изменения в окружающей среде северных регионов: Мат-лы Всероссийской конференции с международным участием. Т. II. Архангельск: Институт экологических проблем Севера УрО РАН, 2004. С.383–387.

Шевченко В.П., Богунов А.Ю., Гоголицын В.А. и др. Геохимия снега, льда и воды в устьевой области р. Северная Двина в конце зимнего периода // Геология морей и океанов: Тез. XVI Междунар. науч. школы по морской геологии. Москва, 14–18 ноября 2005 г. М.: GEOS, 2005. Т. 2. С.261–262.

Шевченко В.П., Северина О.В., Майорова Н.Г., Иванов Г.В. Количественное распределение и состав взвеси в эстуариях Оби и Енисея // Вестн. Московского университета. Геология. 1996. С.81–86.

Berger V., Dahle S., Galaktionov K. et al. White Sea. Ecology and environment. St. Petersburg – Tromsø: Derzavets Publisher, 2001. 157 p.

Berger V.Ya., Naumov A.D., Usov N.V. et al. 36-year time series (1963–1998) of zooplankton, temperature, and salinity in the White Sea // International Ocean Atlas and Infotmation Series. V. 7. NOAA Atlas NESDIS 57. St. Petersburg – Silver Spring, 2003. 362 p.

Booth B.C., Horner R.A. Microalgae on the Arctic Ocean Section, 1994: Species abundance and biomass // Deep-Sea Res. 1997. V. 44. N 8. P.1607–1622.

Druzhkov N.V., Druzhkova E.I., Kuznetsov L.L. The sea ice algal community of seasonal pack ice in the southwestern Kara Sea in late winter // Polar Biology. 2001. V. 24. P.70–72.

Krell A., Ummenhofer C., Kattner G. et al. The biology and chemistry of land fast ice in the White Sea, Russia. A comparison of winter and spring conditions // Ibid. 2003. V. 26. P.707–719.

Lisitzin A.P., Shevchenko V.P., Gordeev V.V. Multidisciplinary studies in the White Sea in the frame of the LOIRA project // Berichte zur Polar- und Meeresforschung. 2004. N. 482. P.124–130.

Owrid G., Socal G., Civitarese G. et al. Spatial variability of phytoplankton, nutrients and new production estimates in the waters around Svalbard // Polar Research. 2000. V. 19. P.155–171.

Pantulyin A.N. Hydrological system of the White Sea // Oceanology. 2003. Supplementary Issue. P.S1–S14.

Pesant S., Legendre L., Gosselin M. et al. Size-differential regimes of phytoplankton production in the Northeast Polynya (77° – 81° N) // Marine Ecology Progress Series. 1996. V. 142. P.75–86.

Quillfeldt C.H. von. Common diatom species in the arctic spring bloom: their distribution and abundance // Botanica Marina. 2000. V. 43. P.499–516.

Rat'kova T.N. Phytoplankton composition in the White Sea Basin in summer-autumn 1998 and 1999 // Berichte zur Polarforschung. 2000. N. 359. P.97–109.

Rat'kova T.N. The White Sea phytoplankton – a review // Ibid. P.23–29.

Ratkova T.N., Wassmann P. Sea ice algae in the White and Barents seas: composition and origin // Polar Research. 2005. V. 24. N 1–2. P.95–110.

Redfield A.C., Ketchum B.H., Richards F.A. The influence of organisms on the composition of sea water // The Sea. M.N. Hill (Editor). New York: Wiley, 1963. P.26–77.

Sazhin A. Phototrophic and heterotrophic nano- and microorganisms of sea ice and sub-ice water in Guba Chupa (Chupa Inlet), White Sea, in April 2002 // Polar Research. 2004. V. 23. N 1. P.11–18.

Scheffer F., Schachtschabel P. Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart: Enke, 1984. 442 p.

Shevchenko V.P., Lisitzin A.P., Belyaev N.A. et al. Seasonality of suspended particulate matter distribution in the White Sea // Berichte zur Polar- und Meeresforschung. 2004. N. 482. P.142–149.

Shevchenko V.P., Lisitzin A.P., Zernova V.V. et al. Vertical particle fluxes in seas of the western Russian Arctic // Humanity and the World Ocean: Interdependence at the Dawn of the New Millennium. PACON 99 Proceedings. Moscow, Russia. 23–25 June, 1999. PACON International, 2000. P.239–249.

Shevchenko V.P., Rat'kova T.N., Bairamov I.T. et al. Multidisciplinary studies in the Chupa Bay, White Sea in winter time // Abstracts of Fifth Workshop on Land Ocean Interaction in the Russian Arctic (LOIRA) devoted to memory of acad. I.S. Gramberg. Moscow, November 12–15, 2002. P.119–121.

Smith W.O., Jr. Phytoplankton dynamics in marginal ice zones // *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review*. 1987. V. 25. P.11–38.

White Sea. Its Marine Environment and Ecosystem Dynamics Influenced by Global Change // Filatov N., Pozdnyakov D., Johannessen O.M. et al. (eds.). Berlin: Springer, 2005. 472 p.

Н а у ч н о е и з д а н и е

**ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРА РОССИИ:
ИТОГИ И ПЕРСПЕКТИВЫ ИССЛЕДОВАНИЙ**

Материалы юбилейной конференции,
посвященной 15-летию ИВПС, 2006 г.

*Печатается по решению Ученого Совета
Института водных проблем Севера КарНЦ РАН*

Материалы конференции печатаются в авторской редакции

Изд. лиц. № 00041 от 30.08.99 г. Сдано в печать 11.09.06.
Формат 60x84¹/₁₆. Гарнитура Times
Печать офсетная. Уч.-изд. л. 32,0. Усл. печ. л. 31,3.
Тираж 200 экз. Изд. № 54. Заказ № 598.

Карельский научный центр РАН
Редакционно-издательский отдел
Петрозаводск, пр. А. Невского, 50