

Санкт-Петербургский государственный технический университет

На правах рукописи

АПОНАСЕНКО АНАТОЛИЙ ДМИТРИЕВИЧ

КОЛИЧЕСТВЕННЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ ФУНКЦИОНАЛЬНОЙ
ОРГАНИЗАЦИИ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ В СВЯЗИ С ИХ ДИСПЕРСНОЙ
СТРУКТУРОЙ

03.00.02 – биофизика

А В Т О Р Е Ф Е Р А Т

диссертации на соискание ученой степени
доктора физико-математических наук

Санкт-Петербург, 2002

Работа выполнена в Институте вычислительного моделирования СО РАН,
г. Красноярск

Научный консультант: доктор физ.-мат. наук, профессор Лопатин В.Н.

Официальные оппоненты: доктор физ.-мат. наук, профессор
Фараонов В.Г.;
доктор технических наук, профессор
Верхотуров В.Н.;
доктор физ.-мат. наук, профессор
Безрукова А.Г.

Ведущая организация: Научно-исследовательский институт биологии при
Иркутском государственном университете, г. Иркутск

Защита состоится « _____ » _____ 2002 г. в _____ часов на
заседании диссертационного совета Д 212.229.25 при Санкт-Петербургском
государственном техническом университете по адресу: 195251 Санкт-
Петербург, ул. Политехническая, д. 29.

С диссертацией можно ознакомиться в библиотеке СПбГТУ.

Автореферат разослан « _____ » _____ 2002 г.

Ученый секретарь диссертационного совета,
кандидат физ.-мат. наук

О.Л. Власова

ОБЩАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РАБОТЫ

Актуальность проблемы. Водные экосистемы составляют широкий класс природных объектов с чрезвычайно разнообразными условиями существования (внешней среды), определяющими их естественное функционирование, от океанских систем до небольших континентальных водоемов и водотоков. Их характерной особенностью является наличие совокупности взвешенных в толще воды частиц биологического и абиотического происхождения с громадной общей поверхностью раздела взвесь - вода, формирующих особую структуру пограничных слоев, зон активной трансформации вещества и энергии (Айзатуллин и др., 1984; Лебедев, 1986). Наличие внутренних зон активности в толще вод расширяет границы концепции В.И. Вернадского о циркумграничной биогеохимической структуре океана.

В последние годы в исследовании водных экосистем активно разрабатывается структурно-функциональный подход, связывающий интегральные потоки вещества и энергии с дисперсными компонентами экосистем (Хайлов, 1971, 1974; Алимов, 1982, 1990, 2000; Гутельмахер, 1986; Остапеня, 1989). Несмотря на это накопленные к настоящему времени материалы не дают адекватного представления о связи структуры с функционированием экосистем. Такое положение дел тормозит решение важнейших научных и прикладных задач современной гидроэкологии. Поскольку без ясного понимания роли дисперсной структуры, воздействия пограничных процессов на интегральные потоки вещества и энергии невозможно создание общей теории функционирования водных экосистем, а также решение таких проблем, как формирование качества вод и их продуктивности, успешная борьба с загрязнением, то актуальность, научная и практическая значимость исследований сестона и его роли в водных экосистемах не вызывает сомнения.

В экологической гидробиологии все большее распространение получают биофизические методы исследования на основе изучения оптических, биолюминесцентных и флуоресцентных полей. Изучение физических процессов, являющихся отражением взаимодействия организмов между собой и окружающей их средой, требует создания специальных методов и аппаратуры с особыми параметрами пространственно-временного разрешения и чувствительности (Шифрин, 1951, 1956, 1983; Иванов, 1969, 1975; Верхотуров, 1970; Ivanoff, 1975; Ерлов, 1980; Копелевич, 1981, 1991; Кондратьев, Поздняков, 1988; Карабашев, 1987; Фарафонов, 1990; Безрукова, 1996). Но наши знания в этой области еще очень неполны, и разработка таких методов - один из наиболее важных вкладов, который наука об океане в целом вправе ожидать от оптических исследований. Информация, полученная разными исследователями и различными методами, характеризуется разобщенностью, а часто, и несопоставимостью, поскольку оптические исследования природных вод, как правило, проводятся на уникальном, единичном оборудовании с использованием ограниченного набора методов, что не позволяет перейти

к широкой, комплексной оценке сложных полидисперсных поликомпонентных водных экосистем.

Диссертационная работа выполнена в рамках программы СО РАН «Экологические, генетические и эволюционные основы рационального использования, воспроизводства и охраны биологических ресурсов» и соответствует тематике Института вычислительного моделирования СО РАН «Математическое моделирование и экспериментальное изучение структурной и функциональной организации водных экосистем на основе дисперсных границ раздела» (рег. № 01.99.00. 07793).

Цели и задачи работы. На основе исследования дисперсной и функциональной структуры водных экосистем, обусловленной наличием в ней активных границ, связанных с дисперсиями, выявить внутренние связи и механизмы трансформации вещества и энергии в активных зонах, прилегающих к граничным поверхностям; изучить взаимосвязи дисперсной структуры с гидробиологическими, гидрофизическими и гидрохимическими характеристиками водных объектов.

При этом в задачи работы входила разработка инструментария, включающего систему оптических методов и комплекс аппаратуры, необходимого для исследования функциональной дисперсной структуры водных экосистем.

На защиту выносятся следующие основные положения:

1. Схема трофометаболических связей в планктонных сообществах с учетом органо-минерального детрита как звена, вносящего существенный вклад в перераспределение потоков вещества и энергии в пищевых цепях за счет аккумулированных в нем значительных запасов органического вещества. Модель адсорбции органических веществ (ОВ) из растворенной фазы на минеральной взвеси и зависимости структурных параметров (толщины и объема адсорбированного слоя, плотности ОВ в нем) формирующихся органо-минеральных комплексов (органо-минерального детрита) от величин площади граничной поверхности частиц взвеси, природы их вещества и концентрации ОВ в водной среде.

2. Экспериментально установленная зависимость удельной продукции фитопланктонных сообществ от их дисперсной структуры, которая инвариантна в координатах обобщенного структурного параметра, учитывающего соотношение площади граничной поверхности клеток сообщества, их объема и численности. Существенный вклад в эту зависимость вносит тесная связь содержания основного пигмента хлорофилла «а» фитопланктона на единицу его биомассы с дисперсной структурой фитоценоза.

3. Выявленная роль характера распределения концентрации хлорофилла "а" фитопланктона в различных водоемах как информационного показателя целого ряда важнейших гидрохимических, гидрологических и гидробиологических характеристик водоема. Установленные взаимосвязи дают возможность использовать этот параметр для определения соотношения продукционно-деструкционных процессов, вычленения зон неоднородностей водоемов при их районировании.

4. Система оригинальных оптических экспрессных методов и аппаратуры, позволяющая определять широкий класс гидробиологических, гидрофизических, гидрохимических и гидрологических характеристик и их связи с дисперсной структурой водных экосистем: концентраций фитопланктона, бактериопланктона, растворенного и адсорбированного органического вещества (РОВ и АОВ), взвешенного вещества, среднего размера взвешенных минеральных частиц, площади их граничной поверхности, соотношения продукции и деструкции органического вещества.

Научная новизна и теоретическая значимость работы. На едином системном принципе граничных поверхностей раздела фаз взвесь-вода развита концепция функционирования водных экосистем.

Впервые количественно определена структура органо-минерального детрита (толщина и объем адсорбированного слоя, плотность органического вещества в слое) в зависимости от площади граничной поверхности взвеси и содержания РОВ, а также соотношение между АОВ и РОВ для ряда водоемов. Получены экспериментальные данные, свидетельствующие о существенной роли взвешенного минерального вещества в пищевых потоках планктонных сообществ. С учетом этого предложена новая схема трофометаболических связей в планктонном сообществе.

Теоретически и экспериментально показано, что удельная продукция фитопланктона зависит от отношения площади поверхности клеток к их объему. Для сложных природных сообществ фитопланктона найден обобщенный структурный параметр, который наиболее адекватно отражает их структурные изменения и интегральную продукцию на единицу биомассы.

Впервые выявлена связь относительного содержания хлорофилла "а" в сообществах фитопланктона с их дисперсной структурой, независимо от видового состава. Показано, что для мелких клеток фитопланктона относительное содержание хлорофилла может быть более чем на 2 порядка выше по сравнению с крупными.

На основании обобщения теоретических исследований и экспериментальных работ создан оригинальный инструментарий, включающий комплекс оптической аппаратуры и экспресс-методов для изучения функциональной дисперсной структуры водных экосистем.

Практическая значимость работы. Разработаны и апробированы оптические приборы: спектрофотометр, лабораторный, проточный и зондирующий флуориметры, спектрофлуориметр, Стокс-поляриметр-нефелометр, которые применяются в полевых исследованиях различных водоемов для комплексной экспрессной оценки состояния экосистем.

Разработаны оригинальные методы, на основе которых можно оценивать концентрацию хлорофилла фитопланктона без экстракции его из клеток, биомассу фитопланктона (А.с. СССР №1315474), химическое потребление кислорода (патент РФ №2087901), содержание взвешенного вещества, средние размеры взвешенных частиц (патент РФ №2098794), кислородный режим водоемов (А.с. СССР №1338825), смешение водных потоков и факелы распространения антропогенных стоков (А.с. СССР №1704037).

На основе разработанных экспрессных оптических методов и аппаратуры проведены многолетние экологические исследования природных водоемов в рамках реализации региональных, государственных и международных программ, в том числе акваторий Атлантического, Тихого, Индийского океанов; Черного, Японского, Средиземного и др. морей; озер Ханка, Байкала, Ладожского, Онежского; Красноярского, Рыбинского, Днепровских водохранилищ; рек Енисея, Ангары, Дуная и др.; при районировании прибрежных вод (по просьбе правительства Сейшельских островов) и др.

Предложения по практическому использованию материалов работы. Разработанный комплекс оптических приборов и методов может быть основой системы экспрессного гидрооптического и гидробиологического мониторинга водных экосистем.

Экспериментальные данные о роли взвешенного минерального вещества могут быть использованы при управлении продукционными процессами, в частности, в рыбоводных прудах и очистных сооружениях.

Методы исследования. Для решения поставленных задач использовались методы макроскопической теории электромагнетизма, теории Ми, оптические методы, основанные на поглощении, рассеянии света и флуоресценции растворенными и взвешенными в водной среде веществами, гидробиологические и гидрохимические методы, статистической обработки результатов измерений, регрессионный и корреляционный анализ.

Достоверность полученных в диссертации результатов основывается на выборе адекватных физических и биофизических моделей, применимых в широком диапазоне практически важных условий, и обосновании сделанных допущений, обеспечивается использованием стандартных приемов контроля точности расчетов, соответствием расчетных и экспериментальных данных, совпадением с данными независимых методов, интеркалибровкой с данными, полученными параллельными измерениями других исследователей в совместных экспедициях.

Апробация работы. Основные результаты работы представлялись на Республиканской конференции по молекулярной спектроскопии (Черновцы, 1972); III Всесоюзном совещании по управляемому биосинтезу и биофизике популяций (Красноярск, 1973); XIV Тихоокеанском научном конгрессе (Хабаровск, 1979); III, X и XI Пленумах рабочей группы по оптике океана АН СССР (Листвянка, 1976; Ростов-на-Дону, 1988; Красноярск, 1990); 5-ом Всесоюзном Лимнологическом совещании (Иркутск, 1981); II и III Всесоюзных съездах океанологов (Севастополь, 1982; Ленинград, 1987); I-ом Всесоюзном биофизическом съезде (Москва, 1982); III координационном совещании по программе «Чистый Енисей» (Красноярск, 1983); III Всесоюзной конференции по спектроскопии светорассеивающих сред (Батуми, 1985); Научно-практической конференции «Аэрокосмическая информация в народном хозяйстве Красноярского края» (Красноярск, 1990); Der 28 Tagung der Internationale Arbeitsgemeinschaft Donauforschung (IAD) (Varna, 1990); Симпозиуме «Прикладная оптика – 94» (Санкт-Петербург, 1994); Международной конференции «Фундаментальные и прикладные проблемы охраны окру-

жающей среды» (Томск, 1995); Международной научно-практической конференции «Безопасность жизнедеятельности в Сибири и на Крайнем севере» (Тюмень, 1995); Международной конференции «Современные проблемы гидроэкологии» (Санкт-Петербург, 1995); Подготовительной конференции ко Всероссийскому съезду по охране природы (Красноярск, 1995); The Third Russian-Chinese Symposium on Laser Physics and Laser Technology (Krasnoyarsk, 1996); VII Всероссийском симпозиуме «Коррекция гомеостаза» (Красноярск, 1996); International Ecological Congress (Voronezh, 1996); VII и VIII съездах Гидробиологического общества (Казань, 1996; Светлогорск, 2001); VIII Всероссийском симпозиуме «Гомеостаз и окружающая среда» (Красноярск, 1997); XV Межрегиональной научно-практической конференции (Красноярск, 1997); Всероссийской научно-практической конференции «Проблемы экологии и экологического образования: состояние, пути решения» (Красноярск, 1998); Научно-практической конференции «Проблемы и перспективы рационального использования рыбных ресурсов Сибири» (Красноярск, 1999); II съезде биофизиков России (Москва, 1999); VII Международном симпозиуме «Оптика атмосферы и океана» (Томск, 2000); Международной конференции «Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов на рубеже 3-его тысячелетия» (Томск, 2000).

Гранты. Исследования по теме диссертации поддержаны грантами РФФИ (№ 96-05-64351), Минобразования РФ (№93-5-2, №ГР-90-96), Красноярского краевого фонда науки (5F0188, 9F146), федеральной целевой программы (ФЦП «Интеграция» №А0021), программ Миннауки РФ ("Новые технологии для управления и развития региона", проект "Мониторинг водных и наземных водных экосистем Красноярского края" и др.), Минобразования РФ ("Вузовская наука - регионам", "Новые технологии для управления и развития региона", «Научные исследования высшей школы по приоритетным направлениям науки и техники» на 2001-2002 гг.), конкурсов экспедиционных работ СО РАН (№162-1997, №40-2000, №37-2001), краевых и городских экологических программ («Исследования и разработки по приоритетным направлениям развития науки и техники гражданского назначения», проект «Разработка методов и аппаратуры для оперативного контроля (мониторинга) состояния водных экосистем» и др.).

Публикации. По теме диссертации оформлено 121 научная публикация, в том числе одна монография, разделы в четырех коллективных монографиях и учебном пособии с грифом Минобразования России, 2 патента РФ и 4 авторских свидетельства СССР. Перечень основных 56 работ приведен в конце автореферата.

Личный вклад автора. Представленные в диссертации оригинальные оптические методы и аппаратура разработаны и созданы лично автором или при непосредственном участии и под его научным и техническим руководством. В экспериментальных гидрооптических и гидробиологических исследованиях автор принимал непосредственное участие в постановке задач, проведении или руководстве работ, обработке, анализе и интерпретации результатов, путей их практической реализации, систематизации материала.

Структура диссертации. Диссертация состоит из введения, 6 глав, выводов и списка литературы. Работа изложена на 316 страницах машинописного текста, иллюстрирована 21 таблицей и 84 рисунками. Список литературы включает 532 названия, из которых 189 на иностранных языках.

СОДЕРЖАНИЕ РАБОТЫ

Во введении на основе краткого аналитического обзора современного состояния исследований обоснована актуальность выбранной темы, сформулированы цель и задачи работы, представлены основные положения, выносимые на защиту.

ГЛАВА 1. КОМПОНЕНТЫ ПРИРОДНЫХ ВОД И ИХ ОПТИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА

Природная вода представляет собой сложную среду, включающую множество разнообразных растворенных и взвешенных компонентов. Собственно вода и эти компоненты играют разную роль в процессах поглощения и рассеяния света, протекающих в водных объектах. Оптические свойства природных вод складываются из оптических характеристик отдельных компонентов и дают информацию об их содержании в водной среде. На основе литературных данных и собственных исследований в этой главе рассмотрены гидрооптические показатели, используемые для описания свойств водной среды, типичные численные и массовые концентрации основных компонентов дисперсной структуры водных экосистем. Приведены оптические характеристики и оценен сравнительный вклад различных взвесей в оптику водных сред.

ГЛАВА 2. МЕТОДЫ И АППАРАТУРА ДЛЯ ИЗМЕРЕНИЯ ПЕРВИЧНЫХ ГИДРООПТИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК

В первой части главы дан краткий обзор методов измерения гидрооптических характеристик и аппаратуры, разрабатываемой для их регистрации.

В настоящее время в оптике природных дисперсных сред образовался некоторый разрыв между бурным развитием теоретических исследований и их практическим использованием. Это можно объяснить трудностями экспериментального воплощения теоретических разработок в конкретные методики измерения и их приборное обеспечение с необходимостью тщательной оценки всех деталей экспериментов. Концепция комплексного использования оптических приборов и методов по исследованию дисперсной структуры водных экосистем, по выявлению количественных и качественных взаимосвязей оптических параметров с состоянием биоценозов, содержанием различных органических и неорганических загрязнителей, определяющих как эколого-санитарное качество воды, так и влияние этих веществ на функционирование биоценоза, отсутствует.

На основе анализа экспериментальных оптических данных, полученных за многие годы на различных водоемах в составе комплексных экологических экспедиций с использованием гидрооптических, гидробиологических, гидрохимических и гидрофизических методов, определен минимальный набор аппаратуры и методов, необходимых для изучения функциональной дисперсной структуры водных экосистем. Теоретически обобщен и практически воплощен дополнительный ряд оригинальных оптических методов и приборов для интегральной оценки состояния водных экосистем по нормированным критериям качества вод и критериям выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия.

Дифференциальный спектрофотометр ДСФГ-2. Спектрофотометр предназначен для измерения первичных гидрооптических характеристик (показателей поглощения, ослабления и рассеяния света), дифференциальных спектров поглощения и рассеяния, интегральных индикатрис рассеяния света. В нем измеряется разность двух модулированных световых потоков, проходящих через объемы с исследуемой и эталонной средами.

Технические характеристики спектрофотометра

| | |
|---|---------|
| Спектральная область, нм | 400-800 |
| Чувствительность, ед. оптической плотности | 0.0001 |
| Чувствительность по хлорофиллу, мг/м ³ | 0.1 |
| Основная погрешность, % | 1.5 |
| Область углов регистрации индикатрисы, град. | 1-170 |

Лабораторный флуориметр ЛФл-И. Флуориметр ЛФл-И предназначен для измерения флуоресценции растворов различных веществ, суспензий и твердых образцов в видимой области спектра и для изучения индукционных процессов изменения интенсивности флуоресценции во времени после подачи возбуждающего излучения на исследуемую пробу. Измерения производятся в сравнительно узких фиксированных областях длин волн. Длины волн возбуждения и эмиссии определяются сменными абсорбционными светофильтрами. Для работы в проточном варианте к прибору разработана проточная кювета, что позволяет проводить регистрацию интенсивности флуоресценции при прокачке воды насосом с выбранного горизонта непосредственно на ходу корабля.

Технические характеристики флуориметра ЛФл-И

| | |
|---|----------|
| Длина волны возбуждения, нм | 390; 450 |
| Спектральный интервал, нм | 50; 100 |
| Длина волны измеряемого излучения, нм | 500; 680 |
| Спектральный интервал, нм | 30; 30 |
| Облученность пробы в кювете, Вт/м ² | 70-120 |
| Чувствительность по хлорофиллу, мг/м ³ | 0.05 |
| Приборная погрешность, % | 2 |

Погружаемый (зондирующий) флуориметр ПФл-2. Предназначен для непрерывной регистрации интенсивности флуоресценции хлорофилла фитопланктона или растворенного органического вещества при зондировании толщи водных объектов с борта экспедиционного корабля. Основные харак-

теристики такие же, как у ЛФЛ-И.

Другие технические характеристики флуориметра ПФЛ-2

| | |
|---------------------------------------|-----|
| Глубина погружения, м | 200 |
| Скорость зондирования (не менее), м/с | 1 |
| Погрешность измерения глубины, % | 3 |

Спектрофлуориметр СПФ. Предназначен для измерения спектров флуоресценции и эмиссии различных флуоресцирующих веществ.

Технические характеристики СПФ

| | |
|---|---------|
| Длины волн возбуждения, нм | 200-700 |
| Длины волн измеряемого излучения, нм | 250-800 |
| Облученность пробы в кювете, Вт/м ² | 10 |
| Чувствительность по хлорофиллу, мг/м ³ | 0.2 |

Стокс-поляриметр-нефелометр СПН. Предназначен для измерения матриц рассеяния света гидрозольями и, в частности, водой естественных водоемов. С помощью точной теории взаимодействия света с частицами произвольной формы, структуры и ориентации (метод ЕВСМ) на примере сфероидальных «мягких» (биологических) частиц (Сидько и др., 1990) проанализированы возможности СПН для решения обратных задач по определению среднего объема, ориентации, структуры, функции полидисперсности частиц взвеси.

Технические характеристики СПН

| | |
|--|-------|
| Область углов регистрации индикатрисы, град. | 1-170 |
| Длина волны излучения, нм | 632.8 |
| Приборная погрешность, % | 5 |

ГЛАВА 3. ОПТИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

В главе представлена система оригинальных методов, разработанных на основе закономерностей взаимодействия света (поглощение и рассеяние света, флуоресценция под действием возбуждающего излучения) с дисперсными компонентами водных экосистем.

Спектрофотометрические и нефелометрические методы

Безэкстрактный спектрофотометрический метод определения концентрации хлорофилла «а» фитопланктона. При определении концентрации хлорофилла «а» ($C_{хл}$) фотометрическим методом обычно следуют выражению

$$C_{хл} = (D_{680} - D_{750}) / \kappa_{уд} l = \Delta D_{680} / \kappa_{уд} l, \quad (1)$$

где D_{680} и D_{750} - оптические плотности взвеси микроводорослей соответственно в области максимума красной полосы поглощения хлорофилла «а» и в области, где хлорофилл и другие пигменты практически не поглощают свет, $\kappa_{уд}$ - удельный показатель поглощения света хлорофиллом при $\lambda=680$ нм, l - толщина слоя взвеси. Этот метод успешно применяется, если содержание

хлорофилла водорослей превышает 4-5 г/м³ (при использовании кюветы толщиной 1 см). Однако концентрация нативного хлорофилла «а» фитопланктона для большинства районов Мирового океана и внутренних водоемов невысока - от сотых и десятых долей до нескольких мг/м³.

Для определения содержания хлорофилла фитопланктона по оптической плотности проб морской воды Йентч (Yentsch, 1962) использовал спектрофотометр с зеркальными кюветами длиной от 5 см до 1.5 м, на выходе которых для уменьшения влияния светорассеяния располагается молочное стекло. Такая методика пригодна для чистых морских вод и практически неприменима во внутренних водоемах и большей части прибрежных вод океана из-за большого светорассеяния на мелкодисперсных фракциях гидрозолей и значительно большего поглощения света растворенным органическим веществом в сравнении с поглощением света хлорофиллом фитопланктона. Поскольку D водной среды равна сумме оптических плотностей, обусловленных поглощением света различными ее компонентами, а при неполном сборе рассеянного света добавляется слагаемое, обусловленное рассеянием, то максимум поглощения хлорофилла обычно проявляется как слабозаметное плечо на спектральной кривой. Существенного повышения чувствительности метода и уменьшения его погрешности можно добиться при использовании преимуществ дифференциальной спектрофотометрии, основанной на регистрации разностных спектров поглощения проб воды, в одной из которых устранены клетки водорослей (фильтрованием) или обесцвечен хлорофилл. Благодаря высокой чувствительности оригинального спектрофотометра ДСФГ-2 и возможности использования кювет длиной до 50 см в чистых водах (малое количество терригенной взвеси) возможно определение концентраций хлорофилла при значениях $C_{\text{хл}} \geq 0.015$ мг/м³.

На практике в результате изменения среднего оптического пути лучей в кюветах, определяемом средним косинусом распространяющихся во взвеси лучей (или показателем диффузности), зависимости $k_{\text{уд}}$ от видового состава водорослей и других факторов можно определять содержание хлорофилла при концентрации $C_{\text{хл}} \geq 0.1$ мг/м³ – для относительно прозрачных вод (прозрачность по белому диску $Z_6 > 20$ м), $C_{\text{хл}} \geq 0.5$ мг/м³ (при $20 \text{ м} \geq Z_6 \geq 5 \text{ м}$) и $C_{\text{хл}} \geq 1$ мг/м³ (при $Z_6 < 5$ м). Относительные ошибки определения концентрации составляют 10-20%, а при концентрациях, близких к нижним пределам, ошибки могут возрасти до 30%.

Оптический метод определения химического потребления кислорода в воде. Для оценки содержания органического вещества часто применяется бихроматная окисляемость (БО) воды, которую также называют «химическим потреблением кислорода» (ХПК). Определение БО требует продолжительного времени и применения ряда химических реагентов. В то же время известно, что многие органические вещества, растворенные в природных водах, поглощают свет в ультрафиолетовой и видимой областях спектра. Показатель поглощения света части РОВ, которая называется желтым веществом, в морской воде аппроксимируется выражением (Ерлов, 1980)

$$\kappa(\lambda) = K \exp(-\mu\lambda), \quad (2)$$

где λ - длина волны падающего света в вакууме, K - коэффициент пропорциональности, а μ - некоторый коэффициент, определяемый из выражения

$$\mu = [\ln \kappa(\lambda_1) - \ln \kappa(\lambda_2)] / (\lambda_2 - \lambda_1). \quad (3)$$

В работах (Ерлов, 1980; Hojerslev, 1980; Bukata, 1981) предполагается, что этот параметр, а также и удельное поглощение желтым веществом является константой для всех вод. В других исследованиях (Пелевина, 1979; Копелевич, Шифрин, 1981) экспериментально обнаружены вариации значений параметра μ . Нами во внутренних водоемах получены его величины, различающиеся в два и более раза. Удельный показатель поглощения света $\kappa_{уд}(\lambda)$ растворенным органическим веществом из закона Бугера-Бера для кюветы единичной длины

$$\kappa_{уд}(\lambda) = \kappa(\lambda) / C_{РОВ} = K \exp(-\mu\lambda) / C_{РОВ} = K_1 \exp(-\mu\lambda), \quad (4)$$

где $C_{РОВ} = 0.75 \cdot \text{ХПК}$ - концентрация РОВ (0.75 – общепринятый коэффициент перехода от кислорода к массе ОВ).

Из измерения спектральных показателей поглощения и содержания РОВ (методом бихроматной окисляемости) на многих разнотипных водоемах нами показано, что удельный показатель поглощения света хорошо аппроксимируется экспоненциальной зависимостью (4). Связь между $\kappa_{уд}(450)$ и μ выражается уравнением $\kappa_{уд}(450) = 105.5 \exp(-450\mu)$ при коэффициенте корреляции $r = 0.95$ и относительной приведенной погрешности 18%. Коэффициент μ рассчитывался с усреднением по диапазону длин волн от 400 до 500 нм. Чтобы устранить погрешности определения показателя поглощения света, связанные со светорассеянием взвешенным веществом, из абсолютных значений показателей поглощения для каждой из длин волн вычитался показатель поглощения света на длине волны, равной 800 нм, где РОВ практически не поглощает свет.

С чисто практической точки зрения для уменьшения относительной приведенной погрешности при определении $C_{РОВ}$ (за счет уменьшения влияния рассеяния света) можно удельный показатель поглощения определять по отношению $[(\kappa(400) - \kappa(500))] / C_{РОВ}$, и тогда содержание РОВ

$$C_{РОВ} = 0.013 [(\kappa(400) - \kappa(500))] \exp(380\mu). \quad (5)$$

Коэффициент множественной корреляции между содержанием РОВ, определенным стандартным методом БО и по модели (5), равен 0.97 (число проб – 72), энтропийное значение относительной приведенной погрешности равно 13 %.

Метод оценки степени перемешивания водных потоков по естественным индикаторам. В гидрооптике, гидрологии при изучении распространения и перемешивания водных потоков широко используют тестовые вещества - радиоактивные изотопы и различного рода красители, дискретно или непрерывно вносимые в эти потоки. Во многих случаях при оценке перемешивания водных потоков, происходящем при слиянии двух рек, впадении притоков в озера, водохранилища, моря, определении степени и района опреснения морских вод в качестве тестового вещества - индикатора может служить содержащееся в их водах РОВ или хлорофилл фитопланктона. При непрерывной регистрации этих параметров по ходу судна можно оконтурить зону распространения притока и степень смешения вод по мере удаления от места его впадения в основное русло (рис. 1).

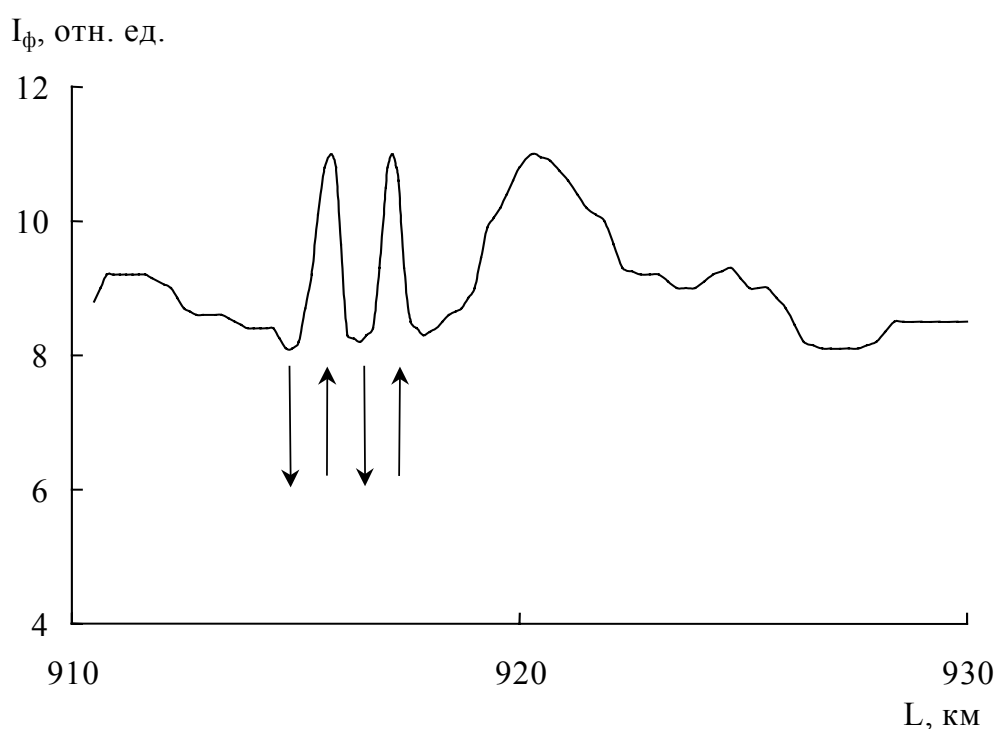


Рис. 1. Изменение интенсивности флуоресценции по маршруту движения судна вдоль р. Енисей и галсами от одного берега к другому (стрелка вниз – движение к правому берегу)

На рис.1 показан фрагмент записи интенсивности флуоресценции РОВ, начиная с 30 км после впадения р. Подкаменной Тунгуски в Енисей. Неоднородность водного потока по поперечным разрезам реки связана с тем, что вдоль правого берега распространяются воды П. Тунгуски, отличающиеся большим содержанием РОВ. Далее судоходное русло (920-921 км) также проходило вдоль правого берега, т.е. в водах П. Тунгуски, а еще дальше – вдоль левого берега (в водах р. Енисей (926-928 км)).

Относительное содержание и пространственное распределение водных масс смешивающихся потоков в общем потоке можно более точно определить по значениям показателей поглощения к воды до и после их слияния:

$$a_1 = (\kappa - \kappa_2)/(\kappa_1 - \kappa_2); \quad a_2 = 1 - a_1, \quad (6)$$

где a_1 и a_2 - относительное содержание водных масс первого и второго потоков соответственно, характеризующихся показателями поглощения κ_1 и κ_2 , κ - показатель поглощения в смешанном потоке. Относительная ошибка оценки значений a_1 и a_2 – менее 10%.

Используя экспериментально установленное соотношение между показателем поглощения света, коэффициентом яркости водной поверхности $\rho(0)_{550}$ при наблюдении в надир (на длине волны, равной 550 нм) и индексом цвета $I = \rho(0)_{550} / \rho(0)_{400}$:

$$\kappa_{400} = 0.0955 \rho(0)_{550}^2 \lg \frac{\rho(0)_{550}}{\rho(0)_{400}},$$

можно такую оценку проводить и по дистанционным измерениям.

Методы определения размеров частиц, их общего количества и площади поверхности раздела фаз взвесь-вода. Сущность метода основана на том, что интегральная индикатриса светорассеяния, выраженная в долях света, рассеянного в апертурном угле $2\theta_0$, ко всему рассеянному свету, для абсолютного большинства монодисперсных взвесей гидрозольных частиц зависит только от произведения дифракционного параметра ρ частиц на значение угла θ_0 (Лопатин, 1990). График этой зависимости приведен на рис. 2 и представляет S - образную кривую с максимумом первой производной при $F(\rho\theta_0)=0.5$ и $\rho\theta_0=1.75$.

В то же время доля света, рассеянного в апертурном угле $2\theta_0$, в зависимости от угла θ_0 представляет серию кривых для различных ρ с разным углом наклона к оси абсцисс (рис 3). Цифры у кривых соответствуют: 1 - $\rho=40.0$; 2 - $\rho=15.2$; 3 - $\rho=3.8$; 4 - $\rho=3.0$, при этом 1 и 4 - теоретические кривые, а 2 и 3 получены экспериментально для частиц латекса двух размеров.

Метод заключается в том, что регистрируется зависимость показателя $\sigma(\theta_0)$ рассеяния света при непрерывном изменении угла регистрации рассеянного света фотоприемником от 0 до θ_0 . По измеренной интегральной индикатрисе для доли потока энергии $F(\rho\theta_0)=0.5$ находится величина этого угла, а по графику зависимости $F(\rho\theta_0)$ – произведение $\rho\theta_0$ для этой же доли, подстановкой получаем ρ и далее – диаметр частиц d :

$$\rho = \pi d n / \lambda = 1.75 / \theta_0, \quad (7)$$

$$d = 0.56 \lambda / (\theta_0 n), \quad (8)$$

где n -показатель преломления среды, в которой взвешены частицы, λ -длина волны излучения в вакууме.

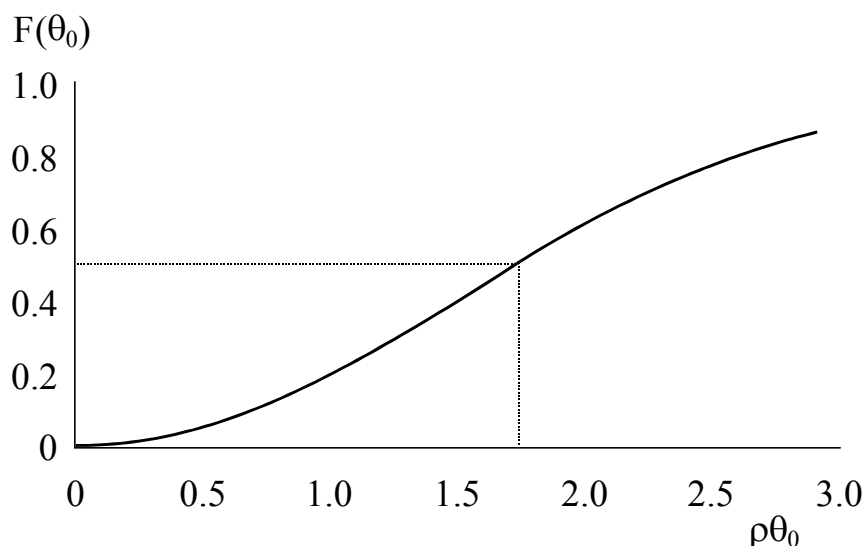


Рис. 2. Доля света, рассеянного в конус с углом раствора $2\theta_0$, от произведения дифракционного параметра частиц на величину угла θ_0

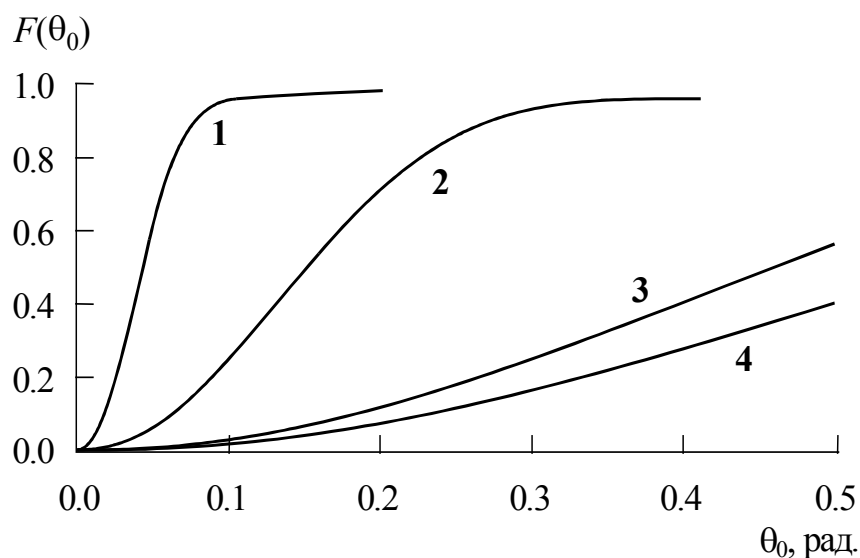


Рис. 3. Доля света, рассеянного в угле θ_0 , для различных ρ (объяснения в тексте)

Форма зависимости $F(\rho\theta_0)$ слабо меняется от ρ в пределах от $\rho=3$ до $\rho=\infty$ (в области Релея-Ганса-Дебая (РГД)); данный расчет справедлив и для полидисперсных взвесей с практически любым распределением частиц по размерам. В этом случае определяется средний эффективный диаметр частиц. Минимальный определяемый по данному методу размер частиц составляет $d_{\min}=\lambda/n$, максимальный - $d_{\max}=400\lambda/n$.

Контрольные измерения проводились на водных суспензиях стандартизованных по размерам частиц латекса. В частности, для частиц латекса класса M050 (диапазон размеров – от 0.45 до 0.55 мкм) средний диаметр по из-

мерениям данным методом составил 0.51 мкм, для класса M150 (диапазон размеров – от 1.25 до 1.75 мкм) – 1.57 мкм.

Определение массовой (M) концентрации взвеси проводится по характеристикам рассеяния света. Многие исследователи указывают на линейную связь между показателем ослабления и концентрацией взвеси (Ерлов, 1980). На основании исследования разнотипных внутренних водоемов нами показано, что общее содержание взвешенного вещества M (г/м³) в воде связано с показателем рассеяния света σ на длине волны $\lambda=550$ нм регрессионным уравнением: $M=1.46\sigma+0.52$.

Исходя из найденного среднего диаметра частиц взвеси, находится объем, площадь поверхности и масса одной частицы:

$$v=\pi d^3/6, \quad s=\pi d^2, \quad m=\xi v=\pi\xi d^3/6, \quad (9)$$

где ξ - плотность вещества частиц. Отсюда количество взвешенных частиц в единице объема среды

$$N = M/m, \quad (10)$$

и площадь поверхности частиц в этом объеме

$$S=N s=6M/(\xi d). \quad (11)$$

Из формул (9) и (11) при средней плотности минеральных частиц $\xi=2500$ кг/м³ и измерении интегральной индикатрисы на длине волны $\lambda=550$ нм получаем

$$S = 10 M \theta_0, \quad (12)$$

где угол θ_0 измеряется в радианах, площадь граничной поверхности выражается в м²/м³.

Метод определения оптических констант, размеров и концентраций "мягких" поглощающих частиц в области полосы просветления. Относительные показатели преломления n и поглощения χ - относятся к числу фундаментальных характеристик вещества. Известны работы по определению $m=n-i\chi$ на основе сравнения измеренных характеристик рассеяния с вычисленными по формулам Ми (Shaub, Fragstein, 1976; Pluchino et al., 1980). Такой подход применим, когда экспериментатор располагает обширным статистическим материалом и по результатам опытов найдено математическое ожидание измеряемой величины. Если число данных ограничено, то из них определяется область возможных n и χ , при этом обычно не предполагается какой-либо связи между n и χ (Науменко, Кацева, 1981). Однако n и χ связаны между собой соотношениями Крамерса-Кронига. Анализ методов определения микроструктурных характеристик одиночных "мягких" частиц и их

взвесей приведен в работах (Лопатин, Сидько, 1988; Сидько и др., 1990).

Воспользуемся выражением для фактора эффективности поглощения однородного шара в зависимости от оптической толщи частиц τ ($\tau=4\rho\chi$):

$$K_{\Pi} = 1 + \frac{2e^{-\tau}}{\tau} + \frac{2(e^{-\tau} - 1)}{\tau^2}, \quad (13)$$

полученного на основе приближения аномальной дифракции (АД). Отметим, что для монодисперсной взвеси "мягких" сферических частиц зависимость K_{Π} от n – очень слабая. Для $n \leq 1.16$ можно использовать формулу (13) с погрешностью, не превышающей 24% (Шифрин, 1983). Для полидисперсных систем зависимость \bar{K}_{Π} от n в значительной степени сглаживается, что позволяет использовать формулу (13) с еще большей надежностью.

Согласно работе (Ван де Хюлст, 1961) выражение для фактора эффективности ослабления поглощающих сферических частиц при $n \rightarrow 1$

$$K = 2 + 8 \frac{e^{-\tau/2}}{\tau} + 16 \frac{e^{-\tau/2}}{\tau^2} - \frac{16}{\tau^2}. \quad (14)$$

Так как $K_p = K - K_{\Pi}$, то с учетом формулы (13) имеем

$$K_p = 1 - \frac{7}{2\Delta^2} + \frac{e^{-\Delta}}{\Delta} \left(4 + \frac{4}{\Delta} - e^{-\Delta} \cdot \left(1 + \frac{1}{2\Delta} \right) \right), \quad (15)$$

$$\Delta = 2\rho|m-1| = 2\rho\chi = \tau/2,$$

где Δ - фазовый сдвиг луча, прошедшего через центр частицы.

Видно, что $K_p(\Delta)$ является монотонно возрастающей функцией, в пределе стремящейся к единице. Анализ формулы (15) с помощью строгой теории Ми показал, что даже для $\chi=0.1$ ($\rho \geq 5$) формула верна с погрешностью менее 10%. С уменьшением χ и увеличением ρ погрешность убывает. При меньших значениях ρ необходимо использовать выражение РГД. Отметим, что для поглощающих больших ($\rho \geq 5$) частиц при $\Delta \ll 1$

$$K_p = \frac{\Delta^2}{2} - \frac{2\Delta^3}{5} + o(\Delta^4). \quad (16)$$

На рис. 4 приведен график, характеризующий зависимость $f=K_p/K_{\Pi}$. Как следует из графика, f является монотонно возрастающей функцией Δ , в пределе стремящейся к единице. Для $\rho \geq 5$, $\Delta \ll 1$

$$f = \frac{3}{8} \cdot \Delta \left(1 - \frac{1}{20} \Delta - o(\Delta^2) \right). \quad (17)$$

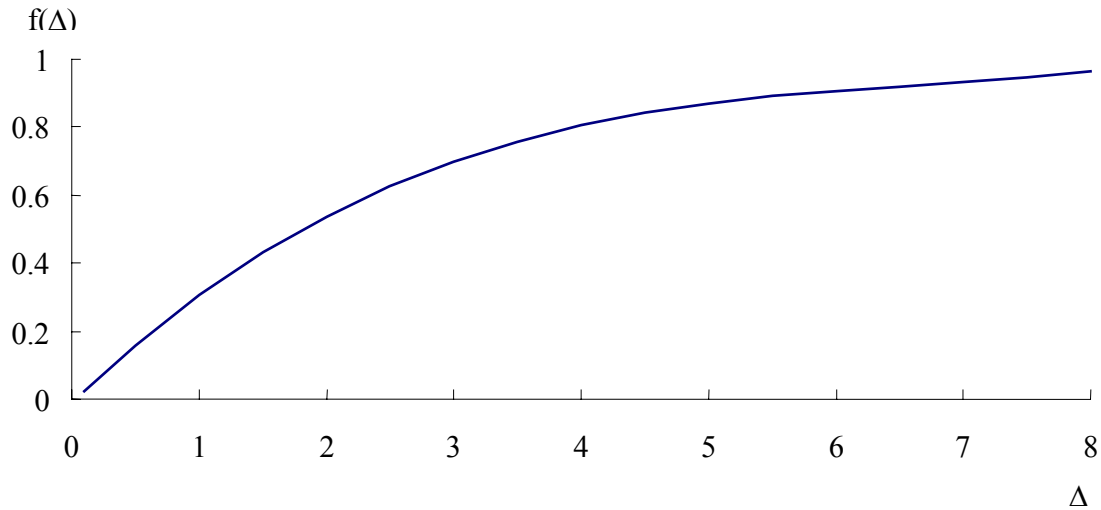


Рис. 4. Зависимость $f(\Delta)$ для $\chi=0.1$

Согласно работе (Лопатин, Шаповалов, 1995) для $\rho \geq 5$, $\Delta \leq 4$ интегральная индикатриса светорассеяния описывается следующим выражением:

$$F(\rho \theta_0) = 1 - \frac{1}{(\rho \theta_0)^2} + \frac{\sin(2\rho \theta_0)}{(\rho \theta_0)^3} + \frac{\cos(2\rho \theta_0) - 1}{2(\rho \theta_0)^4}. \quad (18)$$

В полосе просветления $F(\rho \theta_0)$ практически описывается формулой (18) и не зависит от вариаций χ .

Как известно, фиксируемые прибором оптические плотности по поглощению, ослаблению взвеси $D_{\text{п}}$, D определяются как

$$\begin{aligned} D_{\text{п}} &= \bar{k}_{\text{п}} N l = \bar{K}_{\text{п}} \bar{s} l \approx K_{\text{п}}(\bar{\Delta}) \bar{s} N l, \\ D &= \bar{k} N l = \bar{K} \bar{s} l \approx K(\bar{\Delta}) \bar{s} N l, \end{aligned} \quad (19)$$

где N - количество частиц взвеси в единице объема, l - толщина кюветы, $\bar{k}_{\text{п}}$ и $\bar{K}_{\text{п}}$, \bar{k} и \bar{K} - соответственно средние значения поперечника и фактора эффективности поглощения и ослабления взвеси, \bar{s} - среднее значение площади сечения частиц взвеси, $\bar{\Delta}$ - эффективный фазовый сдвиг луча, прошедшего через центр частицы.

Таким образом, на основе теоретического анализа можно предложить следующую схему способа определения χ , n , \bar{d} , N .

Измеряем $D_{\text{п}}$ и D исследуемой взвеси. Оптическая плотность рассеяния определяется как $D_{\text{р}} = D - D_{\text{п}}$. Варьируя показатель преломления дисперсионной среды, добиваемся минимизации $D_{\text{п}}$ и $D_{\text{р}}$, что достигается при равенстве реальной части показателя преломления вещества частиц и показателя преломления дисперсионной среды. Если $f = D_{\text{р}} / D_{\text{п}}$, или $K_{\text{р}} / K_{\text{п}}$, близка к единице, то необходимо дробить размер частиц навески до тех пор, пока не попадем в

область, в которой f существенно и однозначно зависит от Δ , то есть в область $\Delta \leq 4$. Эта область Δ выбирается и для того, чтобы можно было воспользоваться соотношением Релея-Ганса-Дебая для $F(\rho\theta_0)$.

В дальнейшем по экспериментально полученному f и соответствующей калибровочной кривой определяем $\bar{\Delta}$ и K_p . Используя схему определения \bar{d} по экспериментальным значениям $F(\rho\theta_0)$ и теоретической РГД-кривой, получаем \bar{d} и \bar{s} . Из зависимости (15) находим χ , из (19) - N .

Таким образом, на основе предложенного оптического способа получаем искомые n , χ , \bar{d} , N . Способ справедлив при использовании таких концентраций взвеси, для которых выполняется условие однократного рассеяния, т.е. оптическая плотность взвеси $D \leq 0.4$ единиц оптической плотности.

Оптический способ определения биомассы одноклеточных водорослей.

Способ оценки концентрации сухой биомассы водорослей основан на спектральной зависимости светорассеяния в областях сильного поглощения света пигментами фитопланктона вследствие аномальной дисперсии. Увеличение показателя рассеяния света с ростом длины волны в пределах спектрального контура линии поглощения, обусловлено мнимой частью показателя преломления $\chi(\lambda)$ вещества частиц. В результате происходит сдвиг максимума ослабления света $\Delta\lambda$ по сравнению с пиком поглощения в длинноволновую область. Величина этого сдвига определяется количеством и размерами клеток. Концентрация биомассы (B) вычисляется по формуле:

$$B = \frac{\Delta D_{680}}{k_{уд} l(a + b\Delta\lambda)}. \quad (20)$$

Коэффициенты пропорциональности a и b определяются экспериментально. С учетом формулы (1) выражение (20) можно записать в виде

$$C_{хл}/B = \beta = a + b\Delta\lambda. \quad (21)$$

Из (21) видно, что сдвиг максимума ослабления света прямопропорционален относительному содержанию хлорофилла (β) в сухой биомассе водорослей. Погрешность определения биомассы составляет 15-20%. Использование способа позволяет ускорить анализ в 12-18 раз за счет исключения операций сушки и взвешивания.

Люминесцентные методы

Исходя из определения квантового выхода (ϕ) и закона Ламберта-Бера, для интенсивности флуоресценции имеем (Владимиров и Литвин, 1964)

$$I_\phi = K I_0 \phi(1-10^{-D}) \approx K I_0 \phi k_{уд} Cl, \quad (22)$$

где K - коэффициент пропорциональности, зависящий от способа измерения, I_0 - интенсивность возбуждающего света, $D = k_{уд} Cl$ - оптическая плот-

ность ($D < 0.1$), C - концентрация вещества, l - толщина слоя вещества.

При оптических плотностях менее 0.1 поглощается менее 20% падающего света, и величина коэффициента поглощения пропорциональна D : не точность лежит в пределах $\pm 5\%$.

Безэкстрактный флуориметрический метод определения концентрации хлорофилла «а» фитопланктона в природных водах. Определение концентрации хлорофилла ($C_{\text{хл}}$) по интенсивности его флуоресценции во взвеси живых клеток требует учета ряда факторов, влияющих на удельную флуоресценцию пигмента ($I_{\text{ф}}/C_{\text{хл}}$). При облучении адаптированных к темноте водорослей интенсивным лучистым потоком ($\geq 40-80 \text{ Вт/м}^2$) наблюдаются индукционные процессы флуоресценции нативного хлорофилла, тесно связанные с активностью функционирования фотосинтетического аппарата (Kautsky, Hirsch, 1931). Обычно при определении концентрации хлорофилла пробы воды заливаются в кювету, и измеряется $I_{\text{ф}}$ в первый момент после включения возбуждающего света (Владимиров, Литвин, 1964), т. е. измеряется интенсивность флуоресценции хлорофилла, соответствующая максимальному уровню $I_{\text{м}}$ или близкая к ней.

Водоросли перед записью индукционных кривых флуоресценции выдерживаются 12-15 мин. в темноте, при этом считается, что за это время фотосинтетический аппарат клеток фитопланктона переходит в исходное состояние и при возбуждении клеток $I_{\text{ф}}$ будет максимальной. Но, как показано в нашей работе (Сидько и др., 1989), оказывается, что при высоких предварительных облученностях для полной адаптации клеток необходимо не менее 2-3 часов выдержки их в темноте.

Поэтому если при определении концентрации нативного хлорофилла измерять величину $I_{\text{м}}$, то ошибка для ночных и дневных измерений, а также для поверхностных и глубинных вод может достигать 200-300%. В то же время величина интенсивности флуоресценции хлорофилла в стационарной фазе ($I_{\text{ст}}$) не испытывает значительных колебаний в зависимости от световой предыстории. Коэффициент корреляции между $C_{\text{хл}}$ и $I_{\text{ст}}$ составил по данным 109 измерений в Индийском океане (пробы отбирали с разных горизонтов как в дневное, так и в ночное время) $r=0.85$ при доверительном интервале 0.74-0.91. Коэффициенты вариации среднего линейного отклонения и среднего квадратичного отклонения для отношения $I_{\text{ст}}/C_{\text{хл}}$ равнялись 22 и 30% соответственно и были намного меньше, чем для отношения $I_{\text{м}}/C_{\text{хл}}$.

Исходя из этого, формула (22) запишется в виде:

$$I_{\text{ст}} = K_{\text{п}}K_{\text{ф}}C_{\text{хл}} = K_0C_{\text{хл}}, \quad (23)$$

где $K_{\text{п}} = I_0Kl$ зависит от характеристик конкретно применяемого прибора, а $K_{\text{ф}}$ определяется квантовым выходом флуоресценции и спектральным удельным поглощением излучения.

К другим факторам, которые необходимо учитывать при проведении измерений во взвесах живых клеток, относятся флуоресценция самой среды, вариации дисперсности клеток, таксономический состав клеток, их физиоло-

гическое состояние и др. Поэтому необходим периодический контроль величины K_0 по независимому измерению $C_{хл}$ для разных сезонов и водоемов.

Флуориметрический метод оценки численности и биомассы бактериопланктона. Известные до настоящего времени флуоресцентные методы определения концентрации микроорганизмов в суспензиях выполнены большей частью в модельных экспериментах на чистых культурах (Киянская и др., 1968; Осипов и др., 1977). В работе (Поглазова и др., 1998) проводилось количественное определение бактерий в модельных средах и природных субстратах гетерогенного происхождения по суммарной интенсивности флуоресценции окрашенных клеток с помощью спектрофлуориметра MPF-2A фирмы «Hitachi».

Нами предложен способ измерения численности и биомассы бактериопланктона на оригинальном флуориметре непосредственно в полевых условиях. Величина свечения окрашенных бактерий в пробе определяется разностью между интенсивностями флуоресценции образца и фильтрата, получаемого с помощью полиадерных фильтров с диаметром пор 0.17 мкм. На основании параллельного измерения интенсивности флуоресценции и количественных характеристик бактериопланктона по визуальному учету бактериальных клеток на фильтрах с помощью эпифлуоресцентной микроскопии рассчитана регрессионная зависимость (рис. 5).

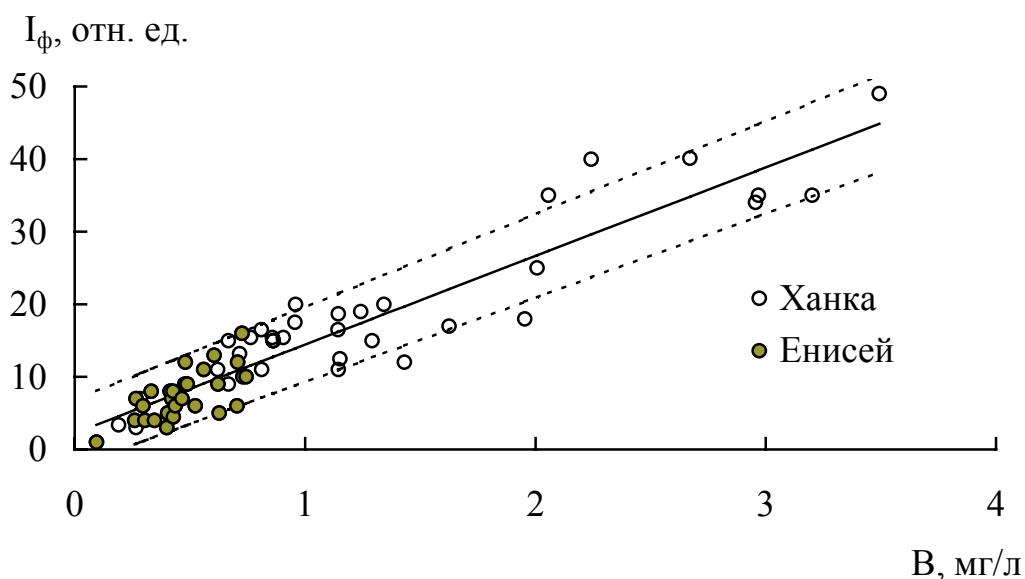


Рис. 5. Зависимость между биомассой бактерий и интенсивностью флуоресценции (кружки – экспериментальные точки, сплошная линия – уравнение регрессии, пунктирные линии – интервал погрешностей при доверительной вероятности $P=0.95$)

Коэффициент корреляции зависимости (рис. 5) составляет 0.93 при энтропийном значении относительной приведенной погрешности 18%.

Оценка содержания растворенного органического вещества флуоресцентным методом. Другим применением флуоресценции является возмож-

ность оперативного обнаружения и оценки содержания флуоресцирующей фракции растворенного органического вещества ($C_{\text{ф РОВ}}$). Измерения интенсивности флуоресценции РОВ природных водоемов проводятся многими исследователями (Kalle, 1966; Люцарев, 1968; Brown, 1974; Карабашев, 1987).

Измерение интенсивности флуоресценции и общего содержания РОВ на различных водоемах показывает наличие между ними связи средней силы ($r=0.57$; количество проб – 72). При этом отношение $K_1=I_{\text{ф РОВ}}/C_{\text{РОВ}}$ меняется более чем на порядок. Это, по-видимому, связано с тем, что флуоресцирующие ОВ составляют лишь часть РОВ и имеют различный компонентный состав. Качественно оценить изменения состава и свойств РОВ можно по параметрам: коэффициент μ (3); удельный показатель поглощения (4), относительный энергетический выход флуоресценции для общего РОВ и его флуоресцирующей фракции ($V_{\text{о РОВ}}$ и $V_{\text{ф РОВ}}$) и относительная удельная флуоресценция ($P_{\text{о РОВ}}$ и $P_{\text{ф РОВ}}$) соответственно:

$$V_{\text{о РОВ}}=k_1 I_{\text{ф РОВ}}/[1-\exp(-\kappa l)], \quad V_{\text{ф РОВ}}=k_2 I_{\text{ф РОВ}}/[1-\exp(-\kappa_{\text{ф}} l)], \quad (24)$$

$$P_{\text{о РОВ}}=k_1 I_{\text{ф РОВ}}/C_{\text{РОВ}}, \quad P_{\text{ф РОВ}}=k_2 I_{\text{ф РОВ}}/C_{\text{ф РОВ}}, \quad (25)$$

где k_1 и k_2 - коэффициенты пропорциональности; κ , $\kappa_{\text{ф}}$ - показатели поглощения света на длине волны возбуждающего излучения всего РОВ и его флуоресцирующей части соответственно, м^{-1} ; l - толщина слоя, м.

Как правило, при резких изменениях этих параметров значительно изменяется и величина K_1 . В то же время отношение $K_2=I_{\text{ф РОВ}}/C_{\text{ф РОВ}}$ должно меняться в более узких пределах. Подставляя различные значения величины K_2 и определяя $C_{\text{ф РОВ}}$ (контролируя при этом, чтобы квантовый выход флуоресценции и отношения $C_{\text{ф РОВ}}/C_{\text{РОВ}}$, $V_{\text{о РОВ}}/V_{\text{ф РОВ}}$ не превышали 1), получим диапазон возможных значений K_2 . Для данных измерений пределы варьирования K_2 составили 45-75 отн. единиц. Доля флуоресцирующей фракции при этом изменялась от 7-11 до 60-100%, а для среднего значения K_2 – 8-75%. Подавляющая часть значений $C_{\text{ф РОВ}}/C_{\text{РОВ}}$ лежит в диапазоне 15-35%. Малые величины $C_{\text{ф РОВ}}/C_{\text{РОВ}}$: от 7 до 16% отмечены для Красноярского водохранилища. Большие доли флуоресцирующей фракции (более 50%) зарегистрированы в пробах из притоков р. Ангара.

ГЛАВА 4. ИССЛЕДОВАНИЯ ДИСПЕРСНОЙ СТРУКТУРЫ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

На основе разработанных методов и аппаратуры проведены исследования дисперсной структуры различных водоемов. В качестве характеристик структуры приняты: общая и удельная площади граничной поверхности, площади раздела фаз и удельные поверхности для отдельных составляющих sestона, объемы пограничных зон, отношения площадей раздела к объемам (S/V) каждого из компонентов. В качестве контрастных объектов исследования по содержанию дисперсий выбраны оз. Ханка и р. Енисей. В табл. 1

представлены характеристики некоторых дисперсных компонентов этих водоемов для летнего сезона. Масса (M), диаметр (d) и площадь поверхности (S) относятся к минеральному взвешенному веществу, В – биомасса фитопланктона, N₆ - численность бактериопланктона. В последнем столбце приведен один из параметров, характеризующих состав РОВ (формула (24)).

Некоторые работы по адсорбции РОВ на частицах взвеси, выполнены на модельных средах в лабораторных условиях.

Таблица 1

Некоторые характеристики компонентов экосистем оз. Ханка и р. Енисей

| Водоем | Вид величины | ХПК, мгО ₂ /л | M, мг/л | d, мкм | S, м ² /л | В, мг/л | N ₆ , 10 ⁶ кл./мл | В _{о РОВ} , отн. ед. |
|--------|--------------|--------------------------|---------|--------|----------------------|---------|---|-------------------------------|
| Ханка | Средняя | 5.8 | 64.0 | 1.15 | 0.130 | 1.66 | 1.82 | 3.0 |
| | Мин. | 2.4 | 20.2 | 0.83 | 0.040 | 0.12 | 0.73 | 1.1 |
| | Макс. | 24.6 | 130.6 | 1.57 | 0.250 | 24.60 | 5.40 | 19.0 |
| Енисей | Средняя | 7.0 | 3.8 | 1.47 | 0.007 | 0.90 | 1.96 | 5.1 |
| | Мин. | 1.7 | 1.6 | 0.88 | 0.004 | 0.05 | 0.63 | 3.1 |
| | Макс. | 27.4 | 7.8 | 1.84 | 0.016 | 3.50 | 2.50 | 11.8 |

Используя в качестве параметра интегральные площади граничных поверхностей компонентов экосистем, их дисперсную структуру можно представить в виде обобщенных структурных формул. Такие формулы можно составлять для различных районов водоема, усредненные для всего водного объекта, средние для сезона исследования.

Усредненные формулы дисперсной структуры (летний сезон) для ряда фитопланктон - бактерии – детрит – органо-минеральный детрит:

озеро Ханка - 1 : 3 : 6 : 140,
 река Енисей - 1 : 20 : 5 : 10.

Известно, что первичная продукция водных экосистем тесно коррелирует с содержанием детрита. Открытие механизма превращения РОВ в трофически ценное взвешенное вещество (Baylor, Sutcliffe, 1963; Riley, 1963) привело к пересмотру сложившихся представлений о закономерностях функционирования водных экосистем. Пути трансформации РОВ во взвесь разнообразны и могут осуществляться как за счет микробиальной активности, так и абиотическими механизмами, когда ведущую роль играют физико-химические процессы. В формулах дисперсной структуры обращает на себя внимание органо-минеральный детрит (ОМД), представляющий из себя минеральное ядро со слоем адсорбированного органического вещества, и его соотношение с чисто органическим детритом. Экспериментальные исследования адсорбции РОВ на минеральной взвеси показали, что в зависимости от содержания взвеси на ее граничной поверхности адсорбируется от 30 до 90% и более РОВ. За счет адсорбции РОВ на граничных поверхностях взвешенных минеральных частиц значительные запасы вещества и энергии, аккумулярованные в нем, становятся доступными для водных организмов и могут рассматриваться как дополнительное звено в системе трофических связей

пищевой цепи (Остапеня, 1988).

Одна из задач настоящей работы заключалась в исследовании ОМД и, в первую очередь, запасов ОВ, аккумулярованных минеральными частицами из растворенной фазы во взвесь, его объемной концентрации, толщины и объема адсорбированного слоя.

Для природных водоемов и модельных экспериментов определены количества адсорбированного и ОВ, оставшегося в растворе. Чисто растворенным органическим веществом считалось то, которое проходит через фильтр с порами 0.17 мкм. В модельной среде в качестве органического вещества использовался раствор гуминовых кислот - компонент, постоянно присутствующий в природных водах. В качестве модельного взвешенного вещества в пробах применялась суспензия каолина, вносящего значительный вклад в состав терригенного взвешенного вещества водоемов. Расчет содержания ОВ в пробах проводился по спектрам поглощения света, размера взвешенных минеральных частиц (или ОМД) - по интегральной индикатрисе светорассеяния (см. гл. 3). Для учета различной степени дисперсности в исследуемых пробах концентрация адсорбированного и растворенного ОВ рассчитывалась не на единицу массы адсорбента, а на единицу его поверхности. Полученные изотермы адсорбции аппроксимировались по модели Ленгмюра, характерной для адсорбции из водных растворов:

$$C_a/C_{a \text{ макс}} = kC_p/(1+kC_p), \quad (26)$$

где C_a и C_p – концентрации адсорбированного и растворенного ОВ на единицу поверхности ОМД соответственно, $C_{a \text{ макс}}$ – максимально возможная концентрация АОВ, k – константа адсорбционного равновесия.

Параметры моделей приведены в табл. 2 (r – коэффициент множественной корреляции, γ - относительная приведенная погрешность).

Таблица 2

Параметры моделей Ленгмюра

| Водоем | $k, \text{ м}^2/\text{мг}$ | $C_{a \text{ макс}}, \text{ мг}/\text{м}^2$ | r | $\gamma, \%$ | Число проб |
|-----------------------|----------------------------|---|------|--------------|------------|
| Река Енисей | 0.0026 | 380 | 0.90 | 25 | 18 |
| Озеро Ханка | 0.0350 | 310 | 0.95 | 18 | 27 |
| Модельный эксперимент | 0.0010 | 230 | 0.94 | 20 | 32 |

В модельных экспериментах определены зависимости толщины h адсорбированного слоя ОМД от поверхностной концентрации адсорбированного, растворенного и общего ОВ. Выявлено, что h возрастает при увеличении содержания ОВ на единицу поверхности частиц. Уравнение связи аналогично модели адсорбции Ленгмюра: $h=h_m b C_a/(1+b C_a)$, где h_m – толщина слоя при максимально возможной концентрации адсорбированного органического вещества, b - постоянная. Для модельных сред с различным соотношением адсорбентов и адсорбата h варьировало от 0.2 до 0.5 мкм. Поскольку ха-

рактр зависимостей концентраций C_a и отношений C_a/C_p одинаков и для природных вод (рис. 6), можно с учетом константы адсорбционного равновесия найти для них толщины адсорбированного слоя ОМД. Толщины адсорбированного слоя для озера Ханка изменялись от 0.18 до 0.50 мкм, а для р. Енисей – от 0.30 до 0.52 мкм. Максимальная толщина (при $C_{a \text{ макс}}$) составила 0.6 мкм для обоих водоемов. Расчеты объемной плотности адсорбированного органического вещества (g) показали, что она линейно зависит от C_a . В водах оз. Ханка g варьировало от 150 до 400 кг/м³, для р. Енисей – от 200 до 500 кг/м³. Таким образом, минеральная взвесь концентрирует растворенное органическое вещество в десятки и сотни тысяч раз.

Толщина адсорбированного слоя при максимально возможных значениях C_a на единицу поверхности взвеси определяет в первом приближении минимальный размер зоны влияния границы на водную среду. Плотность АОВ уменьшается по мере удаления от граничной поверхности до плотности органического вещества в растворе. Размер ОМД, определяемый оптическим методом, зависит от того, насколько точно определяется граница между C_a и C_p . Во всяком случае истинный размер хориона взвеси, состоящего из географического тела и сферы его влияния на окружающее пространство, будет несколько больше, чем полученная величина h_m .

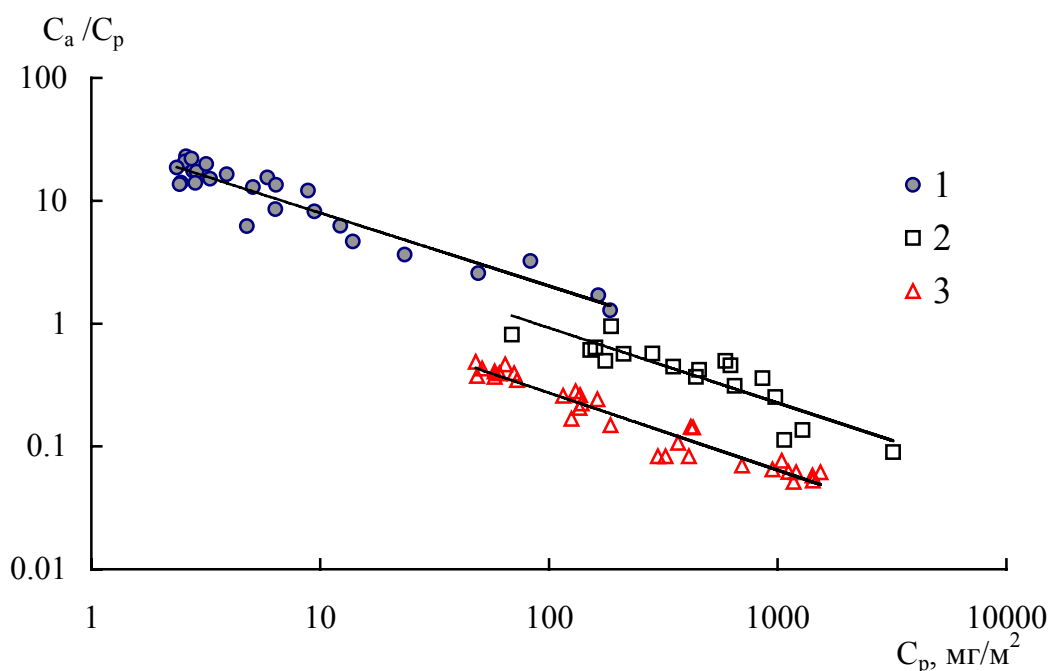


Рис. 6. Зависимости отношения адсорбированного к растворенному ОВ от содержания РОВ на единицу площади поверхности частиц: 1 – оз. Ханка; 2 – р. Енисей; 3 – модельные эксперименты

Блок органо-минерального детрита по значимости определяемых им процессов питания фильтраторов и бактерий, рециклинга органических и минеральных веществ, роли буферного компонента и других процессов, определяющих трансформацию вещества и энергии в адсорбированных органических соединениях, так и по своему объему, безусловно, требуется особо

учитывать при анализе внутриводоемных процессов.

Исходя из этого, предложена схема трофо-метаболических связей в планктонном сообществе с учетом органо-минерального детрита (рис. 7). Площади кругов соответствующих компонентов на рис. 7 пропорциональны усредненным величинам площадей их граничных поверхностей в экосистеме оз. Ханка в летний период. Вклад компонентов в потоки вещества и энергии в биотическом кругообороте будет пропорционален площадям их граничных поверхностей.

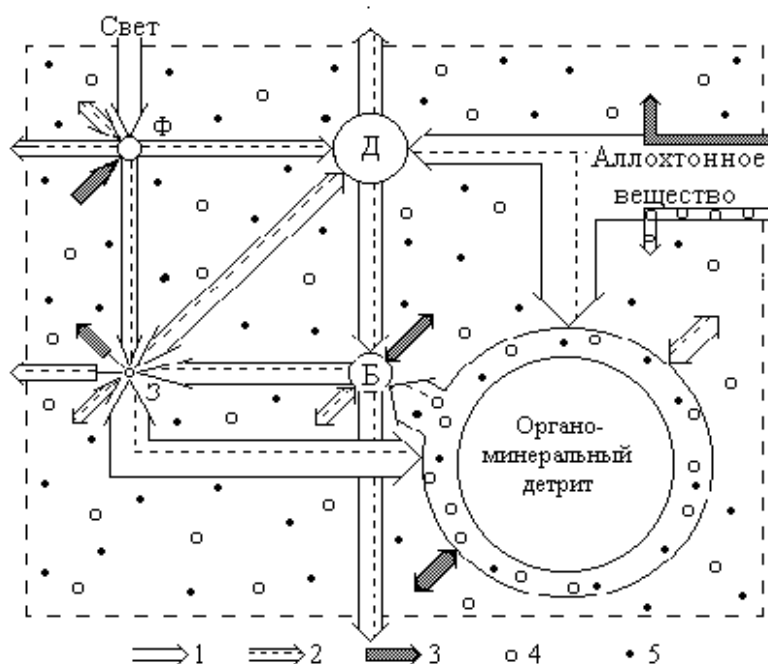


Рис. 7. Схема включения органо-минерального детрита в систему трофо-метаболических связей в планктонном сообществе.

1 – энергия, 2 – энергия и вещество, 3 – растворенные биогенные элементы, 4 – РОВ, 5 – растворенные биогенные элементы; Д – детрит, Ф – фитопланктон, З – зоопланктон, Б - бактериопланктон

Оптические свойства естественных вод (и искусственных гидрозолей) полностью описываются угловыми и спектральными зависимостями компонентов матрицы рассеяния света (или вектор-параметрами Стокса). Данные о вектор-параметрах Стокса морей и океанов, тем более внутренних водоемов, очень ограничены. Измерение матриц рассеяния света водами Красноярского водохранилища и р. Енисей выполнены с целью получения данных о распределении взвешенных частиц по размерам, более полных первичных гидрооптических характеристик и определения влияния частиц биологического и терригенного происхождения на особенности распространения света.

В результате исследований установлено, что матрицы рассеяния света для проб Красноярского водохранилища и р. Енисей имеют общий вид:

$$\begin{bmatrix} f_{11} & f_{12} & 0 & 0 \\ f_{21} & f_{22} & 0 & 0 \\ 0 & 0 & f_{33} & f_{34} \\ 0 & 0 & f_{43} & f_{44} \end{bmatrix},$$

что характерно для хаотического распределения частиц произвольной формы в случае, если среда не обладает оптической активностью. Такой тип матриц рассеяния света свойственен водам некоторых прибрежных районов Черного (Кадышевич и др., 1971) и Балтийского морей (Кадышевич, 1974).

Угловой ход компонентов f_{11} , f_{22} , $f_{12} = -f_{21}$, $f_{34} = -f_{43}$, f_{33} , f_{44} приведенных матриц рассеяния света показан на рис 8а, б.

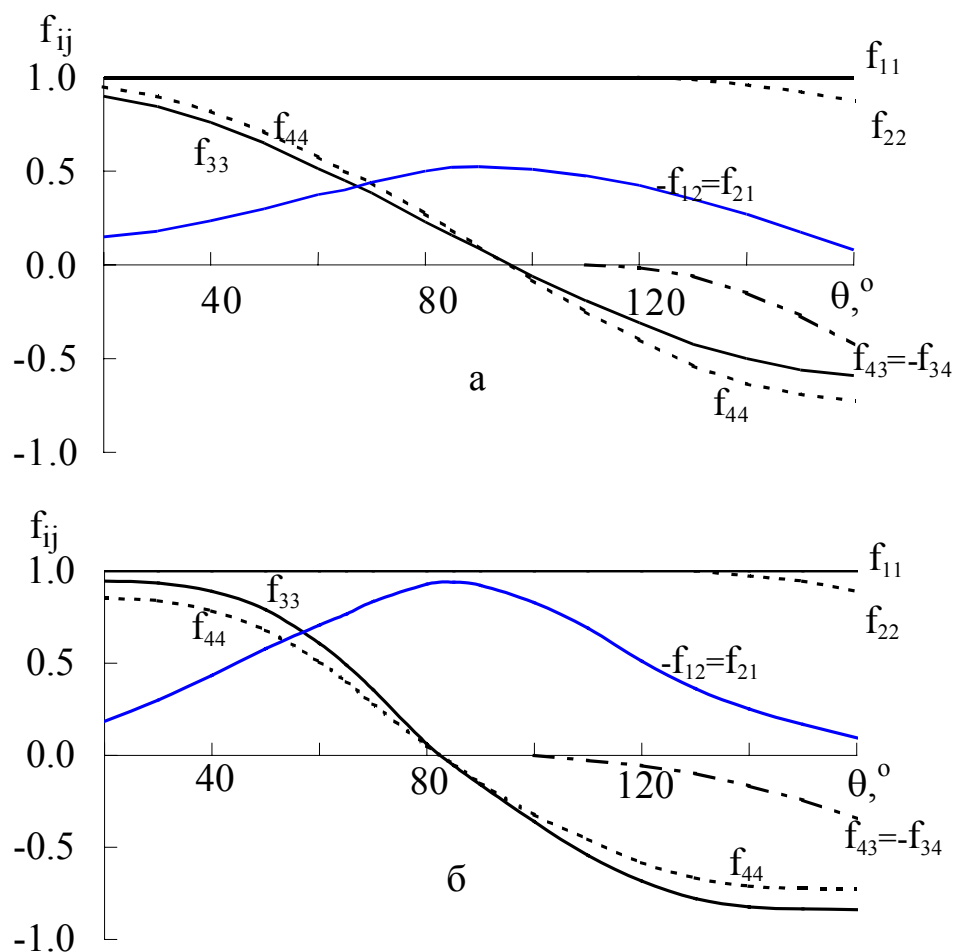


Рис. 8. Угловой ход компонентов матрицы рассеяния света пробами воды: а - Красноярского водохранилища (8.05.1978 г.); б - р. Енисей (5.05.1981 г.)

Положительное значение линейной степени поляризации $P(\theta) = -f_{12}$ при всех углах рассеяния $\theta=15-165^\circ$ и стремление $P(\theta)$ к нулю при углах рассея-

ния $\theta=15-30^\circ$ позволяет сделать предположение, что основной вклад в поляризацию вносит мелкодисперсная фракция гидрозольных частиц с радиусом $r < 3$ мкм при распределении частиц по размерам, близким к распределению типа Юнге $N(r) = Ar^n$, с показателем степени $n = 4 - 5$ (A – нормирующий множитель) (Розенберг и др., 1970).

Это подтверждается и нашей оценкой по спектрам ослабления воды среднего эффективного радиуса гидрозольных частиц. Установлено, что средний эффективный радиус взвешенных в воде Красноярского водохранилища и р. Енисей частиц лежит в пределах $r \leq 0.44$ мкм.

Максимальное значение $P(\theta)$ достигают 0.5 для проб воды Красноярского водохранилища. Для летних проб воды реки Енисей $P(\theta)$ составляет 0.7; а для весенних – более 0.8. Максимум поляризации лежит в области углов $\theta=90-96$ градусов, причем для водохранилища он сдвигается в сторону больших углов. Основной вклад в рассеяние света водой вносит мелкодисперсная фракция гидрозоля.

ГЛАВА 5. СВЯЗИ ДИСПЕРСНОЙ СТРУКТУРЫ С ФУНКЦИОНАЛЬНЫМИ ХАРАКТЕРИСТИКАМИ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

Живое вещество оказывает огромное влияние на химическое равновесие и физические процессы в водных средах. Его дисперсная граничная поверхность создает фильтрационный аппарат, через который по В.Г. Богорову (1954) за год проходит объем воды, равный объему Мирового океана.

Роль, которую играет тот или иной вид водорослей в сообществе фитопланктона, определяется его продукционными возможностями. Идея зависимости скорости роста водорослей от размера клеток возникла в ходе проведения исследований морских планктонных водорослей в культурах (Eрpley, Sloan, 1966). Эти предположения подтвердились (Гутельмахер, 1986) исследованиями естественных популяций фитопланктона. Скорость роста фитопланктона и отношение S/V положительно коррелируют; это было показано как в природе, так и на лабораторных культурах (Sournia, 1982).

Исходя из известных представлений, что расход энергии на рост клетки пропорционален ее объему V , а поступление энергии - ее поверхности S , зависимость удельной продукции P/V от отношения S/V определяется соотношением

$$P/V = \alpha S/V - \beta, \quad (27)$$

где α и β - константы питания и метаболизма соответственно.

Отсюда видно, что удельная продукция (или P/V - коэффициент) прямопропорциональна отношению S/V , что и определяет действие и значение величины S/V в мире биологических тел. Выражение (27) справедливо для отдельной клетки (организма). Для понимания функционирования сложных природных экосистем важно изучить количественные закономерности меж-

ду скоростью фотосинтеза фитопланктона и изменением размерного распределения всего сообщества.

Исследования на реке Енисей и озере Ханка показали, что удельная продукция фитопланктона (валовая продукция на единицу биомассы), или коэффициент ассимиляции K_{ac} (сут.⁻¹), статистически достоверно возрастает при увеличении отношения S/V не во всех случаях. В табл. 3 приведены параметры уравнений линейной регрессии связи K_{ac} с отношением S/V .

Таблица 3

Параметры уравнений линейной регрессии $K_{ac} = f(S/V)$

| Водоем | Год | Массив, станция | Уравнение регрессии | r | γ , % |
|--------|------|------------------------|---------------------|------|--------------|
| Ханка | 1995 | Ст. 113, озерная | 140 S/V –88.0 | 0.99 | 9 |
| | | Общий массив за год | 89.7 S/V –88.0 | 0.83 | 28 |
| | 1996 | Общий массив за год | 34.2 S/V –4.5 | 0.75 | 33 |
| | 1997 | Ст. 68, вблизи притока | 16.7 S/V –3.6 | 0.90 | 22 |
| | | Ст. 72, приток | 66.3 S/V –40.4 | 0.98 | 10 |
| | | Ст. 113, озерная | 64.6 S/V –34.4 | 0.98 | 11 |
| | | Общий массив за год | 45.5 S/V –22.8 | 0.80 | 43 |
| Енисей | 1997 | Общий массив за год | 25.0 S/V –10.9 | 0.55 | 42 |

Из табл. 3 видно, что для отдельных станций характерна сильная связь этих параметров, но наклон линий регрессии для разных станций значительно различается, и для общих массивов коэффициенты корреляции значительно снижаются. Отсюда ясно, что для сложных сообществ интегральный параметр S/V не всегда отражает их структуру, поскольку клетки малых размеров вносят в параметр S/V (при больших величинах S и V) значительно меньший вклад, чем в удельную продукцию. При этом пробы с различной размерной структурой сообщества фитопланктона могут иметь близкие величины отношения S/V (табл. 4).

Таблица 4

Удельные продукция и параметры поверхности клеток

| Параметр | № пробы | | | | | |
|-----------------------------|---------|------|------|------|------|------|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
| S/V , мкм ⁻¹ | 0.76 | 0.76 | 0.75 | 1.34 | 0.68 | 0.38 |
| S_0/V , мкм ⁻³ | 0.19 | 0.74 | 1.57 | 3.47 | 0.34 | 0.01 |
| P/V , сут. ⁻¹ | 2.9 | 21.6 | 35.8 | 98.1 | 10.5 | 0.3 |

Проведен анализ связей величин поверхности клеток и их объемов с

дисперсной структурой сообщества фитопланктона. Рассматривались различные параметры:

$$B, N/B, N_M/N, B_M/B, S_0/V = \frac{\sqrt{S}}{V \sqrt[3]{V}} = \frac{S_{0\text{ккл}} \sqrt[6]{N}}{V},$$

где B, N, V – биомасса, численность и объем клеток сообщества соответственно, B_M и N_M – биомасса и численность мелких клеток (объем клеток меньше 100 мкм^3) соответственно, S_0 – приведенная величина удельной поверхности, равная отношению корня квадратного из площади поверхности к корню кубическому из объема клеток сообщества, $S_{0\text{ккл}}$ – приведенная удельная поверхность клетки среднего размера. Анализ показал, что в наибольшей степени на изменение размерной структуры сложных сообществ фитопланктона реагирует параметр S_0/V (табл. 4). Зависимости удельной продукции от параметра S_0/V приведены на рис. 9.

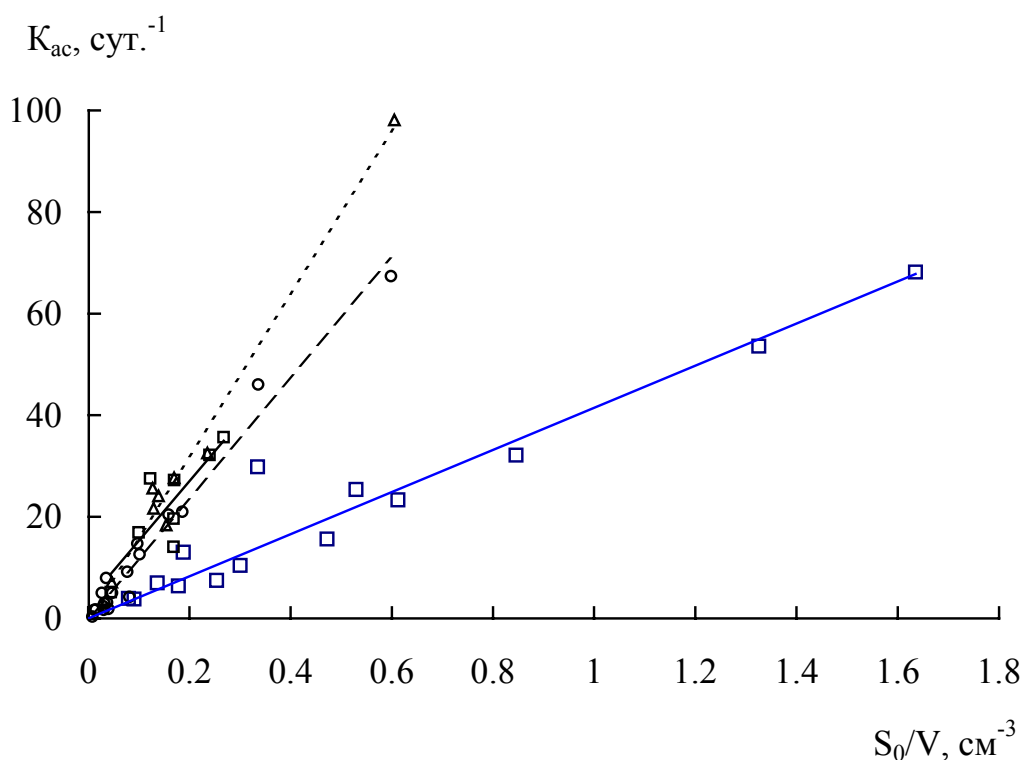


Рис. 9. Зависимости коэффициента ассимиляции углерода от размерного состава фитопланктона. Треугольники - Ханка, 1995 г.; крестики – Ханка, 1996 г.; ромбы - Ханка, 1997 г.; кружки - Енисей, 1997 г.

Уравнения регрессий, коэффициенты множественной корреляции, приведенные относительные погрешности и суточные ассимиляционные числа (САЧ, в мг ассимилированного углерода на 1 мг хлорофилла) для отдельных периодов исследований сведены в табл. 5.

Меньший коэффициент регрессии для оз. Ханка в 1997 г. обусловлен меньшей средней облученностью (в 3- 4 раза) за световой период экспози-

ции. Об этом свидетельствуют и средние за период измерений САЧ (табл. 5). Если учесть это, то зависимость коэффициента ассимиляции приобретает универсальный характер $K_{ac}=A S_0/V$ для различных водоемов и сезонов исследования. Величина нормировочного множителя (А) связана, в первую очередь, с тем, что клетки фитопланктона реагируют на любые изменения облученности, в том числе короткопериодические (минуты – часы) и соответственно меняется их продукция. Перестройка структуры сообщества происходит за более длительные промежутки времени (сутки).

Таблица 5

Параметры уравнений связи K_{ac} с S_0/V для общих массивов

| Водоем | Год | Уравнение регрессии | r | γ , % | САЧ, мгС/мг |
|--------|------|---------------------|------|--------------|-------------|
| Ханка | 1995 | $154.6 S_0/V$ | 0.98 | 10 | 100 |
| | 1996 | $129.6 S_0/V$ | 0.94 | 20 | 95 |
| | 1997 | $40.6 S_0/V$ | 0.99 | 7 | 28 |
| Енисей | 1997 | $119.3 S_0/V$ | 0.99 | 8 | 89 |

Одной из причин такой зависимости является то, что содержание хлорофилла в единице биомассы ($\beta=C_{хл}/V$) связано с размерами клеток. Утверждение Паше (Paasche, 1960) о тесной связи между суммарной площадью поверхности клеток и концентрацией хлорофилла однозначно приводит к тому, что мелкие формы фитопланктона должны иметь повышенные β . Регрессионный анализ показал наличие значимых связей β с относительной биомассой мелкоклеточных видов $V_{ом}$. Более тесная корреляция наблюдается, если использовать параметр S_0/V (табл. 6).

Таблица 6

Параметры уравнений регрессии $\beta=f(S_0/V)$

| Водоем | Период | Уравнение | r | γ , % | n |
|--------|----------|------------------------------|------|--------------|-----|
| Ханка | 02.92 г. | $\beta=0.196 (S_0/V)^{1.16}$ | 0.90 | 25 | 23 |
| | 05.92 г. | $\beta=0.075 (S_0/V)^{0.74}$ | 0.93 | 22 | 31 |
| | 07.92 г. | $\beta=0.076 (S_0/V)^{0.71}$ | 0.92 | 23 | 35 |
| | 10.92 г. | $\beta=0.066 (S_0/V)^{0.88}$ | 0.94 | 19 | 19 |
| | 03.93 г. | $\beta=0.063 (S_0/V)^{0.86}$ | 0.96 | 17 | 27 |
| | 08.95 г. | $\beta=0.068 (S_0/V)^{0.89}$ | 0.97 | 14 | 16 |
| | 08.96 г. | $\beta=0.105 (S_0/V)^{1.08}$ | 0.99 | 9 | 18 |
| | 09.97 г. | $\beta=0.080 (S_0/V)^{0.67}$ | 0.96 | 15 | 14 |
| Енисей | 07.97 г. | $\beta=0.072 (S_0/V)^{0.91}$ | 0.94 | 20 | 18 |
| Общий | | $\beta=0.073 (S_0/V)^{0.80}$ | 0.91 | 24 | 201 |

График зависимости для всего массива изображен на рис. 10. Прямая линия – линия регрессии, уравнение которой $\beta = 0.073(S_0/V)^{0.80}$ (коэффициент корреляции равен 0.91).

Экстремально высокие значения величины β , зарегистрированные в отдельных пробах, связаны с тем, что на данных станциях присутствует подавляющее количество мелкоклеточных видов.

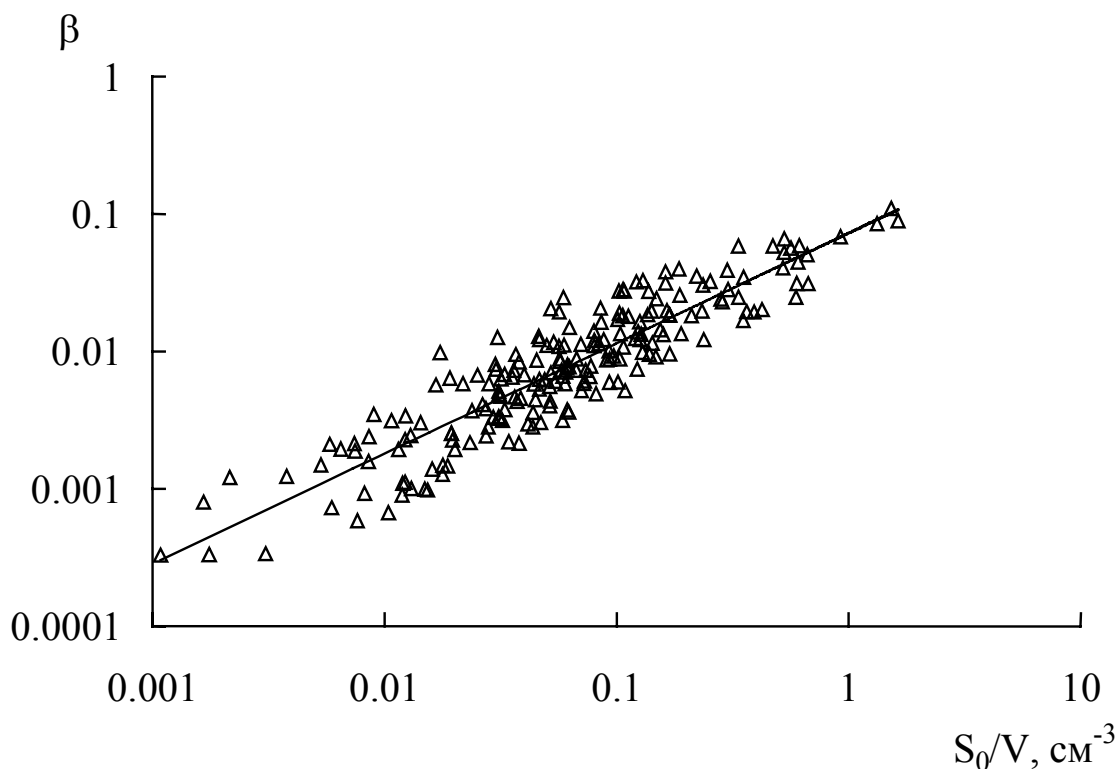


Рис. 10. Зависимость относительного содержания хлорофилла от обобщенного структурного параметра

Дисперсная структура планктонного сообщества связана и с интегральными параметрами, характеризующими ее состояние в зависимости от абиотических факторов. Связь (или тенденция изменения) относительного содержания мелких клеток $N_{отн}$ ($N_{отн} = N_m/N$, в численность мелких форм N_m включены клетки объемом $\leq 100 \text{ мкм}^3$) от сапробности водной среды (S) по Пантле и Буку, когда степень загрязнения органическими веществами и продуктами их распада оценивают по индикаторным видам водорослей, для большого массива данных удовлетворительно аппроксимируется уравнением

$$S = 1.20 + 1.26(N_{отн})^{0.373}. \quad (28)$$

На рис. 11 показана связь S среды, определяемая по данной модели и из эксперимента. Вертикальные и горизонтальные линии на рисунке проведены по границам разрядов зон сапробности среды. Для основной массы точек разряды зон сапробности совпадают (не более 10% точек, определяемых по модели, попадают в соседние разряды). Показатель корреляции рангов мето-

дом Спирмэна между S и $N_{отн}$ равен 0.71 при критерии достоверности Стьюдента $t = 21.1$ (табличное $t = 1.64$ при доверительном уровне $P = 0.9$).

Следовательно, по относительному содержанию мелких форм фитопланктона (или по среднему объему его клеток) можно с доверительной вероятностью 0.9 оценить зону сапробности водной среды, класс и разряд качества воды по этому параметру.

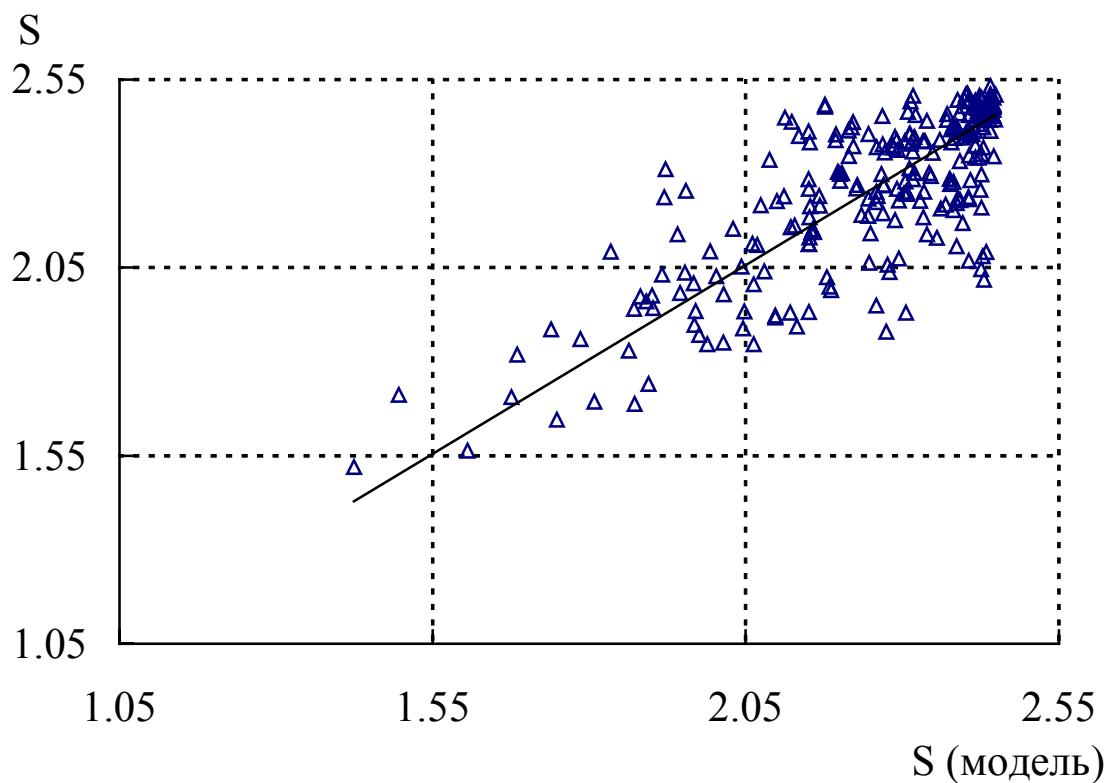


Рис. 11. Связь сапробности водной среды, определяемой по модели (28) и экспериментально

Коэффициент множественной корреляции между измеренными значениями индекса сапробности и рассчитанными по уравнению значениями S составляет 0.78.

ГЛАВА 6. ИНФОРМАЦИОННОЕ ЗНАЧЕНИЕ ОСОБЕННОСТЕЙ ПРОСТРАНСТВЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ХЛОРОФИЛЛА

Показатели содержания хлорофилла в водоемах используют для оценки их трофического статуса (Винберг, 1960; Елизарова, 1975; Likens, 1975), оценки качества воды (Оксиюк и др., 1993), прицельного отбора проб фитопланктона (Сиренко и др., 1982, 1986). Анализ многолетних данных, полученных на широком круге внутренних водоемов, в морях и океанах, по характеру распределения концентрации хлорофилла "а" фитопланктона в водоеме позволяет выявить его роль как информационного показателя целого ряда других важнейших характеристик водоема.

В ходе полевых экспериментальных исследований нами выявлена связь

характера вертикального распределения концентрации хлорофилла «а» с соотношением продукционно-деструкционных процессов. Найдено, что при нестратифицированном характере кривой вертикального распределения хлорофилла «а» интенсивность валовой первичной продукции ниже или незначительно превышает деструкцию: A/R составляет 0.9-1.2. При стратифицированной кривой величина A/R повышалась и составляла 1.5-2.2. Это объясняется тем, что в световой период суток при нормальной жизнеспособности фитопланктона благодаря присущему клеткам водорослей фототаксису происходит концентрирование хлорофиллсодержащих организмов в эвфотическом слое водоема. Оптимальная освещенность при наличии биогенных элементов в условиях евтрофных водоемов обуславливает интенсивный фотосинтез. Это и находит отражение в стратифицированном характере кривой вертикального распределения хлорофилла, являющегося как бы естественным индикатором состояния водных экосистем.

При ветровом перемешивании водных масс (шторм) или при загрязнении (токсический фактор) нарушается фототаксическая реакция движения клеток водорослей к свету, и фитопланктон распределяется в водной толще гомогенно, иногда скапливаясь даже в придонных слоях воды. В этом случае в оптимально освещенном эвфотическом слое фотосинтез лимитируется дефицитом хлорофилла, в придонных слоях - недостатком света. Кривая распределения хлорофилла по вертикали имеет нестратифицированный характер, а величина A/R - ниже единицы.

Сопоставление характера кривой вертикального распределения хлорофилла с рН, содержанием растворенного кислорода (табл. 7) свидетельствует, что стратифицированной кривой, как правило, соответствует и градиент в величинах этих показателей между поверхностными и придонными горизонтами.

Таблица 7

Содержание растворенного кислорода и величина рН на различных горизонтах в сопоставлении с характером вертикального распределения хлорофилла (август 1984 г.)

| Горизонт, м | Содержание растворенного кислорода, мг/л | | | рН | | |
|---|--|-----|------|-----|-----|-----|
| | 1 | 2 | 3 | 1 | 2 | 3 |
| Стратифицированное распределение хлорофилла | | | | | | |
| Поверхностный | 9.7 | 7.8 | 10.8 | 8.8 | 8.8 | 8.9 |
| 4 | 8.1 | 7.5 | 10.0 | - | - | - |
| 8 | 5.7 | 7,4 | 4,2 | - | - | - |
| 16.5 | 0.3 | 6.5 | - | - | 8.3 | 8.4 |
| Нестратифицированное распределение хлорофилла | | | | | | |
| Поверхностный | 7.5 | 8.3 | 8.4 | 8.6 | 7.5 | 7.2 |
| Придонный | 7.4 | 8.2 | 8.4 | 8.5 | 7.5 | 7.2 |

1- Кременчугское; 2- Запорожское; 3- Каховское водохранилища

При этом чем более стратифицированный характер имеет кривая распределения хлорофилла, тем существеннее различия в содержании растворенного кислорода по вертикали водоема. Нестратифицированная кривая вертикального распределения хлорофилла в большинстве случаев свидетельствует об отсутствии градиента в концентрации растворенного кислорода и рН.

Значительной информативностью характеризуются и данные горизонтального распределения интенсивности люминесценции хлорофилла, позволяющие оценить гетерогенность его распределения (рис. 12). При доминировании в фитопланктоне диатомовых, зеленых, протококковых, динофитовых водорослей кривая записи имеет более равномерный характер. При доминировании синезеленых водорослей, образующих крупнодисперсные взвеси (колонии), характер амплитудных изменений кривой существенно неравномерен. Это связано со степенью дисперсности частиц: крупные многоклеточные частицы светятся неравномерно из-за различий освещенности внутри частиц и их попадания в световой пучок, а также возрастной и физиологической разнокачественности клеток. Мелкодисперсные системы отличаются более равномерным свечением. Следовательно, уже по характеру получаемой записи распределения концентрации хлорофилла "а" можно ориентировочно определять доминирующую группу водорослей.

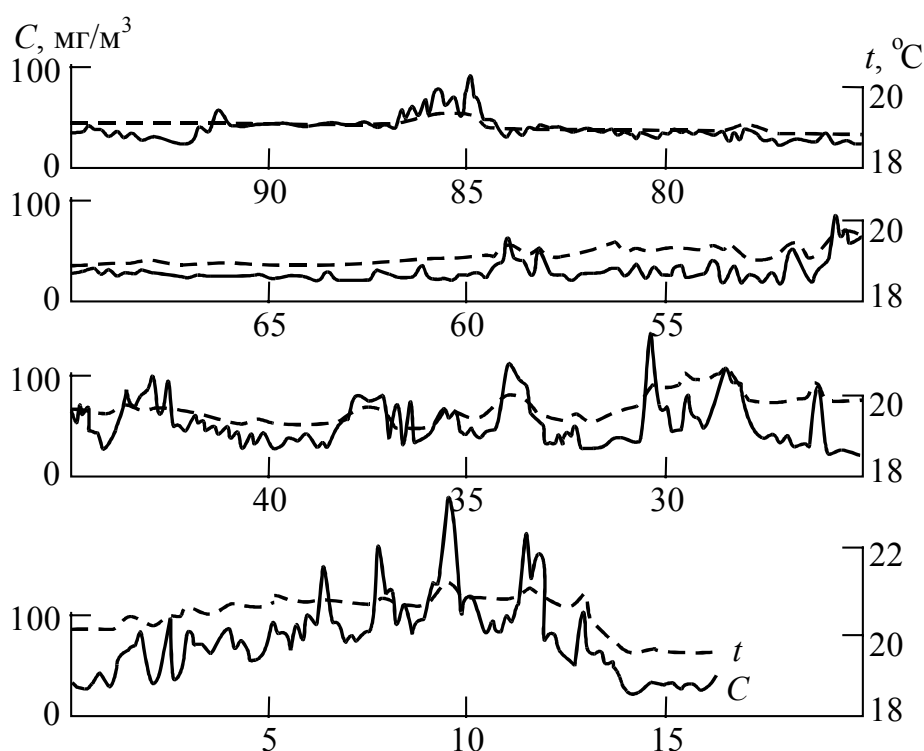


Рис. 12. Распределение концентрации хлорофилла "а" фитопланктона и температуры воды в поверхностном слое Кременчугского водохранилища (приплотинный участок, 1.09.83 г.)

Большое влияние на характер распределения хлорофилла и, следовательно, других характеристик могут оказывать значительные изменения метеоусловий как непосредственно в момент проведения исследований, так и в предшествующие 3-4 дня. Усиление волнения нарушает дифференциацию зон неоднородностей из-за перемешивания воды, усреднения всех показателей и отрицательного влияния на развитие водорослей. На рис. 13 представлены результаты регистрации содержания хлорофилла в поверхностном горизонте Кременчугского водохранилища по ходу судна при стабильных метеоусловиях и после шторма.

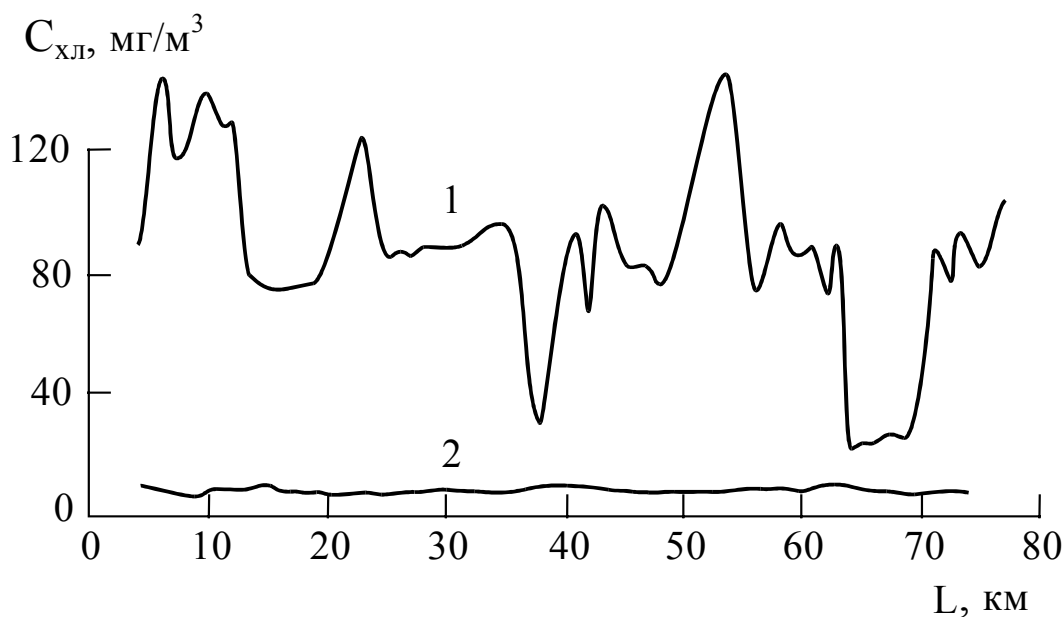


Рис. 13. Распределение концентрации хлорофилла "а" фитопланктона в поверхностном горизонте Кременчугского водохранилища. 1 - при стабильных метеоусловиях, 2 - после шторма

При штилевых условиях концентрация хлорофилла изменялась по разрезу от 35 до 140 мг/м³, чаще всего оставаясь на уровне 80 мг/м³. После шторма в поверхностном горизонте концентрация хлорофилла снизилась до 15 мг/м³ и практически не изменялась на всем протяжении исследованной зоны. Таким образом, при выполнении работ по изучению распределения концентрации хлорофилла в водоеме необходимы сведения о метеоусловиях как на момент измерений, так и в период перед ними.

Гетерогенность распределения хлорофилла зависит и от различий химического состава воды, вызванных боковой приточностью, смывом с водосбора суши, поступлением из донных отложений. Поэтому изменение характера горизонтального распределения хлорофилла позволяет оконтуривать зоны неоднородности водных масс в водохранилищах, в частности, участки гидрофронтных впадающих притоков (рис. 14), районы сброса сточных вод, места ветровых скоплений водорослей.

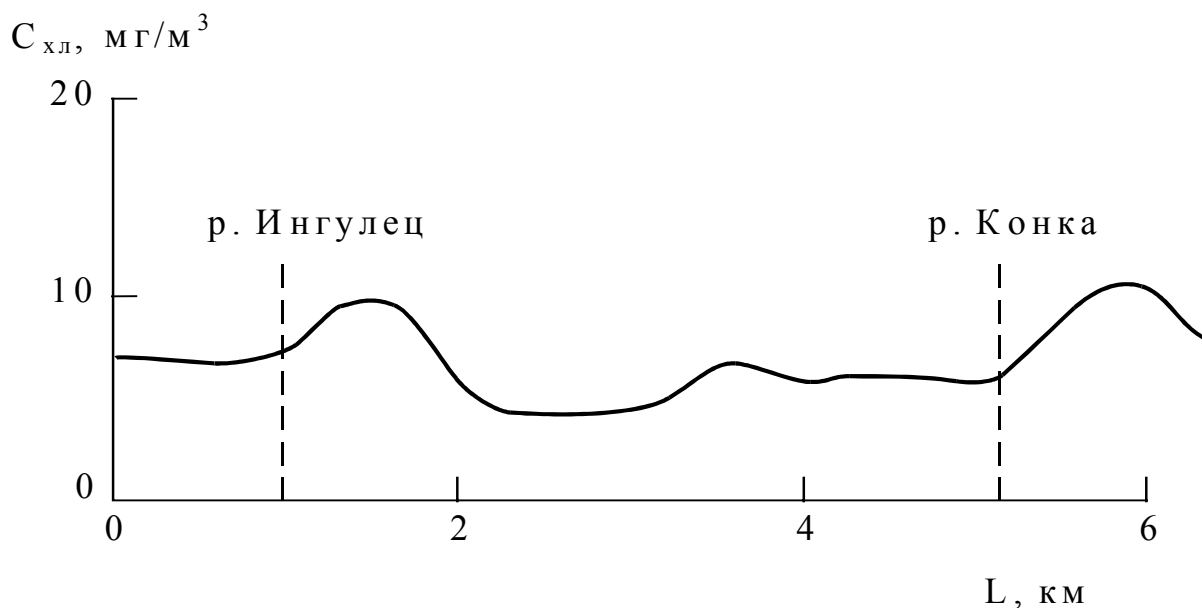


Рис. 14. Распределение концентрации хлорофилла "а" фитопланктона в зонах гидрофронтов малых рек на нижнем Днепре (9.09.83 г.)

Исследования гетерогенности распределения концентрации хлорофилла фитопланктона свидетельствуют, что степень влияния отмеченных факторов на возникновение зон неоднородности в водоемах - неоднозначна. Если перечисленные выше гидрохимические показатели и особенности морфометрии оказывают в большей степени локальное влияние на возникновение зон неоднородности, и последние могут занимать площадь от нескольких квадратных метров до километров по горизонтали водоема, то гидрологические показатели и метеоусловия оказывают влияние на очень больших участках водоемов. Данные, полученные на каскаде днепровских водохранилищ, подтверждаются и исследованиями, выполненными на оз. Ханка, Ладожском и Онежском озерах, реках Волге, Енисее, Ангаре, Дунае.

Если при исследовании речных экосистем и водохранилищ, небольших озер во многих случаях для описания происходящих процессов оказывается достаточным изучение трассовых характеристик распределения хлорофилла, то для понимания процессов, протекающих в морских и океанических экосистемах, а также крупных озерах, недостаточно знания только трассовых характеристик. Становится необходимым получить карты распределения фитопланктона. Опыт исследований в открытых и прибрежных районах морей и океанов, на акватории таких крупных озер, как Байкал, Ладожское, Ханка показал возможность пространственного (поверхностного и подповерхностного) картирования распределения хлорофилла при использовании проточных и зондирующих флуориметров. Так получены карты распределения содержания хлорофилла в водах оз. Байкал (рис. 15), оз. Ханка (рис. 16) и других крупных озер, для ряда морских акваторий.

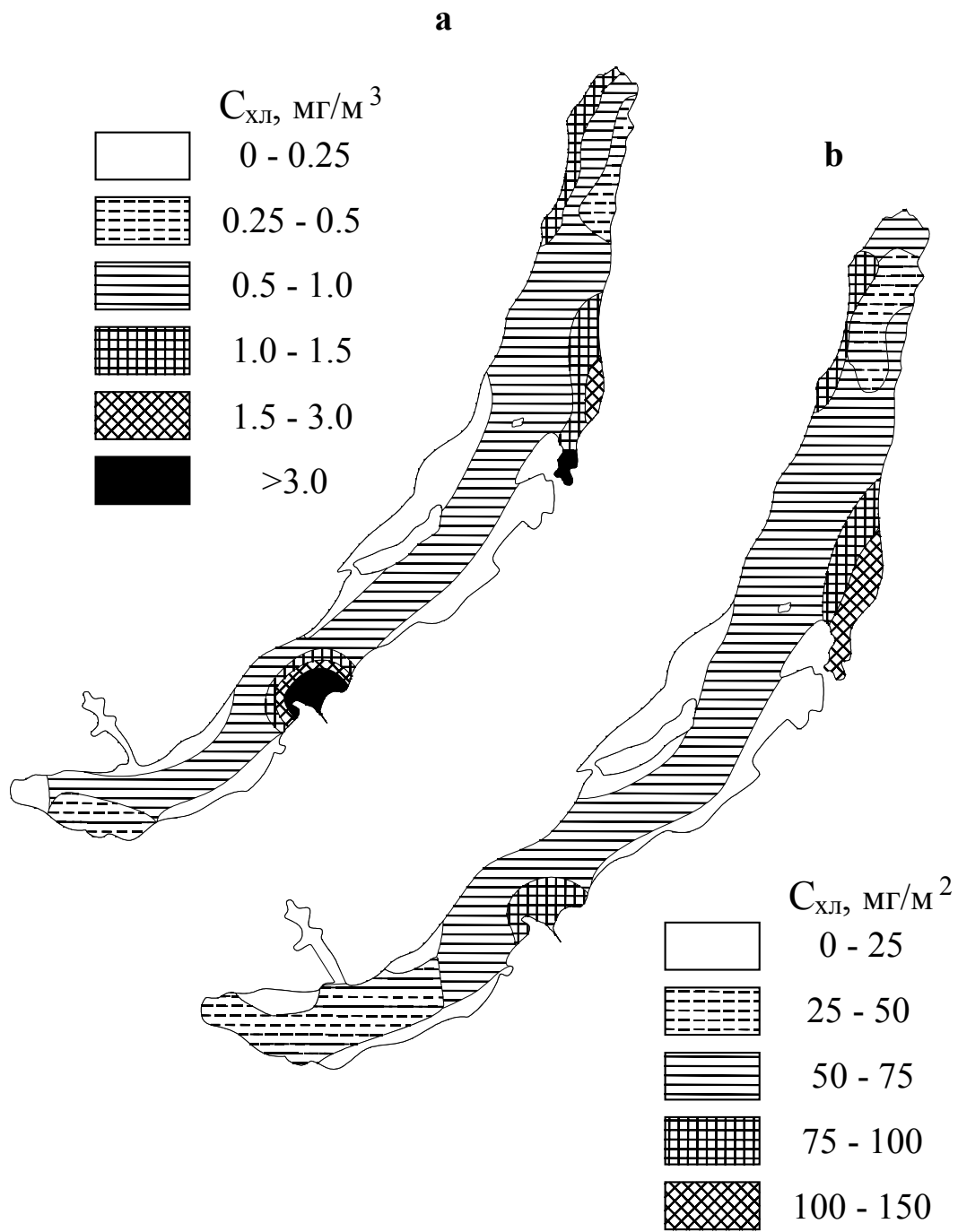


Рис. 15. Распределение содержания хлорофилла фитопланктона в поверхностном (а) и эвфотическом 0 - 40 м (б) слое оз. Байкал (август, 1976 г)

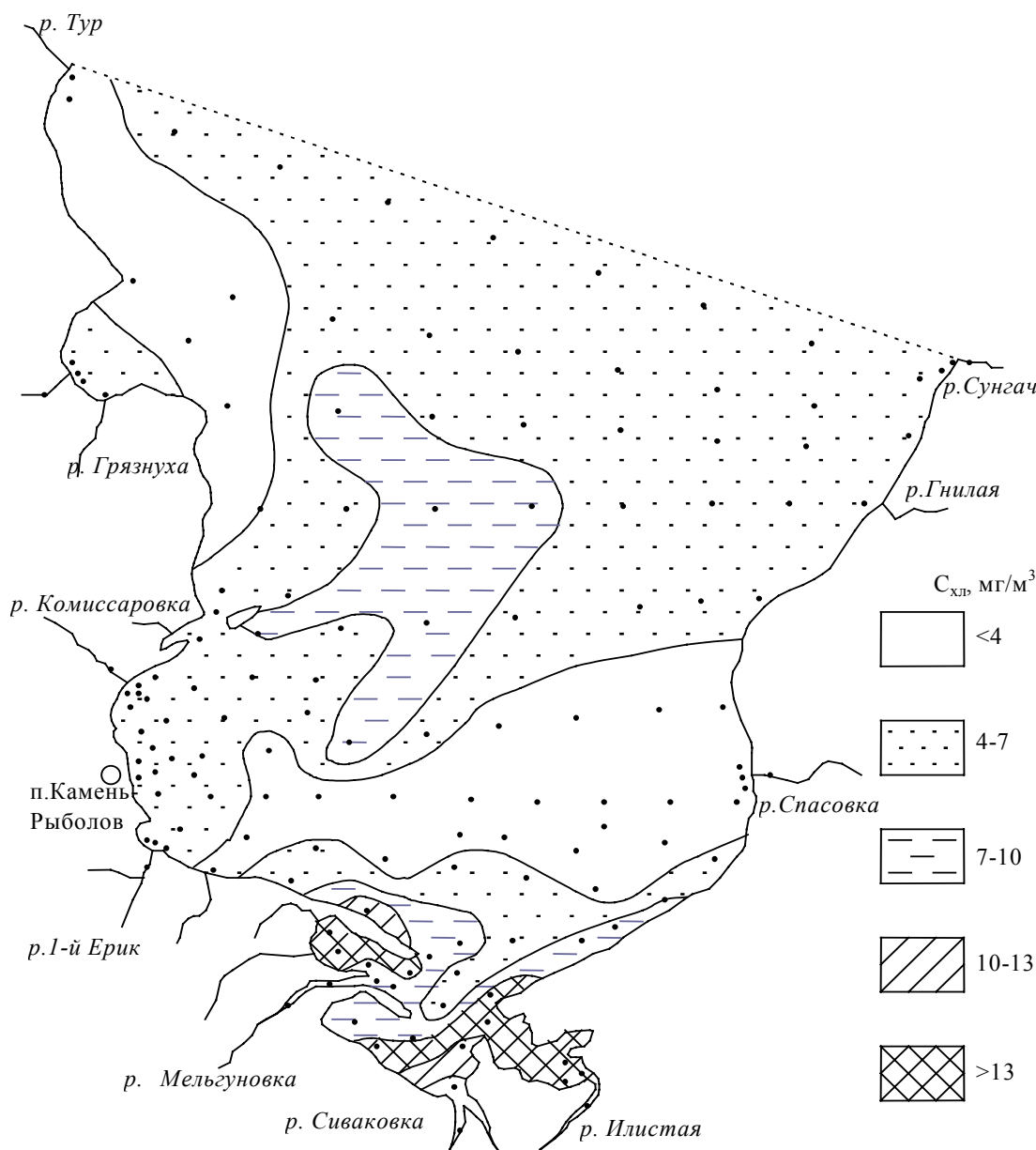


Рис. 16. Распределение хлорофилла «а» в поверхностном слое оз. Ханка в летний период (1992 г.). Кружки – станции наблюдений

В экспедиции (1984 г.) по просьбе Правительства Республики Сейшельские острова с целью изучения биологических ресурсов островов, исследовалось пространственное распределение фитопланктона (горизонтальное и вертикальное) ряда акваторий.

Концентрация хлорофилла фитопланктона определялась безэкстрактным методом по интенсивности флуоресценции хлорофилла, регистрируемой погружаемым, лабораторным и проточным флуориметрами.

На рис. 17 и 18 приведены карты распределения хлорофилла фитопланктона в поверхностном слое у островов Силуэт и Фелисите.

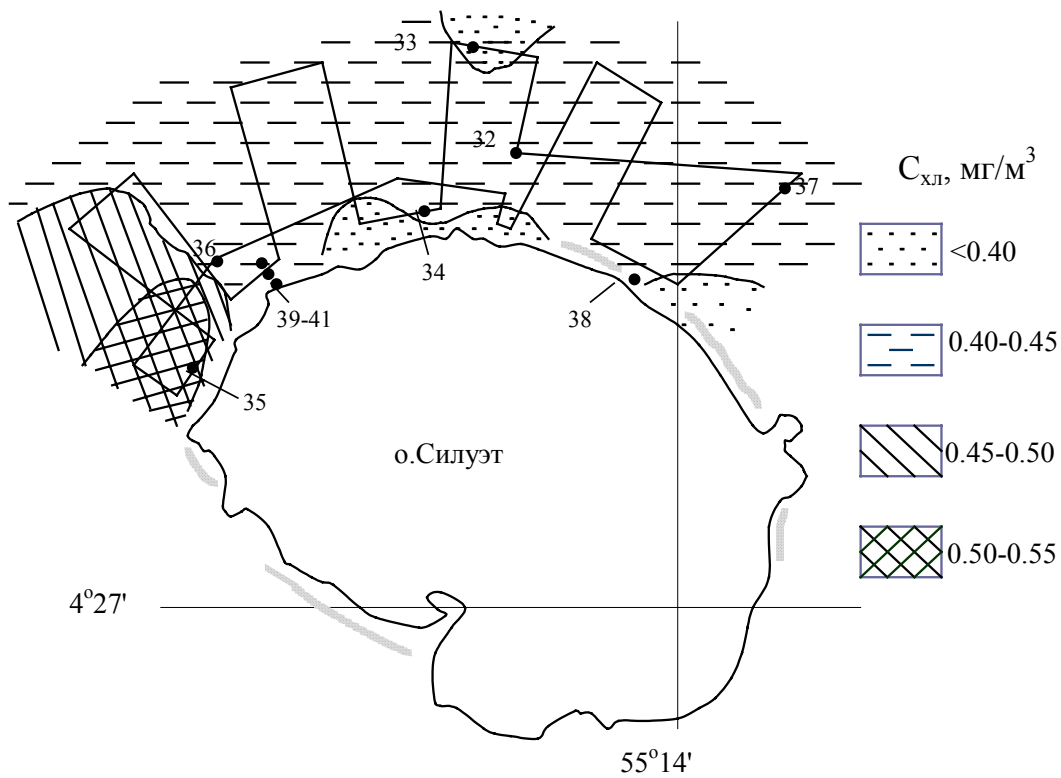


Рис. 17. Распределение хлорофилла фитопланктона в поверхностном слое воды у острова Силуэт

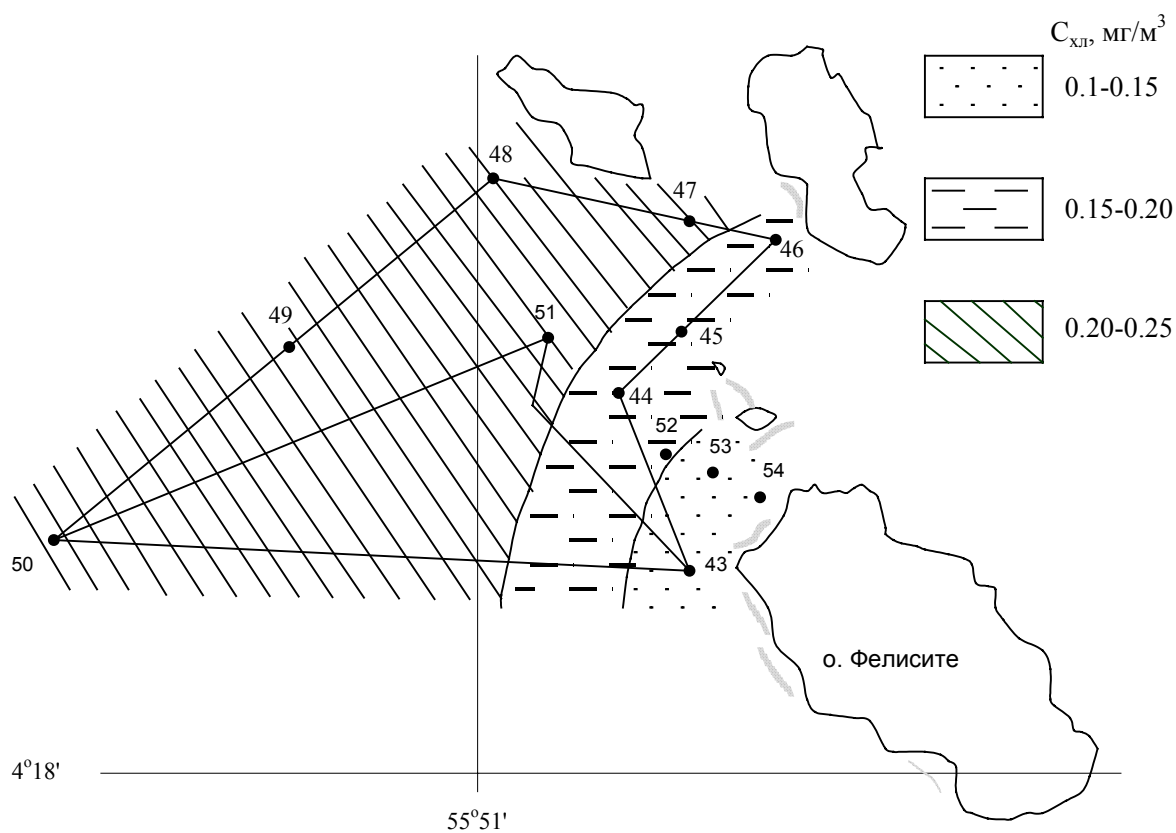


Рис. 18. Распределение хлорофилла фитопланктона в поверхностном слое воды у острова Фелисите

Содержание биомассы фитопланктона в районе островов Силуэт и Фелисите изменяется в пределах 34-81 мг/м³, концентрация хлорофилла – в пределах 0.15-0.50 мг/м³. В прибрежных зонах биомасса фитопланктона составляет 45-65 мг/м³, в мористой части – 40-50 мг/м³, то есть значительных различий в содержании биомассы не наблюдается. Это, видимо, является следствием того, что острова Силуэт и Фелисите расположены во внутренней области островного поднятия (платформы) больших размеров, и влияние вод открытого океана сказывается меньше, чем у других островов, где площади островных поднятий намного меньше.

ОСНОВНЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ И ВЫВОДЫ

1. Впервые выявлена структура хориона на уровне отдельной частицы и на уровне экосистемы. Найдена толщина и объем пограничной зоны, сформированной граничной поверхностью минеральных частиц в приближении, что эти величины определяются толщиной и объемом адсорбированного из растворенной фазы органического вещества. Толщина такой зоны может достигать 0.6 мкм. Впервые оценена объемная плотность органического вещества в адсорбированном слое, которая для различных водоемов варьирует от 100 до 500 кг/м³. Полученные данные свидетельствуют о существенной роли взвешенного минерального вещества, формирующего за счет процессов адсорбции органического вещества из растворенной фазы частицы органо-минерального детрита, в пищевых потоках планктонных сообществ водных экосистем. С учетом этого предложена новая схема трофометаболических связей в планктонном сообществе.

2. Показано, что удельная поверхность клеток фитопланктона является важным фактором продуктивности водных экосистем, поскольку увеличение площади поверхности клеток фитопланктона на единицу их биомассы определяет ассимиляционную активность водорослей. В связи с этим увеличение доли мелкоклеточных форм фитопланктона (независимо от их видовой принадлежности) увеличивает удельную продуктивность фитопланктонного сообщества. С экзогенной сукцессией, возникающей при изменениях состояния среды, связано изменение размерной структуры фитопланктона, которая закономерно отражается на соотношении его площади поверхности и биомассы. И, именно, это соотношение определяет активность продукционных процессов, самоочищающую способность водной среды при антропогенных и природных нарушениях равновесия последней, поддерживая гомеостаз экосистем. Найден обобщенный структурный параметр, в наибольшей мере отражающий соотношение площади и объема сообщества фитопланктона при изменениях его размерного распределения. Предложена общая модель зависимости удельной продукции фитопланктона от этого параметра.

3. На основе картирования крупных озер и полигонов в морях и океанах и анализа пространственно-временной неоднородности полей распределения хлорофилла и биологической продуктивности выявлено, что характер распределения концентрации хлорофилла "а" фитопланктона в различных водо-

емах является информационным показателем целого ряда важнейших гидрохимических, гидрологических и гидробиологических характеристик водоема. Установленные взаимосвязи дают возможность использовать этот параметр для выявления соотношения продукционно-деструкционных процессов, вычленения зон неоднородностей водоемов при их районировании и оценке их экологического состояния.

4. Разработаны и апробированы на многих внутренних водоемах и водотоках, морях и океанах система оптических оригинальных методов и комплекс аппаратуры, позволяющие проводить оперативное изучение особенностей функционирования звеньев водных экосистем и измерять гидробиологические, гидрофизические, гидрохимические и гидрологические показатели: биомасса фитопланктона, фотосинтетическая активность фитопланктона, концентрации бактериопланктона, растворенного и адсорбированного органического вещества, размеры и количество взвешенных минеральных частиц, площадь их поверхности, оптические константы вещества частиц, соотношение продукции и деструкции органического вещества.

ОСНОВНОЕ СОДЕРЖАНИЕ ДИССЕРТАЦИИ ПРЕДСТАВЛЕНО В РАБОТАХ:

1. Сидько Ф.Я., Щур Л.А., Франк Н.А., Апонасенко А.Д. Гидрооптические и гидробиологические исследования центральной части водохранилища Красноярской ГЭС // Известия СО АН СССР, серия биологическая. – 1976. – № 5, Вып. 1. – С. 45–48.

2. Апонасенко А.Д., Франк Н.А., Сидько Ф.Я. Дифференциальный спектрофотометр для гидрооптических исследований // Океанология. – 1976. – Т. XVI, Вып. 5. – С. 924–927

3. Апонасенко А.Д., Франк Н.А., Сидько Ф.Я. Спектрофотометр для гидрооптических исследований ДСФГ-2 // Оптические методы изучения океанов и внутренних водоемов. – Новосибирск: Наука, 1979. – С. 294–297.

4. Сидько Ф.Я., Апонасенко А.Д., Филимонов В.С. и др. Исследование оптических свойств растительных ценозов суши и моря // Развитие и использование аэрокосмических методов изучения природных явлений и ресурсов. – Новосибирск: Наука, 1979. – С. 105–122.

5. Франк Н.А., Щур Л.А., Апонасенко А.Д., Сидько Ф.Я. Распределение фитопланктона в южной и средней частях озера Байкал // Гидробиол. журн. – 1980. – Т. XVI, Вып. 3. – С. 25–28.

6. Сидько Ф.Я., Апонасенко А.Д., Филимонов В.С. и др. Оптические методы изучения растительных ценозов суши и моря // Исследование Земли из космоса. – 1980. – № 3. – С. 41–50.

7. Сидько А.Ф., Апонасенко А.Д., Франк Н.А. и др. Изучение спектральной яркости и ее связи с содержанием фитопланктона // Океанология. – 1980. – Т. XX, № 1. – С. 142–147.

8. Сиренко Л.А., Сидько Ф.Я., Франк Н.А., Апонасенко А.Д. и др. Вертикальное распределение хлорофилла в евтрофном водоеме как показатель соотношения продукционно-деструкционных процессов // Гидробиол. журн. –

1982. – Т. 18, № 6. – С. 73–83.

9. Франк Н.А., Сидько Ф.Я., Апонасенко А.Д., Сидько А.Ф. Прибор для активного зондирования - погружаемый двухлучевой флуориметр ПФл-2 // Современные методы количественной оценки распределения морского планктона. – М.: Наука, 1983. – С. 59–62.

10. Сидько Ф.Я., Шерстянкин П.П., Апонасенко А.Д. и др. Исследование пространственного распределения фитопланктона озера Байкал оптическими методами // Исследование Земли из космоса. – 1983. – №5. – С. 11–14.

11. Сидько Ф.Я., Апонасенко А.Д., Франк Н.А. и др. Гидрооптические исследования фитопланктона залива Петра Великого // Космические исследования природных комплексов Сибири и Дальнего Востока. – Новосибирск: Наука, 1983. – С. 132–135.

12. Франк Н.А., Апонасенко А.Д., Васильев В.А., Сидько Ф.Я. Матрицы рассеяния света воды Красноярского водохранилища и р. Енисей // Биофизические методы исследования экосистем. – Новосибирск: Наука, 1984. – С. 52–56.

13. Сидько Ф.Я., Франк Н.А., Апонасенко А.Д. Изучение вертикального и горизонтального распределения фитопланктона Средиземного моря и Атлантического океана оптическими методами // Экология моря. – Киев: Наукова думка, 1984. – Вып. 17. – С. 18–24.

14. Сиренко Л.А., Сидько Ф.Я., Франк Н.А., Курейшевич А.В., Апонасенко А.Д., Сидько А.Ф., Медведь В.А., Васильев В.А., Балакчина Л.А. Информационное значение особенностей распределения хлорофилла фитопланктона // Гидробиол. журн. – 1986. – Т. 22, № 2. – С. 14–22.

15. Сиренко Л.А., Сидько Ф.Я., Франк Н.А., Курейшевич А.В., Сидько А.Ф., Апонасенко А.Д., Медведь В.А., Паламарчук В.Д., Васильев В.А., Попов С.И. Хлорофилл как природный индикатор для выявления зон неоднородностей водоемов при их районировании // Водные ресурсы. – 1986. – №4. – С. 128–136.

16. Сидько Ф.Я., Апонасенко А.Д., Франк Н.А. и др. Способ определения концентрации сухой биомассы во взвешях одноклеточных зеленых водорослей // Б.И., 1987. – № 21. – С. 128. – А. с. № 1315474.

17. Болсуновский А.Я., Терсков И.А., Сидько Ф.Я., Щур Л.А., Апонасенко А.Д. Прогнозирование состояния фитопланктона водоемов на основе флуоресцентного метода // ДАН СССР. – 1987. – Т. 297, № 6. – С. 1509–1511.

18. Гительзон И.И., Сидько Ф.Я., Шевырнов А.П., Молвинских С.Л., Апонасенко А.Д., Сидько А.Ф., Чепилов В.В. Проблемы аэрокосмических исследований // Дистанционные исследования Сибири. – Новосибирск: Наука. – 1988. – С. 16–25.

19. Сидько Ф.Я., Апонасенко А.Д., Сидько А.Ф. Оптические методы и аппаратура для изучения пространственного распределения фитопланктона // Методические основы комплексного экологического мониторинга океана. – М.: Гидрометеиздат, 1988. – С. 238–255.

20. Сидько Ф.Я., Апонасенко А.Д., Васильев В.А. Спектрофотометрический метод определения концентрации хлорофилла фитопланктона // Гидробиол. журн. – 1989. – Т. 25, № 5. – С. 66–71.

21. Апонасенко А.Д., Филимонов В.С., Сиренко Л.А. и др. Распределение концентрации хлорофилла «а» фитопланктона, флуоресценции растворенных органических веществ и первичных гидрооптических характеристик в водах Дуная // Материалы 1-ой Международной комплексной экспедиции по изучению Дуная. – Киев, 1989. – Ч. 1. – С. 168–193. Деп. ВИНТИ. – № 209-В89.

22. Сидько Ф.Я., Апонасенко А.Д., Балакчина Л.А. О связи флуоресценции хлорофилла фитопланктона с условиями его освещения // Океанология. – 1989. – Т. 29, Вып. 1. – С. 127–131.

23. Сидько Ф.Я., Лопатин В.Н., Апонасенко А.Д., Сидько А.Ф. Оценка интенсивности флуоресценции хлорофилла фитопланктона, возбуждаемой солнечным светом // Исследование Земли из космоса. – 1990. – № 2. – С. 11–15.

24. Aponasenko A., Filimonov W., Sirenko L., Perfiljew W. Ergebnisse von Messungen der Konzentration des Chloropyll «а», Fluoreszenz der gelosten organischen Stoffe und der primaren hydrooptischen Charakteristiken im Donauwasser // Wissenschaftliche kurzreferate, Der 28. Tagung der JAD. – Sofia, 1990. – S. 189–193.

25. Сидько А.Ф., Апонасенко А.Д., Сидько Ф.Я., Филимонов В.С. Оценка спектральных показателей поглощения растворенного органического «желтого» вещества в мезо- и эвтрофных водоемах оптическим дистанционным методом // ДАН СССР. – 1990. – Т. 315, № 47. – С. 847 – 849.

26. Aponasenko A.D., Filimonov V.S., Perfiljev V.A. et al. Chlorophyll -а- konzentration und hydrooptische Charakteristik des Donauwassers im Marz 1988 // Ergebnisse der Donauexpedition 1988. – Eigenverlag der IAD. – Wien, 1990. – P. 35–42.

27. Сидько Ф.Я., Апонасенко А.Д., Филимонов В.С. и др. Оптический способ оценки относительного содержания и пространственного распределения водных масс смешивающихся потоков // Б.И., 1992. – № 1. – С. 35. – А.с. № 1704037.

28. Апонасенко А.Д., Филимонов В.С., Сиренко Л.А. и др. Концентрация хлорофилла «а», флуоресценция растворенных органических веществ и первичные гидрооптические характеристики вод Дуная // Гидробиол. журн. – 1991. – Т. 27, № 5. – С. 22–27.

29. Сидько Ф.Я., Апонасенко А.Д., Сидько А.Ф. и др. Оптические методы изучения пространственного распределения фитопланктона // Биофизика клеточных популяций и надорганизменных систем. – Новосибирск: Наука, 1992. – С. 121–129.

30. Lopatin V.N., Aponasenko A.D., Filimonov V.S., Shchur L.A., Shapovalov K.I. Optical characteristics of «soft» biological particles suspensions and their connection with mains factors that shape them // Static and Dynamic Light Scattering in Biology and Medicine / R. Nossal, R. Pecura, and A. Priezzhev. – Proceed. SPIE. – 1993. – V. 1884. – P. 356–364.

31. Апонасенко А.Д., Сидько Ф.Я., Васильев В.А. Определение концентрации хлорофилла фитопланктона по дифференциальным спектрам поглощения света // Методические вопросы изучения первичной продукции планктона внутренних водоемов. – Санкт-Петербург: Гидрометеоздат, 1993. – С. 97–100.

32. Пырина И.Л., Минеева Н.М., Сигарева Л.Е., Апонасенко А.Д., Филимонов В.С., Митропольская И.В. Пространственное распределение фитопланктона (раздел монографии) // Экологические факторы пространственного распределения и перемещения гидробионтов. – Санкт-Петербург: Гидрометеоздат, 1993. – С. 55–84.

33. Щур Л.А., Апонасенко А.Д., Лопатин В.Н., Филимонов В.С. К характеристике фитопланктона оз. Ханка (Приморский край) // Альгология. – 1995. – Т. 5, № 2. – С. 166–174.

34. Апонасенко А.Д., Филимонов В.С., Лопатин В.Н., Щур Л.А. Оптический способ определения химического потребления кислорода в природных водах // Патент РФ, № 2087901. – Б.И. – 1997. – № 23. – С. 94.

35. Лопатин В.Н., Апонасенко А.Д., Щур Л.А., Филимонов В.С. Оптический способ определения размера частиц в суспензии // Патент РФ, № 2098794. – Б.И. – 1997. – № 34. – С. 17.

36. Сидько Ф.Я., Апонасенко А.Д., Филимонов В.С. и др. Растворенное «желтое» вещество как природный индикатор в гидрооптических, гидрологических и гидробиологических исследованиях // Водные ресурсы. – 1996. – Т. 23, № 1. – С. 123–126.

37. Lopatin V.N., Aponasenko A.D., Shchur L.A., Filimonov V.S. Some homeostatic peculiarities in loess system functioning (chapter 10) // Homeostasis: new facts and hypotheses / Eds: Mesnerd H., Nefedov V.P., Horban A., Lopatin V.N. – Amse transaction. – 1995. – V. 13, Part 1. – P. 222–234.

38. Апонасенко А.Д., Сидько Ф.Я., Балакчина Л.А. Флуоресцентный метод и аппаратура для изучения пространственного распределения фитопланктона // Биология внутренних вод. – 1995. – № 98. – С. 53–57.

39. Сидько Ф.Я., Филимонов В.С., Апонасенко А.Д., Щур Л.А., Лопатин В.Н. Особенности пространственного распределения оптических и гидробиологических характеристик вод Красноярского водохранилища // Водные ресурсы. – 1996. – Т. 23, № 4. – С. 457–462.

40. Апонасенко А.Д., Лопатин В.Н., Филимонов В.С., Щур Л.А. Изучение структуры водных экосистем на основе границ раздела фаз взвесь-вода // Сибирский экологический журнал. – 1996. – № 5. – С. 387–396.

41. Щур Л.А., Апонасенко А.Д., Лопатин В.Н., Филимонов В.С. Оценка качества воды озера Ханка по некоторым биологическим показателям // Водные ресурсы. – 1997. – Т. 24, № 1. – С. 74–78.

42. Щур Л.А., Апонасенко А.Д., Лопатин В.Н., Филимонов В.С. Бактериопланктон оз. Ханка // Гидробиол. журн. – 1997. – Т. 33, № 1. – С. 63–68.

43. Лопатин В.Н., Апонасенко А.Д., Шепелевич Н.В. Экспресс-метод определения оптических констант, размеров и концентраций «мягких» поглощающих частиц в области полосы просветления // Журнал прикладной спек-

троскопии. – 1997. – Т. 64, № 6. – С. 807–812.

44. Апонасенко А.Д., Лопатин В.Н., Щур Л.А., Филимонов В.С. Оценка экологической ситуации и качества воды оз. Ханка оптическими методами // Гидробиол. журн. – 1997. – Т. 33, № 5. – С. 54–63.

45. Aponasenko A.D., Shchur L.A., Filimonov V.S., Lopatin V.N. Opportunities for studying structure of water ecosystems on the basis of phase boundaries of suspended matter // Ecological Congress. – 1997. – V.1, №2. – P. 13–15.

46. Щур Л.А., Апонасенко А.Д., Лопатин В.Н., Филимонов В.С. Применение флуориметрии для определения количества бактерий в пресноводных водоемах // Микробиология. – 1997. – Т. 67, № 6. – С. 860–863.

47. Щур Л.А., Апонасенко А.Д., Лопатин В.Н., Филимонов В.С. Шепелевич Н.В. Санитарно-экологическое состояние средней части реки Енисей и ее притоков // Гидробиол. журн. – 1998. – Т. 34, № 2. – С. 46–54.

48. Апонасенко А.Д., Лопатин В.Н., Филимонов В.С., Щур Л.А. Некоторые возможности контактных оптических методов для исследования водных экосистем // Известия АН. Физика атмосферы и океана. – 1998. – Т. 34, № 5. – С. 721–726.

49. Лопатин В.Н., Апонасенко А.Д., Холостова З.Г. Физические основы оптических методов исследования водных экосистем (глава учебного пособия с грифом Минобразования России) // Избранные главы экологической биофизики. – Новосибирск: Наука, 1998. – С. 54–70.

50. Щур Л.А., Апонасенко А.Д., Лопатин В.Н., Филимонов В.С. Исследование зависимости дисперсности фитопланктона природного водоема от сапробности воды (на примере бассейна р. Енисей) // Водные ресурсы. – 1998. – Т. 25, № 6. – С. 678–682.

51. Апонасенко А.Д., Сидько Ф.Я., Филимонов В.С. Прибор и метод экспрессного спектрофотометрического определения концентрации хлорофилла фитопланктона // Экологическое нормирование и моделирование антропогенного воздействия на водные экосистемы. – Санкт-Петербург: Гидрометеоиздат, 1999. – Вып. 2. – С. 146–156.

52. Щур Л.А., Апонасенко А.Д., Ладыгина В.П. и др. Исследования характеристик бактериопланктона оз. Ханка в связи с лессовостью водоема // Микробиология. – 2000. – Т. 69, № 4. – С. 559–564.

53. Лопатин В.Н., Апонасенко А.Д., Щур Л.А. Биофизические основы оценки состояния водных экосистем (теория, аппаратура, методы, исследования). – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2000. – 353 с.

54. Апонасенко А.Д., Щур Л.А., Лопатин В.Н. Роль удельной поверхности клеток в продуктивности фитопланктона // ДАН. – 2000. – Т. 375, №3. – С. 415–418.

55. Щур Л.А., Апонасенко А.Д., Лопатин В.Н. и др. Влияние предварительной фильтрации на функциональные характеристики бактериопланктона озера Ханка // Микробиология. – 2001. Т. 70, № 3. – С. 405–411.

56. Лопатин В.Н., Апонасенко А.Д., Щур Л.А. Физические основы оптических методов исследований водных экосистем // Экологическая биофизика. Т. 1. Фотобиофизика экосистем. – М.: Изд-во «Логос», 2001. – С. 155–272.

ЛР 04943 от 02.03.99
Подписано в печать 21.12.2001 г.
Формат бумаги 60×84 1/16, усл. печ. 2,5
Тираж 100 экз. Заказ 111

Отпечатано на ризографе ИВМ СО РАН
660036, Красноярск, Академгородок