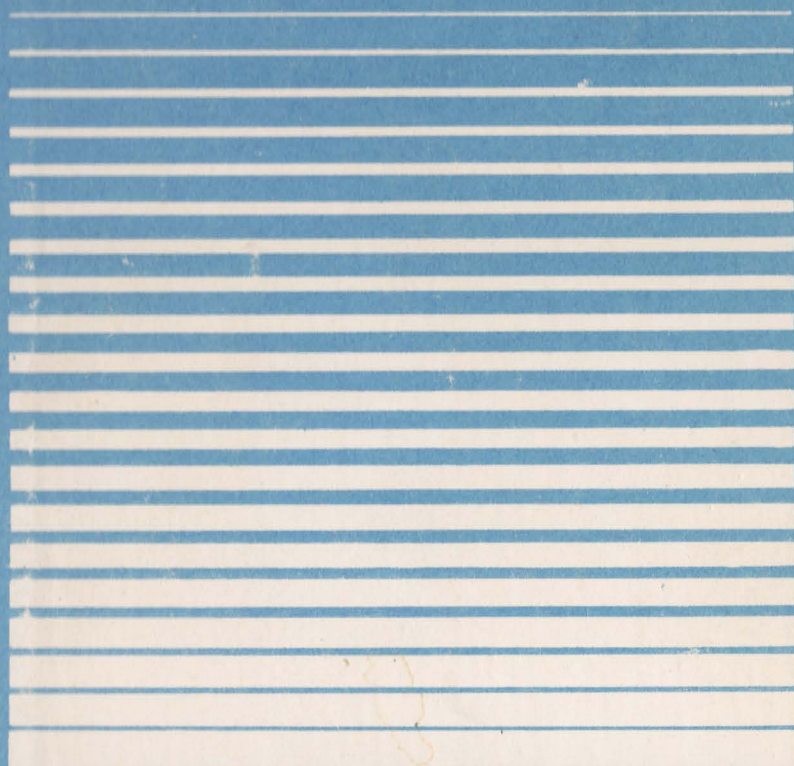


19 8.2 ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ВОДОЕМОВ 43/46

ИЗВВ

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ВОДОЕМОВ ВОЛГО-БАЛТИЙСКОЙ И СЕВЕРО-ДВИНСКОЙ ВОДНЫХ СИСТЕМ



ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ
ИССЛЕДОВАНИЯ
ВОДОЕМОВ
ВОЛГО-БАЛТИЙСКОЙ
И СЕВЕРО-ДВИНСКОЙ
ВОДНЫХ СИСТЕМ



ЛЕНИНГРАД
«НАУКА»
ЛЕНИНГРАДСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ
1982

574.5(285.2) + 556.55 (47)

Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. - Л.: Наука, 1982. 288 с.

Книга включает 17 статей, посвященных водному балансу, термическому и гидрохимическому режиму Шекснинского водохранилища и ряда других водоемов трассы переброски части стока северных рек в бассейн Волги и их возможным изменениям. Рассмотрена динамика вод Рыбинского водохранилища и ее изменения при переброске вод, дана методика оценки внутреннего водообмена водохранилищ. Впервые приводятся подробные материалы по зоопланктону ряда водоемов, его сезонной динамике, список видов специфического зимнего зоопланктона Рыбинского водохранилища. Показана зависимость вертикального распределения зоопланктона от факторов среды. Высказаны некоторые соображения о возможных изменениях в составе зоопланктона рассматриваемых водоемов при переброске. Лит. - 287 назв., ил. - 57, табл. - 111.

Главный редактор Н.В. БУТОРИН

Ответственный редактор А.С. ЛИТВИНОВ

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ВОДОЕМОВ ВОЛГО-БАЛТИЙСКОЙ
И СЕВЕРО-ДВИНСКОЙ ВОДНЫХ СИСТЕМ

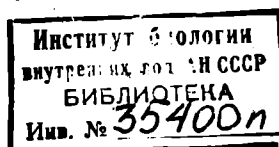
Труды Института биологии внутренних вод

Вып. 43 (46)

Утверждено к печати

Институтом биологии внутренних вод Академии Наук СССР

Редактор издательства Л.М. Маковская
Художник И.П. Кремлев
Технический редактор Е.В. Поликтова
Корректор А.А. Гинзбург



ИБ № 20101

Подписано к печати 03.02.82. М-26319. Формат 60x90 1/16. Бумага офсетная № 1. Печать офсетная. Печ. л. 18=18 усл. печ. л. Уч.-изд. л. 19. Тираж 750. Изд. № 7918. Тип. зак. № 478. Цена 3 р.

Издательство „Наука“, Ленинградское отделение
199164, Ленинград, В-164, Менделеевская лин., 1

Ордена Трудового Красного Знамени Первая типография издательства „Наука“
199034, Ленинград, В-34, 9 линия, 12

Э 2001050100-513 609-81, кн. 2 © Издательство „Наука“, 1982 г.
055(02)-82

К ИЗУЧЕНИЮ ВОЗМОЖНЫХ ИЗМЕНЕНИЙ
ЭКОЛОГИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ В Р.ВОЛГЕ
ПРИ ТЕРРИТОРИАЛЬНОМ ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИИ
РЕЧНОГО СТОКА

Водные ресурсы нашей страны оцениваются в 4.7 тыс. км³, в несколько раз превосходят возможные потребности народного хозяйства к концу XX в. Однако распределение их по территории страны крайне неравномерно. Обеспечение интенсивного развития народного хозяйства требует осуществления мероприятий по территориальному перераспределению водных ресурсов.

XXV съезд КПСС, придавая большое значение этой проблеме для нужд народного хозяйства, в директивах по его развитию на десятую пятилетку записал: „Приступить к проведению научных исследований по такой крупной проблеме, как переброска части стока северных и сибирских рек в бассейн Волги, в Казахстан и Среднюю Азию“ [1, с. 143].

В развитие этого положения с целью научного обоснования объемов и очередности работ по возможному перераспределению водных ресурсов многие научно-исследовательские учреждения приступили к комплексным исследованиям и в этом направлении. Институт биологии внутренних вод АН СССР основное внимание сосредоточил на изучении возможных изменений экологических условий в реке Волге и ее водохранилищах. В течение 1976–1979 гг. на водоемах Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем, являющихся составной частью трассы переброски стока северных рек в бассейн Волги, был выполнен цикл работ, который включал комплекс гидрологических, гидрохимических и гидробиологических исследований.

Район исследований пересекал Балтийско-Каспийский водораздел, в физико-географическом отношении представляет собой чередование небольших всхолмленных участков с обширными болотистыми низинами. Северный склон водораздела крутой и включает 3 небольших водохранилища: Вытегорское, Белоусовское и Новинкинское, введенные в эксплуатацию в 1964 г. (см. рисунок). Площа-

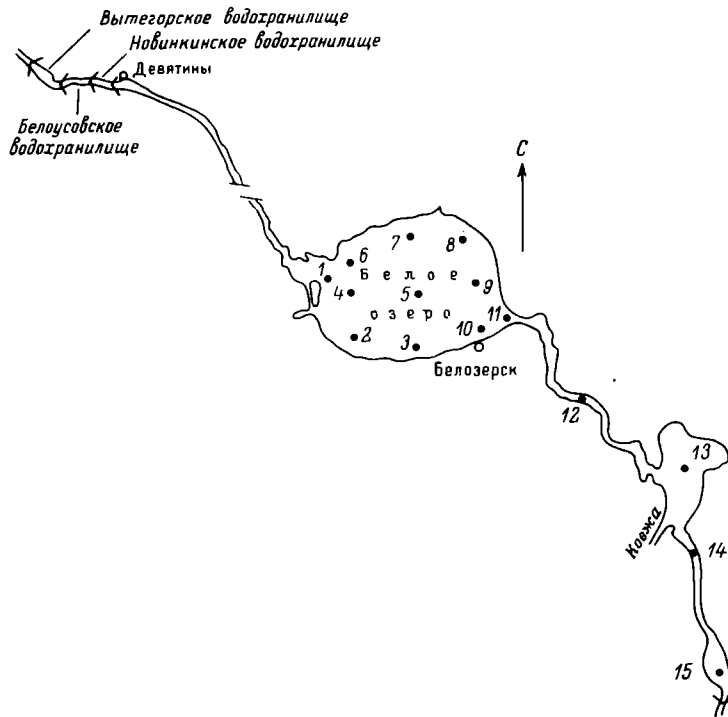


Схема района исследований ИБВВ АН СССР и расположение пунктов отбора проб в Шекснинском водохранилище.

1 — устье р. Ковжи, 2 — южнее р. Ковжи, 3 — южная часть Белоозерского плеса, 4 — к центру от р. Ковжи, 5 — центральная часть плеса, 6 — северо-западная часть, 7 — северная часть (район с. Киснема), 8 — северо-восточная часть (с. Липин Бор), 9 — восточная часть, 10 — район г. Белозерска, 11 — с. Крохино, 12 — с. Горипы, 13 — Сизьменский разлив, 14 — с. Черная Гряда, 15 — верхний бьеф Шекснинской ГЭС.

ди их зеркала и полные объемы воды при нормальном подпорном уровне (НПУ) соответственно равны 20 км^2 и 0.06 км^3 для Вытегорского, 7.1 км^2 и 0.05 км^3 для Белоусовского, 2.5 км^2 и 0.02 км^3 для Новинкинского.

Южный склон — пологий, представлен Шекснинским и Рыбинским водохранилищами. Шекснинское водохранилище образовано в 1963 г. в результате перекрытия плотиной русла р. Шексны у пос. Усть-Угольское и включает в себя участок р. Ковжи белозерской, Белое озеро, затопленное русло и пойму р. Шексны. Водохранилище сопряжено с водораздельным участком Волго-Балтийского водного пути, соединяющим Белое озеро с р. Вытегрой, относящейся к

Т а б л и ц а 1

Основные морфометрические характеристики
Шекснинского водохранилища

Участок	Уровень при НПУ (условный), м	Площадь зеркала, км ²	Объем, км ³	Глубина при НПУ, м		Длина, км	Наибольшая ширина, км
				средняя	наибольшая		
Белое озеро	13.10	1284	5.247	4.1	6.3	46	33
Речная часть	13.00	381	1.274	3.3	20.0	120	18
Водохранилище в целом	13.00	1665	6.521	3.9	—	262	33

бассейну Балтийского моря. Течение р. Вытегры в сторону Балтийского склона водораздела преграждено плотиной у с. Девятины (Пахомовский гидроузел). Общая протяженность водохранилища между Пахомовским и Шекснинским гидроузлами 262 км.

По морфометрическим характеристикам водохранилище может быть разделено на 3 характерных участка: речную часть (от плотины до с. Крохино), Белое озеро, водораздельный канал и Ковжинский участок (от Белого озера до Пахомовского гидроузла). Так как по объему водной массы и по площади Ковжинский участок имеет незначительный вес, он может быть отнесен к озерной части водохранилища (табл. 1).

Площадь водосбора Шекснинского водохранилища составляет 19 500 км², из них к Белому озеру относится 73%, к Шекснинскому участку — 27%. Сток в водохранилище частично зарегулирован плотиной на р. Ковже и Северодвинским гидроузлом. Естественный сток осуществляется с площади 17 400 км².

Северо-Двинская водная система является частью водного пути, соединяющего Шекснинское водохранилище с р. Сухоной. Она начинается у пос. Топорня на Шекснинском водохранилище и включает ряд озер и рек, соединенных между собой каналами. Краткая характеристика основных водоемов системы приведена в табл. 2. Полные сведения о Рыбинском водохранилище приведены в монографии „Рыбинское водохранилище и его жизнь“ [2].

Анализ материалов исследований института позволил высказать некоторые общие и предварительные соображения об изменении экологических условий в волжских водохранилищах, которые сводятся к следующему.

Осуществление первого этапа переброски северных вод в бассейн Волги окажет неодинаковое влияние на изменение абиотичес-

Т а б л и ц а 2

Основные морфометрические характеристики водоемов
Северо-Двинской системы

Водоем	Площадь зеркала, км ²	Наиболь- шая глу- бина, м	Длина, км	Наиболь- шая ши- рина, км
Оз. Сиверское	8,0	25,0	6,9	3,6
Оз. Покровское	1,94	4,2	2,3	1,8
Р. Поздышка	-	-	3,3	-
Оз. Зауломское	5,5	10,0	4,3	2,4
Оз. Вазеринское	0,55	8,0	1,2	0,7
Оз. Кишемское	1,62	4,5	1,9	1,6
Р. Иткла	-	-	3,5	-
Оз. Благовещенское	1,2	3,7	2,5	0,8
Р. Порозовица	-	-	29,5	-
Оз. Кубенское	431	6	60	12

ких и биотических условий в различных участках каскада водохранилищ. Наиболее существенные изменения произойдут в верхних водохранилищах каскада (Шекснинском и Рыбинском), где объем годового притока меньше или соизмерим с объемом переброски. В водохранилищах, расположенных ниже Рыбинского гидроузла, изменения в годовом водном балансе не превысят 15–20% среднегодовой величины.

Ввиду того что по общей минерализации, содержанию органического вещества и главнейших биогенных элементов перебрасываемые воды более бедны, чем воды водохранилищ Волжского каскада, существенных изменений по численности бактерий и по интенсивности бактериальных процессов в целом по системе не ожидается. Характерное для каскада общее преобладание процессов деструкции над продукцией сохранится.

При поступлении обедненных биогенами вод в Шекснинское водохранилище ожидается некоторое снижение концентрации биогенных веществ, в частности соединений фосфора. Однако, учитывая тенденцию повышения фосфорной нагрузки на водохранилище за счет хозяйственной деятельности на водосборе, можно полагать, что здесь не произойдет существенных изменений в составе и продукции фитопланктона. Ожидаемое на этом участке увеличение водообмена и снижение температуры воды также не окажут сильного влияния на фитопланктон, в котором преобладают диатомовые, положительно реагирующие на усиление перемешивания и понижение температуры.

Не следует ожидать существенных отклонений в составе и продуктивности фитопланктона и в Рыбинском водохранилище, поскольку связанные с переброской (без учета хозяйственной деятельнос-

ти на водосборе) изменения режима биогенных элементов, водообмена и температуры воды будут меньше их межгодовых различий. В то же время поступление вод северных водоемов со свойственной им альгофлорой может привести к увеличению видовой насыщенности фитоценозов водохранилищ Верхней и Средней Волги.

Поступление сравнительно чистой воды северных водоемов не может вызвать значительного сдвига сапробности в сторону ее повышения. Более того увеличение интенсивности водообмена, видимо, приведет к некоторому понижению сапробности на особенно загрязненных участках за счет увеличения интенсивности процессов самоочищения при возрастании скоростей течения. Однако на сапробность может повлиять стабилизация уровня ряда водохранилищ и как следствие усиление вегетации прибрежной растительности, причем не только высших (сосудистых) растений, но и нитчатых водорослей (мезофитона). Разложение накопленного за период вегетации органического вещества может вызвать заметное возрастание показателей сапробности в позднеосенний, зимний и весенний периоды в прибрежной зоне, а при дальнейшем развитии процессов зарастания и во всей водной толще водоемов.

Возрастание интенсивности водообмена водохранилищ каскада и увеличение скоростей течения в речных плесах за счет транзита перебрасываемых вод могут привести на этих участках к увеличению мутности воды, уменьшению ее прозрачности и поступлению при взмучивании из донных отложений вторичных загрязняющих веществ, что создаст неблагоприятные условия для обитания крупных пелагических озерных ракообразных. Это приведет к сокращению акваторий, населяемых типичными пелагическими сообществами, выпадению олигосапробов и β -мезосапробов (основа рачкового планктона — дафнии и диапомусы) и к увеличению роли α -мезосапробов.

Основное влияние на ихтиофауну при осуществлении переброски следует ожидать в озерном (Белое озеро) и речном участках Шекснинского водохранилища и в восточной части Рыбинского. Общее число видов рыб (27–37), населяющих указанные водоемы, не изменится, но могут произойти существенные изменения в соотношении численности отдельных популяций. Следует ожидать здесь увеличение численности популяций жерева, ельца, чехони, белоглазки, стерляди, налима и сома. Возможно некоторое увеличение численности речной формы судака. За счет увеличения зоны пониженных температур можно ожидать возникновение более благоприятных условий для снетка и ряпушки в восточной части Рыбинского водохранилища.

Одновременно с этим при увеличении скоростей течения возрастает объем выноса молоди в нижние бьефы. При этом Шекснинское водохранилище совсем не получит компенсации за счет молоди, выносимой в него, а приток в Рыбинское водохранилище будет значительно меньше выноса. Таким образом, оба водоема будут терять более значительную часть ежегодного потомства снетка, синца, чехони, скуня, судака, чем это имеет место в настоящее время. Сбро-

шенная в нижний бьеф Рыбинского водохранилища молодь в какой-то степени натурализуется в Горьковском и Чебоксарском водохранилищах, но об эффективности ее выживания там судить трудно.

Существенных предпосылок для изменения условий питания рыб не выявляется. Для планктофагов и бентофагов в этих водоемах наиболее вероятно снижение кормовой биомассы лишь в зоне влияния транзитного потока, где будет сказываться вынос планктона и бентоса и будет формироваться менее продуктивный реофильный комплекс.

В водохранилищах Средней и Нижней Волги кроме отмеченного повышения выноса молоди и взрослых пелагофилов из Рыбинского в Горьковское и Чебоксарское водохранилища улучшатся условия для рыб реофильного комплекса: жереха, стерляди, чехони и др. Состояние популяций рыб лимнофильного комплекса во многом будет определяться режимом сработки уровня.

Если благодаря увеличению объема стока удастся исключить связанные с падением уровня весенние попуски воды в низовья из Куйбышевского водохранилища, а в других водохранилищах — глубокую зимнюю сработку и резкие колебания в период открытой воды, то можно ожидать повышения эффективности естественного воспроизводства рыб и создания более благоприятных условий для выживания молоди и взрослых особей.

Изложенные соображения о возможных экологических изменениях в Шекснинском и Рыбинском водохранилищах носят лишь самый предварительный характер. Некоторые аспекты затронутой проблемы рассматриваются более подробно в специальных статьях настоящего сборника. Как показывают проведенные исследования, для окончательного решения вопроса о возможных изменениях экологических условий в отдельных водоемах, а тем более в больших регионах необходимо дальнейшее проведение широкого комплекса научных исследований не только экологического направления, но также физико-географического и социально-экономического. Только осуществление такого комплекса работ позволит получить данные для научного обоснования мероприятий по территориальному перераспределению речного стока и для прогноза экологических изменений в реках, озерах и водохранилищах, вызванных этими мероприятиями, на ближайшую и отдаленную перспективу.

Л и т е р а т у р а

1. М а т е р и а л ы XXV съезда КПСС. М., 1976. 256 с.
2. Р ы б и н с к о е в о д о х р а н и л и щ е и е г о ж и з н ь .
Л., 1972. 364 с.

ВОДНЫЙ БАЛАНС И ВОДООБМЕН ШЕКСНИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА И ИХ ИЗМЕНЕНИЯ ПРИ ТЕРРИТОРИАЛЬНОМ ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИИ СТОКА

Бассейн Шекснинского водохранилища расположен в зоне избыточного увлажнения. Среднегодовой модуль стока в среднем по бассейну составляет около $9 \text{ л/с} \cdot \text{км}^2$. В водохранилище впадает более 40 рек, самые крупные из них – Шола и Кема – дают около половины всего притока. Долины рек не имеют глубокого вреза. Многие реки дренируют целые цепочки озер.

По данным Рыбинской гидрометеорологической обсерватории (ГМО), гидрометрическими измерениями освещено 44.4% площади водосбора. На остальной территории сток определяется по его удельным величинам для рек данного и смежного водосборов (табл. 1).

Реки бассейна Шекснинского водохранилища характеризуются значительной неравномерностью стока в течение года (табл. 2). Доля весеннего стока в среднем изменяется от 55 до 70%, летне-осеннего – от 20 до 32%, зимнего – от 5 до 12%. Основными факторами, определяющими внутригодовое распределение стока, являются климатические условия, подстилающая поверхность и величина площади водосбора. На реках с небольшой озерностью объем весеннего стока уменьшается от апреля к маю. Максимальный весенний сток рек, расположенных в озерно-карстовой зоне, наблюдается в мае. В летне-осенний период многоводных лет наибольшая доля стока приходится на ноябрь, наименьшая – на июль, а в маловодные и средние по водности годы минимум летне-осеннего стока перемещается на сентябрь. Зимний сток характеризуется наличием максимума в декабре и минимума в марте для всех групп водности [5].

Основной объем годового стока рек и максимальные расходы приходятся на весеннее половодье, начало которого в среднем наблюдается 12–16 апреля. Однако сроки начала половодья изменяются в значительных пределах.

Продолжительность половодья зависит от величины бассейна, его залесенности, заболоченности, наличия озер, запаса воды в

Т а б л и ц а 1

Площади водосборов основных притоков Шекснинского водохранилища

Река	Гидрометрический пост	Площадь водосбора, км ²		При естественных условиях	При естественных условиях без площади затопленного водосбора
		общая при НПГ	до гидроствора		
Тумба	С. Тумбач	626	288	626	626
Ужла	—	313	—	313	313
Шола	Дер. Королево	2450	2340	2460	2459
Кема	" Левково	4330	4160	4480	4465
Уяжа	" Кононово	Река-аналог	551	—	—
Куность	Дер. Ростани	1250	1160	1250	1250
Мегра	" "	497	—	497	497
Пидьма	" "	450	69,5	453	452
Славянка	" "	158	—	402	377
Ковжа	Дер. Шулепово	757	712	1230	1150
Сизьма	" "	335	313	726	686
Ема	Дер. Новое	Река-аналог	179	—	—

Т а б л и ц а 2

Характеристики сезонного стока рек (по: [5])

Река, пункт	Слой стока, мм					
	весна			лето-осень		
	средний % годового	C _v	C _s	средний % годового	C _v	C _s
Шола, дер. Королево	$\frac{177}{60.4}$	0.35	1.10	$\frac{89}{30.4}$	0.45	1.60
Кема, дер. Левково	$\frac{176}{57.6}$	0.54	1.10	$\frac{100}{32.7}$	0.52	1.70
Ковжа, дер. Шулепово	$\frac{202}{68.7}$	0.35	1.10	$\frac{75}{25.5}$	0.64	1.28

Т а б л и ц а 2 (продолжение)

Река, пункт	Слой стока, мм					
	зима			годовой		
	средний % годового	C_v	C_s	средний многолетний	C_v	C_s
Шола, дер. Коро- лево	$\frac{27}{9.2}$	0.27	0.54	293	0.24	0.48
Кема, дер. Лев- ково	$\frac{30}{9.8}$	0.26	0.52	306	0.27	0.54
Ковжа, дер. Шу- лепово	$\frac{17}{5.8}$	0.44	0.88	294	0.28	0.56

	Средняя	Наиболее ранняя	Наиболее поздняя
Начало половодья	12-16 IV	29 III	31 IV
Пик	29 IV-9V	18 IV	24 V
Конец половодья	3-23 VI	21 V	23 VI

снежном покрове к началу половодья и характера весны [5]. Средняя продолжительность половодья в зависимости от величины площади водосбора следующая.

Площадь водосбора, км ²	Продолжительность половодья, дни
до 500	48-56
500-1000	56-60
1000-2000	60-63
2000-5000	63-70

В отдельные годы продолжительность половодья может на 20-30 дней превышать среднюю многолетнюю, что является результатом неоднократных похолоданий или выпадения значительного количества осадков на спаде половодья, вызывающих его вторую волну. Период подъема составляет в среднем около одной трети от общей продолжительности половодья. Примерно в таком же соотношении находятся и объемы стока на подъеме и спаде половодья. Максимальные расходы в период половодья наиболее крупных притоков водохранилища колеблются в широких пределах (табл. 3).

1 2
Т а б л и ц а 3

Максимальные расходы (Q , м³/с) и слой стока (h , мм) за поلوводье и их изменчивость

Река, пункт	Годы	За период наблюдений						C _v		C _s	
		наибольший		средний		Q	h	Q	h	Q	h
		Q	h	Q	h						
Шола, дер. Королево	1955-1967	292	340	192	198	0.40	0.35	0.50	1.00		
Кема, " Левково	1947-1967	728	332	384	175	0.44	0.34	1.30	1.50		
Ковжа, дер. Шуле- пово	1952-1966	211	400	121	225	0.39	0.35	1.30	1.50		

Т а б л и ц а 4

Минимальный месячный сток за летне-осеннюю и зимнюю межень и его изменчивость

Река, пункт	Годы	Средний минимальный месячный сток					
		летняя межень			зимняя межень		
		Q, м ³ /с	M, л/с·км ²	C _у	C _з	Q, м ³ /с	M, л/с·км ²
Тумба, дер. Тумбаж	1964-1969	0.54	1.88	-	-	0.29	1.01
Шола, " Королево	1955-1966	7.77	3.32	0.48	1.6	4.97	2.12
Кема, " Левково	1947-1966	16.3	3.92	0.40	1.3	9.89	2.36
Куность, " Рос- тани	1964-1969	3.76	3.23	-	-	2.47	2.12
Ковжа, дер. Шуле- пово	1952-1966	1.04	1.46	0.56	0.7	0.86	1.21
						0.63	1.5

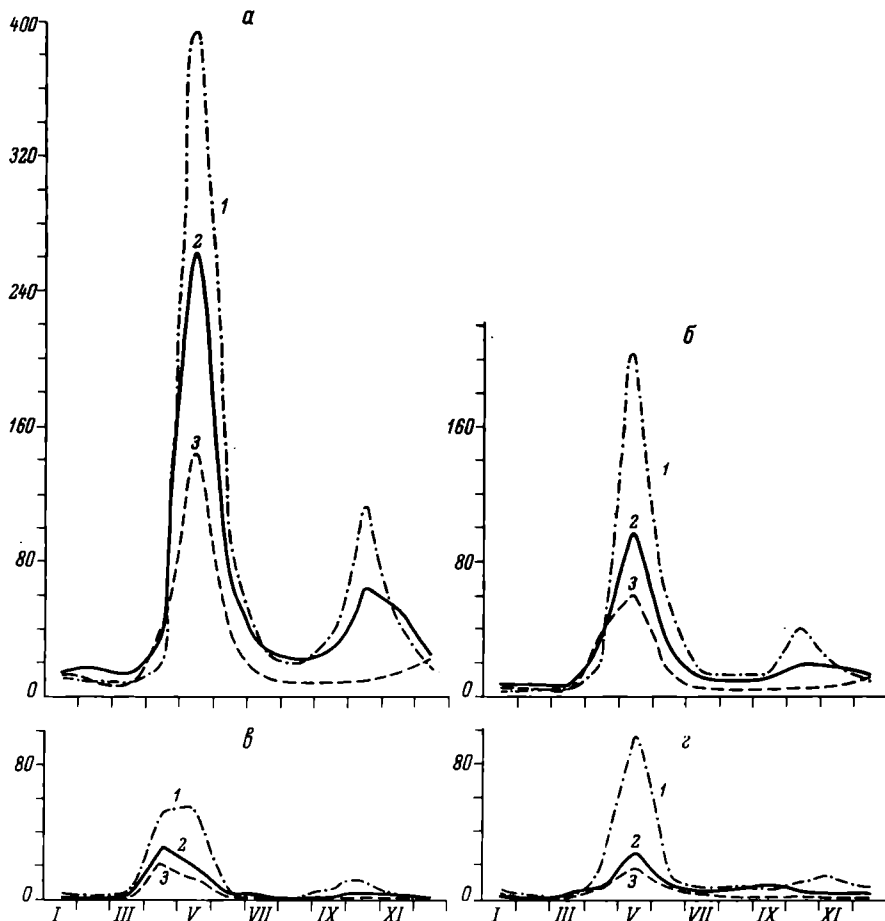


Рис. 1. Среднемесечные расходы воды (Q) рек бассейна Шекснинского водохранилища.

а – р. Кема, дер. Левково; б – р. Шола, дер. Королево; в – р. Куность, дер. Ростани; г – р. Ковжа шекснинская, дер. Шулепово.
1 – в многоводный год, 2 – в средний по водности год, 3 – в маловодный год. По оси ординат – Q , $\text{м}^3/\text{с}$; по оси абсцисс – месяцы.

Для режима рек бассейна водохранилища характерно наличие двух периодов низкого стока – летне-осенней и зимней межени (табл. 4). Летне-осенняя межень начинается обычно в июле и кончается в сентябре-октябре, ее средняя продолжительность составляет 80–90 дней. Зимняя межень устанавливается в конце ноября-начале декаб-

ря и заканчивается в конце марта—начале апреля, ее средняя продолжительность 120–140 дней. Наиболее маловодный период наблюдается в феврале–марте (рис. 1).

Исследованиями ряда авторов установлено, что основные компоненты водного баланса крупных озер и водохранилищ имеют циклический характер. Продолжительность внутривековых циклов в колебании уровня озер Северо–Запада составляет 25–33 года [6]. Каждый из таких циклов включает многоводную и маловодную фазы. Анализ водного баланса оз. Кубенского [4], бассейн которого примыкает к бассейну Шекснинского водохранилища, показал, что последний цикл колебаний его водности начался в 1951 г. При этом первая половина цикла (1951–1962 гг.) составила многоводную фазу, а с 1963 г. началась маловодная фаза. Поскольку бассейн оз. Кубенского примыкает к бассейну Шекснинского водохранилища и они расположены в одной климатической зоне, то, очевидно, маловодная фаза внутривекового цикла водности характерна и для периода существования Шекснинского водохранилища.

Расчет водного баланса водохранилища с момента его заполнения производится Рыбинской ГМО по уравнению $(\bar{P}_6 + \bar{P}_\text{п} + \bar{P}_\text{сд} + \bar{O} + \bar{L}_3) - (\bar{C}_\text{ш} + \bar{C}_\text{п} + \bar{I} + \bar{L}_\text{ос}) = \pm \Delta W \pm N$, где \bar{P}_6 – боковая приточность в водохранилище, $\bar{P}_\text{к}$ – приток воды через Ковжинскую плотину, $\bar{P}_\text{сд}$ – приток воды через Северодвинский гидроузел, \bar{O} – осадки на зеркало водохранилища, \bar{L}_3 – возврат потерь на оседание льда и снега, $\bar{C}_\text{ш}$ – сток воды через Шекснинский гидроузел, $\bar{C}_\text{п}$ – сток воды через Пахомовский гидроузел, \bar{I} – испарение с зеркала водохранилища, $\bar{L}_\text{ос}$ – потери воды на оседание льда и снега, ΔW – изменение объема водохранилища за расчетный период (аккумуляция в чаше водохранилища), N – невязка водного баланса.

Общий боковой приток в водохранилище подсчитывается по формуле $\sum Q_\text{бок} = \sum Q_\text{гидр} + \sum Q_\text{н}$, где $\sum Q_\text{гидр}$ – суммарный приток, определенный по данным измерений на гидрометрических створах, $\sum Q_\text{н}$ – приток с площади водосбора, не охваченный инструментальными наблюдениями. Величина $\sum Q_\text{н}$ складывается из расходов воды на реках, не имеющих наблюдений, дополнительного притока воды на участках рек ниже гидростворов, притока воды с участков межбассейновых пространств и притока воды с той площади водосбора, которая периодически осушается при сработке уровня воды в водохранилище.

Приток воды в водохранилище через Ковжинскую плотину рассчитывается как остаточный член уравнения водного баланса оз. Ковжинского.

Объем стока через сооружения Северодвинского гидроузла рассчитывается Вологодским техническим участком по количеству слитых призм через шлюз № 2 за каждый месяц и ориентировочному сбросу паводочных вод через Зауломскую плотину.

Объем осадков, выпавших на зеркало водохранилища, вычисляется по формуле $O = X \cdot F \cdot 10^{-3}$ млн м³, где O – объем осадков,

Т а б л и ц а 5

Средний многолетний водный баланс Шекснинского водохранилища за 1964–1977 гг., млн м³

Приход	Объем	% к приходу
Боковая приточность	4511	80
Приток через Ковжинскую плотину	112	2.5
Приток через Северодвинский гидроузел	14	–
Осадки на зеркало водохранилища	0.913	16
Возврат потерь на оседание льда	65	1.5
Сумма:	5615	100
Расход	Объем	% к приходу
Сток через Шекснинский гидроузел	3964	80
Сток через Пахомовский гидроузел	233	5
Испарение с зеркала водохранилища	689	14
Потери на оседание льда и снега	64	1
Сумма:	4950	100
Аккумуляция в чаше водохранилища	92	–
Невязка водного баланса	570	10.2

выпавших на зеркало водохранилища за месяц, \bar{X} – средневзвешенный слой осадков за месяц, F – площадь зеркала водохранилища. При расчете средневзвешенного слоя осадков используются данные метеостанций г. Белозерска, сел. Киснема и Иванов Бор.

Возврат потерь воды на оседание льда и снега на берегах определяется путем учета льда и снега, осевших на берегах.

Сток воды через Шекснинский гидроузел складывается из расходов воды через турбины ГЭС, водосливные отверстия плотины, суходоходный шлюз, затворы шлюза.

Сток воды через Пахомовский гидроузел определяется по существующим зависимостям пропускной способности водосливных отверстий и числу шлюзований за расчетный интервал времени.

Величина аккумуляции воды в чаше водохранилища определяется как разность объемов водохранилища в начале и конце расчетного периода. Невязка баланса считалась по разности между приходно-расходными составляющими, включая аккумуляционные компоненты баланса.

Некоторые сведения о водном балансе водохранилища за отдельные годы приведены в монографии „Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Водохранилища Верхней Волги“ [2]. Там же помещен многолетний водный баланс, рассчитанный по нормативным данным о притоке, осадках и испарении; сток через ГЭС определяется как остаточный член водного баланса. Многолетний

водный баланс приведен к НПУ, что соответствует площади 1665 км². Приток в водохранилище, согласно этим данным, составляет 4.49 км³, сумма атмосферных осадков – 1.12 км³ (730 мм), испарение – 0.83 км³ (500 мм). Сток из водохранилища равен 4.78 км³. Таким образом, поверхностный приток составляет 80%, осадки – 20%, сток из водохранилища – 85.2%, испарение – 14.8% от приходной и расходной частей баланса соответственно.

Средний многолетний баланс Шекснинского водохранилища (табл. 5), рассчитанный из годовых балансов за период его существования (с 1964 по 1977 г.), дает величину поверхностного притока, равную 4.70 км³, осадков на зеркало – 0.913 км³, что составляет соответственно 84 и 16% от суммы приходных составляющих баланса – 5.62 км³. Сток из водохранилища по этим расчетам равен 4.261 км³ (85%), испарение – 0.689 км³ (14%) от суммы расходных составляющих баланса. Невязка многолетнего баланса с учетом аккумуляции в чаше водохранилища, отнесенная к приходной части баланса, равна 0.57 км³, или 10.2%.

Таким образом, поверхностный приток, рассчитанный по нормативным данным, на 0.210 км³ меньше, чем приток, полученный за фактический период существования водохранилища, а осадки на 0.197 км³ больше. Сток из водохранилища и испарение с его поверхности за период с 1964 по 1977 г. меньше, чем по многолетним значениям, на 0.519 и 0.141 км³ соответственно.

Большая величина невязки (10.2%) в многолетнем балансе, вероятно, связана с ошибкой определения отдельных его составляющих, в первую очередь с неточностью определения бокового притока с площади, не охваченной гидрометрическими наблюдениями. При этом наибольшая величина невязки в месячных балансах приходится на весенние месяцы, когда боковая приточность значительно возрастает. Оценивая годовые невязки баланса, можно отметить, что все они имеют положительный знак (табл. 6). Это, очевидно, говорит либо о завышении притока в водохранилище, либо о занижении стока из него, поскольку эти составляющие играют доминирующую роль в приходной и расходной частях баланса. Детальные контрольные измерения в нижнем бьефе Рыбинской ГЭС, выполненные Рыбинской ГМО в 1956 г. [1], показали, что учет стока ГЭС производится с систематической ошибкой в сторону занижения расходов на 2.5%. Если принять эту величину и для Шекснинской ГЭС, имеющей примерно такие же характеристики агрегатов, то сток воды из водохранилища увеличится на 0.10 км³ и составит в среднем за 13 лет 4.360 км³. Основную величину невязки, равную 0.47 км³, следует отнести за счет неточности определения бокового притока в водохранилище. Уточненный приток будет равен 4.23 км³. Таким образом, приток воды в водохранилище составит 82.2%, осадки – 17.8% от приходных составляющих баланса, а сток и испарение – соответственно 86.4 и 13.6% от расходных составляющих.

В многолетнем аспекте приходные и расходные составляющие водного баланса водохранилища могут значительно отличаться от

Т а б л и ц а 6

2 478

Водный баланс Шекснинского водохранилища за период его существования с 1964-1977 гг., млн м³

Год	Приход						Расход						Невязка	
	бо- вая прито- вость	при- ток через Ков- жин- скую плот- ину	приток через Север- о- двин- ский гидро- узел	оса- дки на зер- кало водо- хра- нили- ща	возв- рат потерь на оседа- ние льда	сумма	сток через Шекс- нин- ский гидро- узел	сток через Пахо- мов- ский гидро- узел	испа- рение с зер- кала	пото- ки на оседа- ние льда и снега	сумма	Аккумуля- ция в чаше	млн м ³	%
1964	4121	84	23	791	8	5027	2806	133	582	24	3545	+1456	+26	+0.5
1965	4919	133	29	910	93	6084	4839	170	595	83	5687	+592	-195	-3.2
1966	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1967	4921	136	23	1053	112	6245	4728	214	639	103	5684	+170	+391	+6.3
1968	5138	152	15	960	103	6368	5377	227	559	121	6284	-842	+925	+12.8
1969	5811	154	19	930	92	7006	4819	218	592	68	5697	+527	+782	+11.2
1970	3464	116	8	883	77	4548	3748	227	722	96	4793	-713	+468	+8.9
1971	4695	129	7	909	50	5790	4006	232	761	42	5041	482	+267	+4.6
1972	3132	62	8	678	65	3945	2689	230	909	48	3876	-403	+472	+11.9
1973	2979	76	6	947	28	4036	2657	238	950	45	3832	-254	+458	+10.7
1974	4851	84	7	931	41	5914	3569	261	630	33	4493	+373	+1048	+17.7
1975	3234	83	10	869	33	4229	2930	292	822	34	4078	-134	+285	+6.5
1976	5822	135	10	962	64	6993	4825	230	597	62	5714	+663	+616	+8.8
1977	5560	115	13	1042	86	6816	4636	284	658	86	5664	164	+998	+14.5

Институт биологии
внутренних вод АН СССР
Библиотека
Инд. № 35400н

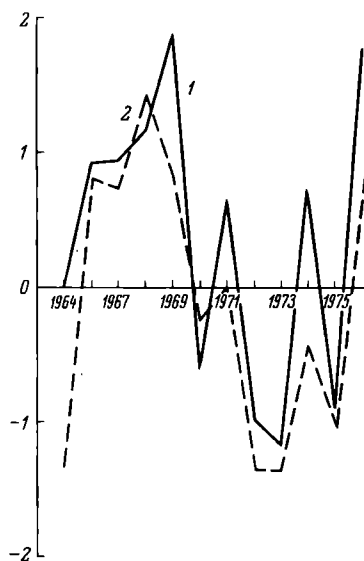


Рис. 2. Многолетние изменения (отклонения от среднего) приходной и расходной частей водного баланса.

1 — приходная часть, 2 — расходная часть. По оси ординат — объем, км³.

выше приведенных величин (рис. 2). Особенно заметно это отличие в многоводные и маловодные годы. Так, в многоводный 1969 год объем притока в водохранилище был на 43% выше среднего.

Приведенные данные показывают, что период с 1965 по 1969 г. характеризовался повышенным притоком и стоком из водохранилища. В период с 1970 по 1975 г.

объем притока был меньше или близким к среднему, объем же стока все эти годы практически был ниже среднего. Здесь сказывается регулирующее влияние водохранилища, одна из основных задач которого, — поддержание необходимых для судоходства глубин на Волго-Балтийском водном пути.

В экстремальные годы изменяются не только абсолютные величины приходных и расходных частей баланса, но и соотношение отдельных их составляющих (табл. 7). В многоводный год в приходной части водного баланса доля поверхностного притока увеличивается по сравнению с осадками, в маловодный год она уменьшается. Увеличение доли осадков в водном балансе в маловодный год происходит, несмотря на их уменьшение по абсолютной величине. Так, если в 1969 г. слой осадков на зеркало водохранилища составил 560 мм, то в 1972 г. — 410 мм. В то же время роль осадков в водном балансе в 1972 г. возросла до 17,2% против 13,3% в 1969 г. В расходной части баланса в маловодный год значительно (до 23,5%) увеличивается роль испарения с поверхности водохранилища. Сопоставление водных балансов за экстремальные годы показывает, что в многоводный год объем приходной части баланса составляет 178% от приходной части в маловодный год, а объем расходной части — 145%. Внутригодовое распределение компонентов приходной части водного баланса крайне неравномерно.

Минимальный приток воды приходится на зимние месяцы и в феврале-марте составляет 1,4–1,5% от средней многолетней величины. В апреле приток резко увеличивается, достигая в мае максимума, который составляет 30,4%. За два весенних месяца (апрель-май) в водохранилище поступает 50% всего годового притока

Т а б л и ц а 7

Водный баланс Шекснинского водохранилища за экстремальные годы

Составляющие баланса	Многоводный 1969 год		Маловодный 1972 год	
	млн м ³	%	млн м ³	%
П р и х о д				
Поверхностный приток	6076	86.7	3267	82.8
Осадки	930	13.3	678	17.2
Сумма:	7006	100	3945	100
Р а с х о д				
Сток	5105	89.6	2967	76.5
Испарение	592	10.4	909	23.5
Сумма:	5697	100	3876	100
Аккумуляция	+527	-	-403	-

Т а б л и ц а 8

Внутригодовое распределение приходной части водного баланса

Месяц	Q боковой, млн м ³	Доля, %	Σ, нарастаю- щая, %
Январь	101	2.24	2.24
Февраль	71	1.57	3.81
Март	76	1.68	5.49
Апрель	1021	22.63	28.12
Май	1616	35.82	63.94
Июнь	417	9.24	73.18
Июль	187	4.14	77.32
Август	131	2.90	80.22
Сентябрь	107	2.37	82.59
Октябрь	231	5.12	87.71
Ноябрь	336	7.45	95.16
Декабрь	216	4.79	99.95
Год	4511	100	-

(табл. 8). С июля по декабрь поступление воды в водохранилище составляет 4,6–6,8% от годовой величины.

Минимальная сумма компонентов расходной части водного баланса водохранилища наблюдается в марте–апреле и составляет 5,3–4,8% от общегодовой. Минимальный же сток приходится на

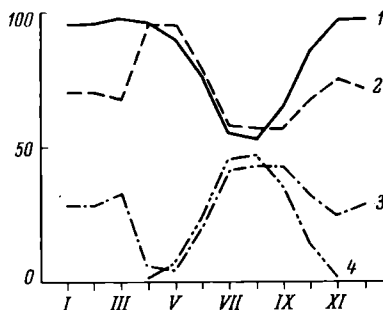


Рис. 3. Внутригодовое распределение основных составляющих водного баланса.

1 — сброс через Шекснинский гидроузел, 2 — боковой приток, 3 — осадки на зеркало водохранилища, 4 — испарение с зеркала водохранилища. По оси ординат — составляющие водного баланса, %; по оси абсцисс — месяцы.

август—сентябрь (3.4—3.2%). Однако вследствие увеличения испарения с поверхности водохранилища суммарный расход в эти же месяцы составляет 6.6 и 5.0% от общегодового. Максимальные сбросы через Шекснинский гидроузел приходятся на май — 17.9%. За апрель—май доля расходной части баланса составила 24% от годовой величины, т.е. вдвое меньше прихода. В этот период происходит основное наполнение водохранилища, и его уровень повышается в среднем на 1 м. В месячных водных балансах Шекснинского водохранилища отмечается существенное перераспределение роли отдельных составляющих. В апреле—мае боковой приток играет основную роль и составляет 95—96% от суммарного поступления воды, осадки на зеркало водохранилища — 4—5%. С июля по сентябрь роль бокового притока снижается до 57—59%, а роль осадков повышается до 41—43% (рис. 3). В осенне—зимний период в месячных балансах приток составляет 68—75%, осадки — 25—32% от суммарного поступления воды. В маловодные годы в июле—сентябре доля осадков на зеркало водохранилища может достигать 62—69% от приходной части баланса.

При анализе водного баланса Шекснинского водохранилища обращает на себя внимание значительная роль осадков, выпадающих на зеркало водохранилища. Особенно четко это проявляется в месячных балансах, где осадки на зеркало могут играть основную роль в приходной части. Это обстоятельство связано с большой площадью самого водохранилища и с естественной зарегулированностью его бассейна.

В расходной части в месячных водных балансах основная роль принадлежит сбросу воды через Шекснинский гидроузел. С января по апрель и в ноябре—декабре его доля составляет 93—97%. В мае—июне объем сброса через Шекснинский гидроузел достигает максимальной величины, однако его доля в расходной части баланса снижается до 88 и 64% соответственно вследствие того, что в этот период начинаются сбросы воды через Пахомовский гидроузел и действует такой фактор, как испарение с водной поверхности. Минимальные месячные сбросы воды наблюдаются с июля по сентябрь и составляют 34—47% от суммарного расхода воды.

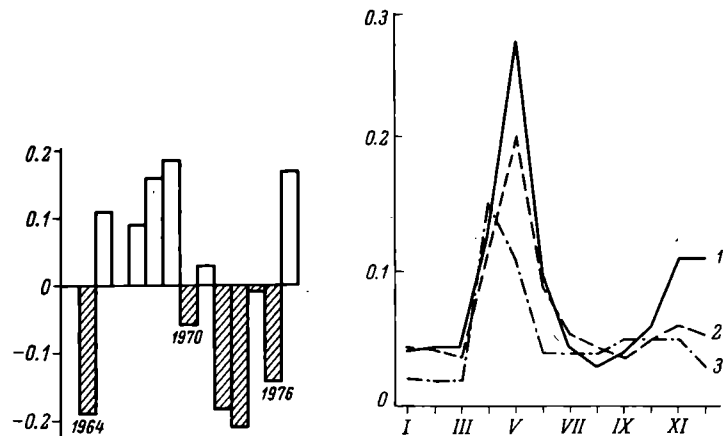


Рис. 4. Многолетние изменения (отклонения от среднего) коэффициента водообмена.

По оси ординат – коэффициент водообмена.

Рис. 5. Внутригодовое распределение коэффициента водообмена в различные по водности годы.

1 – в многоводный год, 2 – в средний по водности год, 3 – в маловодный год. По оси ординат – коэффициент водообмена; по оси абсцисс – месяцы.

Сток через Пахомовский гидроузел – компонент водного баланса водохранилища, с апреля по ноябрь составляет от 2 до 48% от расходной части. Какой-либо закономерности во внутригодовом распределении не наблюдается ввиду искусственного регулирования. В годовых балансах доля стока через Пахомовский гидроузел составляет 1–7%, в многолетнем аспекте – 5% от расходной части годового водного баланса.

В месячных балансах весьма существенную роль играет испарение с поверхности водохранилища. Эта составляющая участвует в расходной части с апреля по ноябрь. В зимние месяцы испарение с поверхности снега и льда не учитывается из-за малой его величины. В период открытой воды относительная величина испарения по многолетним данным составляет 2–47% от расходной части баланса. Максимум испарения приходится на июль–август, минимум – на март и ноябрь. В многоводные годы в зависимости от объема стока в июле–августе испарение с поверхности водохранилища колеблется от 17 до 56%, а в маловодные годы может достигать 71–76% от суммарного расхода воды.

Так как Шекснинское водохранилище находится в зоне избыточного увлажнения, то испарение составляет в среднем 77% от сум-

мы выпадающих осадков. Однако это соотношение меняется в зависимости от водности года. Например, в многоводный 1969 год испарение составило 64% от осадков на зеркало водохранилища, в маловодный 1972 год – 134%.

Одна из важнейших водно-балансовых характеристик водохранилищ – их водообмен, который в значительной степени определяет характер, интенсивность и направленность процессов в водоеме. Водообмен является также одним из основных факторов формирования, динамики и трансформации водных масс. Водообмен водохранилищ может быть выражен коэффициентом водообмена. Не вдаваясь в методическую сторону расчета, отметим лишь, что коэффициент водообмена рассчитывается по формуле

$$K_B = \frac{W_{\text{п}} + W_{\text{р}}}{2W},$$

где $W_{\text{п}}$ – объем приходной части водного баланса, $W_{\text{р}}$ – объем расходной части водного баланса, W – средний объем водохранилища за расчетный промежуток времени. Предлагаемый коэффициент правильнее и точнее характеризует внешний водообмен за сравнительно короткие промежутки времени по сравнению с некоторыми другими, применяемыми для этой цели, показателями.

Среднегодовой коэффициент водообмена Шекснинского водохранилища равен 0.83, что значительно меньше такового водохранилищ Волжского каскада. Полный обмен его водной массы происходит за 1.2 года.

В зависимости от водности года коэффициент водообмена (рис. 4) существенно изменяется. В маловодных 1972–1973 гг. он уменьшался до 0.65 и 0.62, а в многоводном 1969 г. увеличивался до 1.02. Это говорит о том, что в маловодные годы смена водной массы водохранилища происходит более чем за 1.6 года, в многоводные – менее чем за год.

Минимальный многолетний месячный коэффициент обмена, равный 0.04, наблюдается в марте и сентябре, максимальный (0.20) – в мае (рис. 5). В маловодные годы его величина уменьшается до 0.15, в многоводные – возрастает до 0.28. Значительное увеличение коэффициента водообмена может наблюдаться в октябре–декабре при теплой и дождливой осени. Ввиду различия объемов речной и озерной частей водохранилища коэффициенты их водообмена существенно отличаются. Годовые коэффициенты водообмена озерной части водохранилища в 4–5 раз меньше, чем речной. Максимальная же разница в месячных коэффициентах наблюдается в декабре–марте, когда водообмен речной части в 6–8 раз превышает таковой озерной. С апреля по ноябрь водообмен речной части в 3–5 раз больше, чем озерной (табл. 9).

Поскольку Шекснинское водохранилище является составной частью трассы западного варианта переброски части стока северных

Т а б л и ц а 9

Коэффициенты водообмена озерной и речной части Шекснинского водохранилища

Участок	Месяцы										
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI
1969 год (многоводный)											
Озерный	0.04	0.05	0.05	0.06	0.22	0.10	0.04	0.03	0.04	0.06	0.09
Речной	0.28	0.34	0.38	0.16	0.95	0.48	0.11	0.09	0.17	0.19	0.45
Водохранилище в целом	0.04	0.05	0.05	0.10	0.25	0.10	0.04	0.03	0.04	0.06	0.10
1972 год (маловодный)											
Озерный	0.05	0.05	0.02	0.04	0.12	0.06	0.04	0.03	0.03	0.05	0.04
Речной	0.33	0.39	0.18	0.14	0.44	0.19	0.07	0.06	0.08	0.26	0.19
Водохранилище в целом	0.05	0.05	0.02	0.08	0.14	0.06	0.04	0.03	0.03	0.05	0.04

рек в Волгу, то при реализации проекта произойдут существенные изменения в его водном балансе. Мероприятия предполагаемой переброски части речного стока через Шекснинское водохранилище предусматривают переброску из Онежского озера в бассейн р. Волги около 7 км^3 в средний по водности год и в многоводные годы [3]. В этом случае в годовом балансе суммарный приток с $4,23 \text{ км}^3$ возрастает до $11,23 \text{ км}^3$, а суммарный сток из водохранилища — с $4,36$ до $11,36 \text{ км}^3$ по среднемноголетним данным. Относительная роль притока с 80% возрастает до 93%, а роль осадков снизится до 7%. Приток через плотину на р. Ковже будет составлять менее 1%.

В расходной части водного баланса сток через шекснинский гидроузел составит 94% от расходной части, а относительная величина испарения с зеркала водохранилища с 14% уменьшится до 6%. В маловодные годы приток воды в водохранилище будет равен $7,3 \text{ км}^3$, что составит 91% от приходной части, осадки на зеркало — около 9%. Сток через Шекснинский гидроузел составит 88%, а роль испарения с 23% снизится до 12% от расходной части. В маловодный год объем притока будет близок к сумме приходной части водного баланса в многоводный год при современном состоянии водохранилища.

Естественно, что при таких изменениях в водном балансе водохранилища значительные изменения произойдут и в его водообмене. Годовой коэффициент водообмена водохранилища увеличится до 1,89 в средний по водности год и до 1,21 — в маловодный. Таким образом, полная смена вод в водохранилище в средний по водности год будет происходить за 6,4 месяца, в маловодный — за 10 месяцев.

Месячные коэффициенты водообмена с апреля по ноябрь возрастут до уровня максимальных майских в современных условиях (от 0,16 до 0,22), а в мае коэффициент водообмена водохранилища в многоводный год увеличится до 0,39, в маловодный — до 0,27.

В речной части водохранилища с апреля по ноябрь коэффициент водообмена будет изменяться от 0,69 до 1,1, достигая в мае значений 1,31–1,57. Период водообмена с июля по ноябрь составит 27–45 дней, тогда как в настоящее время он в среднем равен 210 дней.

При осуществлении переброски из озер Лача, Воже, Кубенское и р. Сухоны приток воды в водохранилище увеличится на $6,7 \text{ км}^3$ в год. Однако эти воды окажут существенное влияние только на нижнюю часть водохранилища. В этом случае период водообмена речной части уменьшится до 15–18 суток, в мае — до 8–12 суток.

Приведенные данные показывают, что осуществление мероприятий первой очереди переброски стока в р. Волгу приведет к значительным изменениям характеристик водного баланса Шекснинского водохранилища, что несомненно скажется на всех внутриводоемных процессах.

Л и т е р а т у р а

1. Б е л ы х Ф.И. Учет зарегулированного стока на верховольжских гидроэлектростанциях на примере Шербаковской ГЭС. – Тр. III Всесоюз. гидрол. съезда, Л., 1959, т. 8, с. 114–118.
2. Г и д р о м е т е о р о л о г и ч е с к и й р е ж и м озер и водохранилищ СССР. Водоохранилища Верхней Волги. Под ред. З.А. Викулиной, В.А. Знаменского. Л., 1975. 291 с.
3. Л ь в о в и ч М.И. Географические аспекты территориального перераспределения водных ресурсов. – Изв. АН СССР, сер. географ., 1977, № 2, с. 22–38.
4. О з е р о К у б е н с к о е. Под ред. Т.И. Малининой, И.М. Распопова. Л., 1977, ч. 1. 305 с.
5. Р е с у р с ы поверхностных вод СССР. М., 1973, т. 10. 475 с.
6. Ш н и т н и к о в А.В. Внутривековые колебания уровня крупных озер Прибалтики в связи с другими компонентами географической среды. – Тр. VII науч. конф. по изучению внутр. водоемов Прибалтики, М.; Л., 1962, с. 12–24.

ТЕРМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ ШЕКСНИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Краткие сведения о температурном режиме Шекснинского водохранилища приведены в работах М.Г. Ершовой [3], И.Т. Негоновской [4] и в монографии „Основные гидрологические характеристики“ [5]. Однако они не дают полного представления о закономерностях его формирования. В то же время осуществление переброски части стока северных рек в Волгу требует всестороннего изучения современного состояния и возможных изменений экологических условий водоемов, расположенных по трассе переброски.

Настоящая работа посвящена исследованию формирования термического режима Шекснинского водохранилища – первого крупного водоема по трассе переброски части стока северных рек в бассейн Волги. Основным материалом для выполнения поставленной задачи послужили данные Гидрометеорологической службы за 1964–1977 гг., собранные на гидрологических постах и рейдовых вертикалях, и результаты 7 комплексных экспедиций, полученные сотрудниками ИБВВ АН СССР в 1976–1977 гг.

Термический режим любого водоема определяется климатическими условиями территории, на которой он расположен, морфологическими особенностями котловины, объемом и свойствами водной массы. Бассейн водохранилища расположен в пределах двух подзон лесной зоны – средне- и южнотаежной. В климатическом отношении он характеризуется продолжительной, но сравнительно мягкой зимой, умеренно теплым летом и неустойчивой погодой в переходные периоды. По морфометрическим характеристикам Шекснинское водохранилище разделяется на две самостоятельные части – озерную и речную, имеющие различный гидрологический режим, что заставляет рассматривать особенности их термического режима отдельно. **Б е л о е о з е р о.** Началом гидрологической весны на водохранилище считается тот момент, когда его тепловой баланс принимает устойчивое положительное значение, которое может быть определено по окончании нарастания толщины льда. По материалам гидрологических ежегодников за 1964–1975 гг. [1, 2] наступление весны на Белом озере начинается в первой пятидневке апреля. Из

Т а б л и ц а 1

Ледовые явления на Шекснинском водохранилище (по: [5])

Характеристика	Осенние и зимние ледовые явления				Вскрытие водоема		
	появление осенних ледо- вых образова- ний	начало ледостава	продолжительность, дни		подвижка льда или появление закраин	очистение от льда	продолжи- тельность периода таяния льда, дни
			осенних ледовых явлений	ледоста- ва			
Оз. Белое-г. Белозерск (1881-1962 гг.)							
Средняя	31 X	9 XI	9 (7)	169	28 IV	11 V	12
Ранняя (наибольшая)	3 X	17 X	53	199	8 IV	23 IV	22
Поздняя (наименьшая)	27 XI	14 XII	0	141	17 V	2 VI	4
Оз. Белое-устье Ковжи, с. Ковжа (1901-1926, 1931-1962 гг.)							
Средняя	4 XI	11 XI	9	167	26 IV	30 IV	3
Ранняя (наибольшая)	12 X	22 X	53 (33)	199	13 IV	15 IV	6
Поздняя (наименьшая)	27 XI	14 XII	0	137	15 V	18 V	1
Оз. Белое-с. Вашки (1901-1962 гг.)							
Средняя	25 X	10 XI	16 (13)	170	29 IV	11 V	12
Ранняя (наибольшая)	25 IX	16 X	52	203	13 IV	22 IV	22
Поздняя (наименьшая)	25 XI	22 XII	0	139	19 V	27 V	5
Р. Шексна-с. Иванов Бор (1927-1962 гг.)							
Средняя	4 XI	19 XI	14 (10)	147	16 IV	22 IV	6 (4)
Ранняя (наибольшая)	7 X	26 X	52 (32)	181	10 III	11 III	27 (11)
Поздняя (наименьшая)	28 XI	6 I	0	102	7 V	16 V	0
Р. Шексна-с. Черная Гряда (1938-1962 гг.)							
Средняя	5 XI	12 XI	5	161	21 IV	24 IV	3
Ранняя (наибольшая)	17 X	20 X	25 (20)	183	5 IV	6 IV	12
Поздняя (наименьшая)	18 XI	27 XI	0	139	29 IV	6 V	2

Т а б л и ц а 2

Температура поверхностного слоя воды Белого озера
в весенний период

Водомерный пост, характеристика	Месяц, декада					
	IV		V			VI
	II	III	I	II	III	I
С. Ковжа						
многолетняя	0.8	2.2	5.2	9.7	11.6	14.6
1976 г.	-	-	1.4	7.9	12.0	13.1
1977 г.	-	0.5	5.8	13.2	10.4	14.4
С. Крохино						
многолетняя	1.5	2.5	5.3	7.6	10.2	14.0
1976 г.	2.9	3.7	3.9	7.0	9.0	12.5
1977 г.	-	3.2	5.4	9.5	11.2	14.5
С. Киснема						
многолетняя	0.2	0.9	3.3	8.3	10.6	14.0
1976 г.	-	0.1	1.3	5.7	9.9	11.8
1977 г.	-	0.4	3.2	12.1	10.5	14.0
Г. Белозерск						
многолетняя	0.6	1.4	3.4	7.0	10.0	14.0
1976 г.	-	-	0.8	5.2	10.7	12.5
1977 г.	-	0.7	3.6	9.6	10.7	13.9

Т а б л и ц а 3

Величина среднего за декаду повышения температуры
поверхностного слоя воды Белого озера в весенний период

Водомерный пост	Месяц, декада			
	V			VI
	I	II	III	I
С. Ковжа	3.0	4.5	1.9	3.0
С. Крохино	2.8	2.3	2.6	3.8
С. Киснема	2.4	5.0	2.3	3.4
Г. Белозерск	2.0	3.6	3.0	3.9

притоков водохранилища первой вскрывается р. Шола (16-19 IV), затем Ковжа, Кема (25-26 IV) и в конце апреля-начале мая - Белое озеро. Вскрытие его происходит в среднем в течение 3 суток. Раньше очищается от льда северо-западная часть (против устья р. Ковжи). Полное очищение озера от льда приходится на 11 мая (табл. 1).

Т а б л и ц а 4

Пределы колебания температуры поверхностного слоя воды
Белого озера в весенний период

Водомерный пост	Месяц, декада				
	I У	У			У I
	III	I	II	III	I
С. Ковжа	0.0-7.4	0.1-11.9	4.1-18.3	6.9-15.7	11.6-16.7
С. Киснема	0.1-6.2	0.2-11.2	3.9-17.2	6.2-14.8	11.8-19.0
Г. Белозерск	0.2-5.6	0.2-10.1	0.9-16.1	2.0-13.6	8.7-17.3
С. Крохино	0.5-5.7	2.6-9.7	2.1-16.2	3.2-13.6	10.0-18.9

Период весеннего наполнения озерной части Шекснинского водохранилища очень растянут (54 суток), поступление первых порций талых вод в среднем приходится на 2 апреля; температура их ниже, чем озерных. По многолетним данным водомерного поста с. Крохино, расположенного на выходе из озера, средняя температура воды за I декаду апреля изменяется от 0.3 до 2.1°. На постах с. Ковжа и с. Киснема, куда поступают талые воды, только во II декаде апреля она поднимается выше 0° (табл. 2).

В северо-западной части озера после вскрытия, когда водная масса получает тепло не только с притоком, но и за счет лучистой энергии, начинается ее интенсивный прогрев. В III декаде апреля здесь температура воды может подниматься до 7.5°. За I декаду мая прирост температуры воды, по многолетним данным, изменяется от 2 до 3° (табл. 3). Наибольший прирост температуры - 4.5-5° - наблюдается во II декаде мая у водомерных постов с. Ковжа и с. Киснема. Повышению температуры воды в местах поступления талых вод способствует и максимальный приток речных вод, также приходящийся на II декаду мая. Интенсивный прогрев вод (3-3.9° за декаду) продолжается и в I декаде июня. В это время происходит выравнивание температуры поверхностного слоя воды по всей акватории озера - 14.0-14.6°. На этом практически заканчивается весенний прогрев водных масс озера.

В целом для весны характерна гомотермия с интенсивным прогревом водной толщи при теплой погоде и медленным охлаждением при возврате холодов. Колебания температуры воды от года к году на Белом озере велики и составляют в мае 8.6-15.2°, в I декаде июня - 5.1-8.6° (табл. 4).

Самой холодной за рассматриваемый период была весна 1974 г. Средняя температура воды за III декаду мая на озере изменялась от 2 до 6.9°, что на 4.4-8° ниже нормы. Самой теплой за период существования Шекснинского водохранилища была весна 1975 г., когда средняя за сезон температура воздуха на 3.4-4.6° превы-

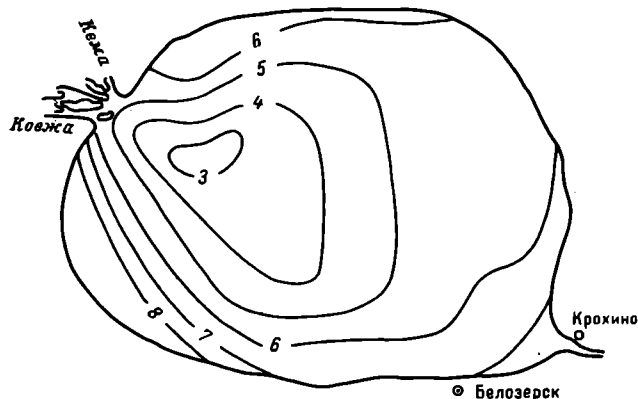


Рис. 1. Распределение температуры воды ($^{\circ}\text{C}$) в поверхностном слое Белого озера 18–21 мая 1976 г.

шала норму. Температура поверхности воды на водомерных постах с. Ковжа и с. Киснема уже в III декаде апреля составляла $6,2$ – $7,4$, а во II декаде мая достигала 18° , что на $8,0$ – $9,0^{\circ}$ превышало среднюю многолетнюю величину.

Располагая детальными съемками температурного поля Белого озера за 1976–1977 г., остановимся более подробно на особенностях формирования температурных условий в эти годы.

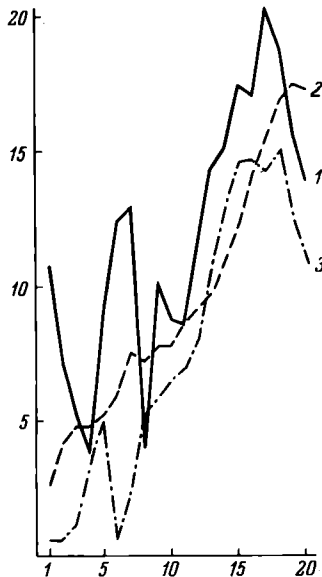
По метеорологическим и гидрологическим условиям 1976 год был ближе к холодному и многоводному. Наполнение водохранилища началось в I декаде апреля с повышением уровня в речной части и прекращением сбросов воды через гидросооружения. Температура воды выше 0° (до $3,6^{\circ}$) в этот период отмечалась только у водомерного поста с. Крохино, куда поступали озерные воды. В прибрежных участках озера весеннее повышение температуры началось только 27 апреля (г. Белозерск)–3 мая (с. Ковжа), хотя уровень воды к этому времени уже поднялся на 48 см. Это говорит о том, что в начальный период весеннего наполнения в 1976 г. в озеро поступил значительный объем вод с температурой ниже озерных.

Интенсивный прогрев водных масс озера отмечался во II декаде мая. Наибольший за декаду прирост температуры воды составлял у с. Ковжа $6,5^{\circ}$, у с. Киснема и г. Белозерска – $4,4^{\circ}$, у с. Крохино – $3,1^{\circ}$. Максимальная среднесуточная температура ($9,4^{\circ}$) наблюдалась в устье р. Ковжи. С повышением температуры воздуха в III декаде мая продолжался прогрев водных масс. Температура воды в прибрежных участках изменялась от 9 до 12° и была близка к многолетней (табл. 2).

Изменение температуры воды в озере определялось не только погодными условиями, но и динамикой его вод. Так, в устье р. Ковжи с 3 по 25 мая температура устойчиво повышалась, дости-

Рис. 2. Изменение среднесуточной температуры.

1 - воздуха на метеостанции Белоозерск, 2, 3 - на водомерных постах сел Ковжа и Киснема. По оси ординат - температура, $^{\circ}\text{C}$; по оси абсцисс - время, дни.



гая 13.7° . В северной части озера (с. Киснема) повышение температуры воды до 6.7° наблюдалось только в конце I декады. Во II декаде температура резко понизилась, что обусловлено поступлением в этот район холодных вод из центральной части озера. Данные съемки 18–21 мая показали наличие в озере ядра холодных вод с температурой 3° , находившегося против устья рек Ковжи и Кемы и блокировавшего поступление речных вод в центральную и восточную части озера. В связи с этим основная часть речных вод в конце II и начале III декады мая поступила в южную часть, о чем свидетельствуют вытянутые вдоль юго-западного побережья изотермы (рис. 1). Во II и III декадах мая отмечалась наибольшая пространственная неоднородность в изменении температуры воды. Этому способствовали интенсивный приток более прогретых речных вод и устойчивая теплая погода, когда температура воздуха на $2-5^{\circ}$ превышала норму. Горизонтальные градиенты температуры воды в юго-западной части озера превышали 1° на 1 км.

По метеорологическим и гидрологическим условиям 1977 год был близок к теплому и среднему по водности. Поступление талых вод в озеро началось 9–13 апреля, когда среднесуточная температура воздуха колебалась от 0.3 до 1.3° . Весеннее повышение температуры воды в озере было отмечено 17–24 апреля. В среднем за III декаду в поверхностном слое она изменялась от 0.4 до 0.9° . В течение первых двух декад мая в западной и юго-западной частях озера (устье р. Ковжи и к югу от него) температура воды стабильно повышалась до 17° . В северной части озера (с. Киснема) ход ее был неустойчив (рис. 2), и средняя за I декаду мая температура оказалась на 2° ниже, чем у западного и южного берегов озера. Интенсивному прогреву водной толщи во II декаде мая способствовали высокая температура воздуха (до $20-25^{\circ}$) и поступление значительного объема более прогретых вод рек Ковжи и Кемы. Таким образом, к середине мая более теплые воды весеннего половодья занимали западную и юго-западную части озера, оттеснив ядро холодных вод в восточную часть (рис. 3).

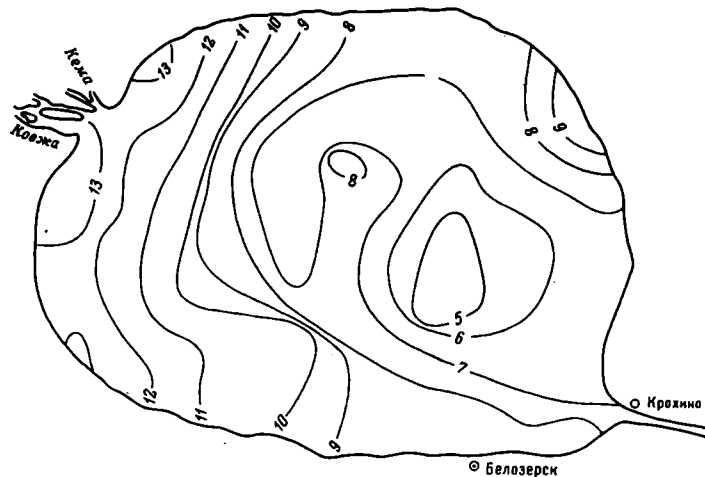


Рис. 3. Распределение температуры воды ($^{\circ}\text{C}$) в поверхностном слое Белого озера 15–17 мая 1977 г.

Материалы последовательных съемок показали, что в весенний период прогрев вод наиболее интенсивно идет в штилевые солнечные дни. Повышение температуры воды в верхнем метровом слое за сутки может достигать 5°C . С общим повышением температуры воды возрастает ее неоднородность по акватории. В озере наблюдались отдельные пятна с горизонтальными градиентами до 1° на 100 м. Размеры таких пятен колебались от нескольких сотен метров до 2–4 км.

Как и весной 1976 г., на характер поля температуры существенное влияние оказывала динамика водохранилища. В частности, резкое похолодание во II декаде мая, сопровождавшееся сильными северными ветрами, вызвало существенную перестройку поля температуры. Сформировавшаяся в этот период циркуляция обусловила перемещение холодных вод в северо-западную часть, а теплых речных – в южную (рис. 4).

Таким образом, имеющиеся материалы дают основание сделать вывод о том, что весной при безветренной погоде более теплые воды весеннего половодья рек Ковжи и Кемы вытесняют холодные зимние воды озера к крохинской горловине, которые поступают в речную часть водохранилища. При резких похолоданиях, сопровождающихся ветрами северной четверти, формирующаяся в Белом озере циркуляция вызывает перемещение холодных зимних вод в северо-западную часть, а теплых вод весеннего половодья – в южную, откуда они и сбрасываются через крохинскую горловину.

Период летнего нагревания водохранилища характеризуется ростом температуры воды до III декады июля, когда по многолетним данным наступает максимальный прогрев водной толщи озера. В от-

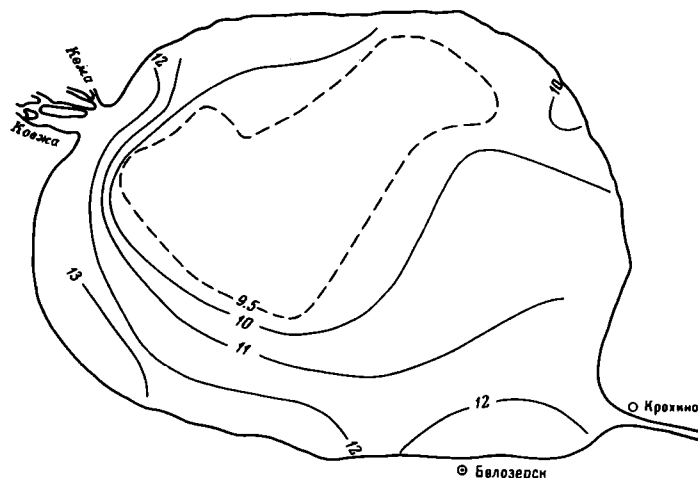


Рис. 4. Распределение температуры воды ($^{\circ}\text{C}$) в поверхностном слое Белого озера 24 мая 1977 г.

дельные годы он может быть сдвинут на более раннее (III декада июня) или более позднее время (I декада августа). В начале периода в озерной части сохраняется пространственная неоднородность температуры, ее средние значения за II декаду июня в северной части на $0.7\text{--}1.1^{\circ}$ ниже, чем на остальных участках (табл. 5). В период максимального прогрева водной массы Белого озера средняя многолетняя температура поверхностного слоя воды за декаду составляет $19.2\text{--}19.8^{\circ}$, максимальная средняя – $23.6\text{--}26.1^{\circ}$ (1976 г.), минимальная – $17.9\text{--}18.0^{\circ}$ (1965, 1969 гг.).

Холодная дождливая погода в июне 1976 г., когда средняя температура воздуха за декаду равнялась $10.2\text{--}10.4^{\circ}$, привела к тому, что температура воды в течение двух первых декад практически оставалась без изменения ($11.8\text{--}12.5^{\circ}$). Дальнейший прогрев до $15\text{--}16^{\circ}$ отмечался лишь в III декаде июня, когда наибольший прирост составил 4° (табл. 5).

В I декаде июля среднесуточная температура воздуха вновь оказалась на $2\text{--}3^{\circ}$, а местами на $4\text{--}6^{\circ}$ ниже нормы, что привело к понижению температуры воды до $12.6\text{--}13.7^{\circ}$. Во II и III декадах июля температура воздуха поднималась до $22\text{--}27^{\circ}$, водная масса озера прогрелась до $20.4\text{--}21.6^{\circ}$. Наибольший прирост (5.3°) температуры воды приходился на II декаду.

В периоды интенсивного прогрева в озере, несмотря на его мелководность, может возникнуть термическое расслоение водной массы. По данным съемки 25–27 июля (рис. 5, а) температура воды в поверхностном слое озера достигала $19\text{--}22^{\circ}$. Наиболее холодные воды были расположены в южной части озера. В придонном слое

Т а б л и ц а 5

Температура поверхностного слоя воды Белого озера
в летний период

Водомерный пост, характеристика	Месяц, декада						
	VI		VII			VIII	
	II	III	I	II	III	I	II
С. Ковжа							
многолетняя	16.6	18.2	19.3	19.6	19.7	19.0	17.5
1976 г.	12.5	15.8	13.5	18.2	21.1	17.5	17.5
1977 г.	20.9	15.9	21.1	18.3	20.0	23.3	15.2
С. Киснема							
многолетняя	15.5	17.7	18.8	19.1	19.3	18.9	17.3
1976 г.	11.9	15.5	13.3	15.3	21.4	17.6	15.7
1977 г.	16.9	15.0	19.5	18.8	20.3	23.6	15.8
Г. Белозерск							
многолетняя	16.2	18.0	18.7	18.9	19.2	18.6	16.9
1976 г.	11.8	15.9	13.7	18.3	20.4	17.5	15.7
1977 г.	20.4	15.7	18.5	18.0	20.6	21.5	15.7
С. Крохино							
многолетняя	16.3	18.2	19.2	19.5	19.8	19.0	17.2
1976 г.	12.5	16.0	12.6	17.9	21.6	17.5	15.5
1977 г.	21.0	16.2	20.7	19.4	21.3	22.4	16.5

температура воды в этот период изменялась от 15,3 до 21,0° (рис. 5, 6). Слой скачка располагался преимущественно на глубине 4–5 м. На отдельных станциях наблюдались 2–3 слоя скачка. Первый располагался на глубине 2 м, второй – 4–5 м, третий – у самого дна. В верхнем слое температурный градиент составил 1,1–1,7°, в придонных он увеличивался до 3,8–4,4° на 1 м.

В 1977 г. теплая сухая погода 5–16 июня вызвала повышение температуры (среднедекадной) на большей части акватории озера до 20,4–21°, что на 4,2–4,7° выше нормы. В дальнейшем ход ее был неустойчив. Так, уже в III декаде июня температура воды оказалась ниже нормы на 2–2,7°, в I декаде июля – на 0,7–1,8° выше, и только в конце июля–начале августа отмечалось ее устойчивое повышение. Наибольший прогрев вод озера составил 21,5–23,6° и приходился на I декаду августа (табл. 5).

Период осеннего охлаждения в озерной части водохранилища по данным водомерных постов начинается с I декады августа, когда водная масса, нагретая до 19–20°, начинает медленно отдавать тепло (табл. 6). В августе понижение температуры составляет от 0,4–0,8° в I декаде до 1,2–1,8° в последней, а в целом к концу месяца величина ее изменяется в пределах 15,6–16°.

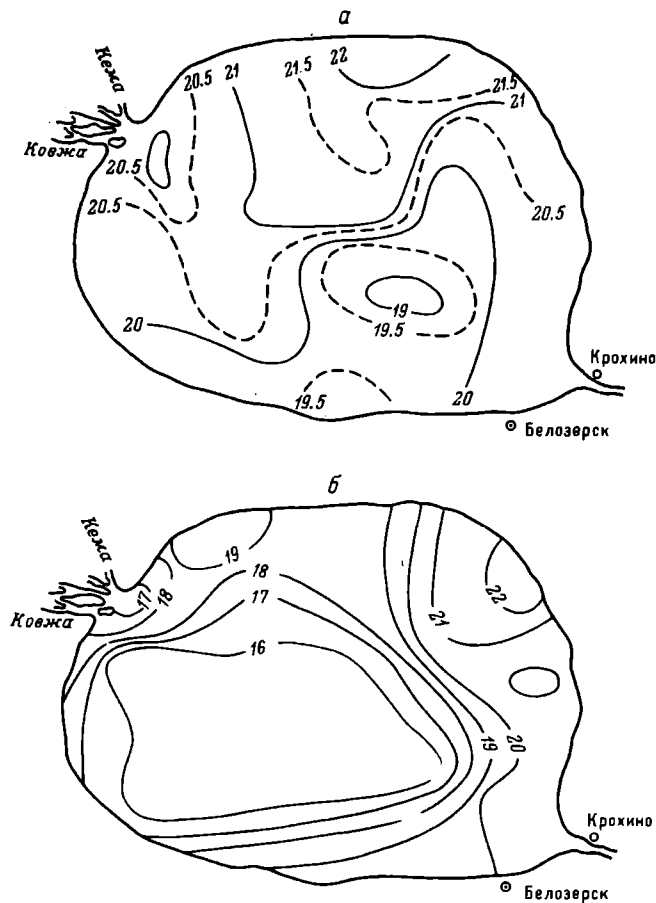


Рис. 5. Распределение температуры воды ($^{\circ}\text{C}$) Белого озера 25–27 июля 1976 г.

а – в поверхностном слое, б – у дна.

13 сентября отдача тепла в атмосферу достигает наибольших значений ($2.2\text{--}3.2^{\circ}$ за декаду) и в конце месяца по сравнению с началом уменьшается почти вдвое – до $8\text{--}8.5^{\circ}$. К концу октября температура по акватории озера уже изменяется от 1.8 до 2.7° . Межгодовые колебания средней за декаду температуры поверхностного слоя воды велики – $4\text{--}7.5^{\circ}$.

В 1976 г. период осеннего охлаждения начался в I декаде августа резким понижением температуры воды на $3\text{--}4.1^{\circ}$. При этом на водомерных постах Белого озера она равнялась 17.5° (табл. 6). Во II и III декадах августа понижение составляло $2\text{--}2.6^{\circ}$. В течение

Т а б л и ц а 6

Температура поверхностного слоя воды Шекснинского водохранилища в осенний период

Водомерный пост, характерис- тика	Месяц, декада									
	УШ		ІХ			Х			ХІ	
	ІІ	ІІІ	І	ІІ	ІІІ	І	ІІ	ІІІ	І	ІІ
С. Ковжа										
многолетняя	17.6	16.1	14.5	11.5	8.3	5.6	4.7	2.7	-	-
1976 г.	17.5	12.7	13.2	11.9	6.2	3.1	-	-	-	-
1977 г.	15.2	12.5	15.0	8.9	5.6	4.3	1.7	0.4	-	-
С. Крохино										
многолетняя	17.4	15.5	13.8	11.1	8.5	5.8	4.1	2.5	-	-
1976 г.	15.5	13.3	12.3	11.2	6.5	3.0	0.8	-	-	-
1977 г.	16.5	12.1	13.5	8.5	4.5	3.7	1.3	-	-	-
С. Киснема										
многолетняя	17.6	16.0	14.5	11.4	8.3	6.1	3.8	1.8	-	-
1976 г.	15.7	13.2	13.2	12.2	6.2	3.6	0.8	0.1	-	-
1977 г.	15.8	13.5	15.7	9.0	5.6	4.5	1.7	0.5	0.3	0.1
Г. Белозерск										
многолетняя	17.1	15.5	14.0	11.4	8.5	6.2	4.2	2.4	1.3	-
1976 г.	15.7	13.4	13.5	12.4	7.5	3.7	1.4	0.0	-	-
1977 г.	15.7	12.0	14.8	10.1	5.4	5.0	2.2	0.6	1.1	1.5
С. Иванов Бор										
многолетняя	17.9	16.2	14.7	12.1	9.0	6.5	4.4	2.6	1.2	-
1976 г.	15.5	13.0	13.5	12.5	8.2	3.8	0.8	-	-	-
1977 г.	17.6	13.6	15.3	10.6	6.2	5.0	2.2	0.9	0.6	0.9
С. Речная										
Сосновка										
многолетняя	18.2	17.0	15.5	13.0	10.2	7.9	5.6	3.2	2.3	-
1976 г.	16.7	14.1	13.9	12.8	8.9	5.7	1.8	0.0	-	-
1977 г.	17.4	14.9	16.4	11.3	7.6	5.7	2.8	1.9	1.0	1.6

ние первых двух декад сентября температура воды по акватории озерной части водохранилища изменялась от 13.9 до 11.8°. Наиболее интенсивное охлаждение водной массы озера наблюдалось в III декаде сентября, когда температура воды понизилась на 6°. По данным съемки 17-20 октября, температура воды в озере составляла 1.5-0.1°, а 21 октября установился ледовый покров толщиной 2-3 см. Средняя месячная температура воздуха в октябре 1976 г. составляла -1--3°, т.е. была на 3-6° ниже нормы. В период съемки на отдельных участках разница в температуре между придонными и поверхностными слоями достигала 0.5-0.6° при глубине 5.5 м.

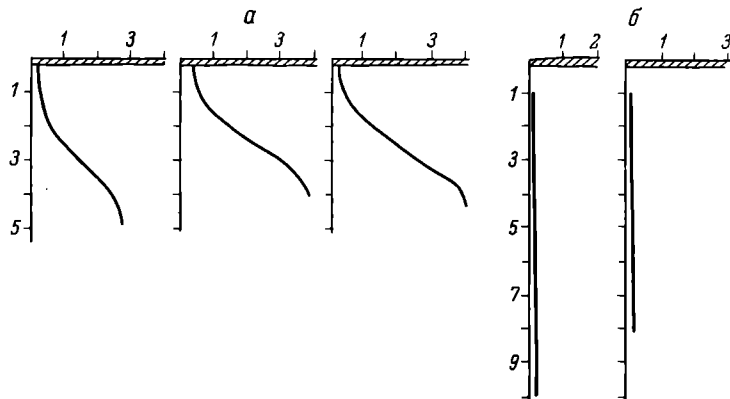


Рис. 6. Вертикальное распределение температуры воды Шекснинского водохранилища 17-18 марта 1977 г.

а – озерная часть, б – речная часть. По оси ординат – глубина, м; по оси абсцисс – температура, °С.

Особенностью осеннего периода 1977 г. можно считать резкое похолодание в его начале, что вызвало во II декаде августа понижение температуры воды на 5,8–8,1°. С восстановлением теплой погоды в начале сентября температура воды в озерной части вновь поднималась до 13–15°. Дальнейшее интенсивное охлаждение водной массы (на 4,7–6,1°) отмечалось во II декаде сентября. При этом по всей акватории озера состояние водной массы было близко к гомотермии, только в северной части озера в конце августа и начале сентября наблюдалась мезотермия, разность температуры придонных и поверхностных слоев составляла 0,2–0,7° при глубине 4,2 м.

По средним многолетним данным поста г. Белозерска переход температуры воды через 4° приходится на 21 октября; более ранняя дата 2 октября, поздняя – 11 ноября. Первые ледовые образования, по данным постов с. Вашки (1901–1962 гг.), г. Белозерска, с. Ковжа, появляются 25 октября–3 ноября (табл. 1), ледостав устанавливается 9–10 ноября. Ранняя дата начала ледостава приходится на 16–24 октября, поздняя – 30 ноября–14 декабря.

Вследствие мелководности Белого озера и интенсивного перемешивания водной толщи ледостав начинается при средней по вертикали температуре 0,3°. Однако в отдельные годы при резком похолодании, сопровождавшемся штилевой погодой, водная масса озера может уходить под лед со средней по вертикали температурой 0,7–0,8°, что и наблюдалось в 1976 г.

В зимний период, по данным съемки 17–24 марта 1977 г., в озерной части наблюдалась обратная стратификация в распределении температуры. С глубиной температура воды постепенно повышалась: в центре (глубина 5 м) до 2,8°, на станциях с. Киснема, с. Ли-

Т а б л и ц а 7

Среднедекадная температура воды речной части
Шекснинского водохранилища в весенний период

Водомерный пост, характеристика	Месяц, декада					
	IY		Y			YI
	II	III	I	II	III	I
С. Иванов Бор						
многолетняя	0.5	1.9	5.5	9.2	10.8	14.0
1976 г.	-	0.5	2.6	7.8	10.5	11.8
1977 г.	-	1.8	5.8	10.3	10.5	13.9
С. Речная Сосновка						
многолетняя	0.5	1.6	5.1	9.2	11.3	14.0
1976 г.	-	0.9	2.2	7.5	11.4	12.9
1977 г.	-	1.3	7.5	13.5	12.0	14.2

Т а б л и ц а 8

Пределы колебания температуры поверхностного слоя воды
речной части Шекснинского водохранилища в весенний период

Водомерный пост	Месяц, декада					
	IY		Y			YI
	II	III	I	II	III	I
С. Иванов Бор	0.0-2.7	0.1-6.3	1.4-10.2	4.4-16.9	5.0-14.8	10.0-18.5
С. Речная Сосновка	0.1-2.5	0.7-6.8	2.2-12.2	4.3-17.2	8.4-14.6	10.9-19.2

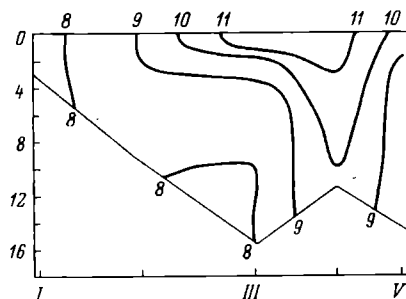
лин Бор (глубина 4.2-4.4 м) до 3.7-4° (рис. 6, а). На выходе из озера и в речной части отмечалась гомотермия при температуре 0.1-0.3° (рис. 6, б).

Средняя продолжительность ледостава на Белом озере 169 дней, наибольшая - 199, наименьшая - 141.

Р е ч н а я ч а с т ь. По многолетним данным постов с. Иванов Бор (1927-1962 гг.) и с. Черная Гряда (1938-1962 гг.) начало весеннего ледохода в среднем приходится на 16-21 апреля, раннее - 10 марта-5 апреля, позднее - 29 апреля-7 мая. В III декаде апреля начинается медленное (1.1-1.4° за декаду) повышение температуры. В I декаде мая с увеличением поступления талых вод и сбросом воды через Шекснинский гидроузел происходит более интенсивное повышение температуры и ее выравнивание по всей длине

Рис. 7. Продольный температурный разрез речной части 14–15 мая 1977 г.

Арабские цифры – температура, °С. По оси ординат – глубина, м; по оси абсцисс – станции.



речной части. Прирост температуры за первую декаду мая составляет $3,5^{\circ}$, а наибольший ($3,6\text{--}4,1^{\circ}$) приходится на II декаду мая (табл. 7). В этот период температура вод речной части на $1,6^{\circ}$ выше, чем озерных. В III декаде эта разница уменьшается до 1° , и в начале июня происходит выравнивание температуры воды по всему водохранилищу до $14\text{--}14,6^{\circ}$.

Межгодовые колебания температуры воды в речной части велики и возрастают по мере повышения температуры от $2,3$ до 14° (табл. 8).

В 1976 г. в речной части водохранилища температура воды во II и III декадах апреля повышалась от $0,2$ до 1° . Более интенсивный прогрев ее наблюдался в I декаде мая, при этом у с. Иванов Бор среднесуточная температура оказалась выше, чем на выходе из Белого озера (табл. 2, 7).

Температурная съемка 14–17 мая показала, что в приплотинном участке глубже 5 м располагались зимние, смешанные с весенними воды речной части водохранилища с температурой $4,2\text{--}4,3^{\circ}$. Верхние слои были представлены преимущественно водами половодья, их температура составляла 7° . Еще более высокая температура воды наблюдалась в мелководном Сизьменском расширении, где она на поверхностном слое достигала $9,6^{\circ}$. Поскольку этот участок является наименее проточным, здесь была отмечена и незначительная стратификация водной толщи: разность между температурой поверхностных и придонных слоев составляла 2° . Наибольший прирост температуры воды ($5,3^{\circ}$) в речной части приходился на II декаду мая (табл. 7). Весенний прогрев вод в 1976 г. как в озерной, так и в речной части закончился в I декаде июня при температуре $11,8\text{--}13,1^{\circ}$, что на $1,3\text{--}2,2^{\circ}$ ниже нормы.

В 1977 г. весеннее повышение температуры воды в речной части началось еще подо льдом 15–16 апреля. После очищения от льда (22–24 апреля) быстрее прогревался поверхностный слой воды в приплотинном участке у с. Речная Сосновка (табл. 7). Наибольший прирост температуры, равный $4\text{--}6^{\circ}$ за декаду, как и в 1976 г., отмечался во II декаде мая, 14–15 мая водная толща речной части прогрелась до $8\text{--}12^{\circ}$ (рис. 7). При этом на участке от плотины до Сизьменского расширения разница в температуре

Т а б л и ц а 9

Температура поверхностного слоя воды речной части
Шекснинского водохранилища в летний период

Водомерный пост, характеристика	Месяц, декада					
	У I		У II			У III
	II	III	I	II	III	I
С. Иванов Бор						
многолетняя	16.5	18.4	19.4	19.9	19.9	19.4
1976 г.	11.8	15.2	12.8	17.0	21.2	18.6
1977 г.	20.5	17.3	19.7	19.6	20.8	23.1
С. Речная Сосновка						
многолетняя	16.0	17.9	18.7	19.7	19.7	19.2
1976 г.	12.5	15.5	14.0	17.2	21.3	18.1
1977 г.	18.0	16.7	18.3	19.2	20.9	22.1

поверхностного и придонного слоев достигала 1.1–3.9°. Выше Сизьменского расширения состояние водной толщи было близко к гомотермии. Период весеннего прогрева закончился в I декаде июня при температуре, близкой к средней многолетней.

Период летнего прогрева в речной части продолжается до III декады июля, когда температура поверхностного слоя достигает 19.6–19.9°. Наибольший прирост приходится на III декаду июня и составляет 2° (табл. 9). Межгодовые колебания среднедекадной температуры поверхностного слоя в речной части велики и достигают 6–12° (табл. 10). Минимальные величины наблюдались в 1968 и 1976 гг., максимальные – в 1972 г.

Так как в летние месяцы сработка Шекснинского водохранилища не производится и уровень поддерживается на отметке, близкой НПУ, проточность речной части уменьшается. Это приводит к возникновению термического расслоения водной массы, которое наиболее отчетливо прослеживается на участке от плотины до Сизьменского расширения включительно. По данным температурой съемки в III декаде июля 1976 г. слой температурного скачка располагался на глубинах 2–6 м, а градиент в нем достигал 1.7° на 1 м (рис. 8).

Выше Сизьменского разлива, где скорости течения увеличивались от 14 до 40 см/с, поток представлял собой однородную по вертикали толщу, температура которой изменялась в пределах 20.7–22.4°. Максимальная температура воды в 1976 г. отмечалась в III декаде июля, в 1977 г. в I декаде августа и была на 1.4–1.6 и 2.9–3.7° выше нормы соответственно.

В речной части период осеннего охлаждения начинается, как и в озерной, с I декады августа. Средняя многолетняя температура

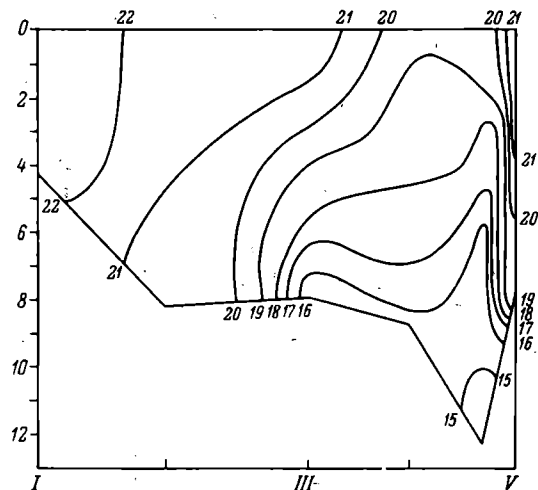


Рис. 8. Продольный температурный разрез речной части 23-24 июля 1976 г.

Обозначения те же, что на рис. 7.

Т а б л и ц а 10

Пределы колебания температуры поверхностного слоя воды речной части Шекснинского водохранилища в летний период

Водомерный пост	Месяц, декада				
	VI		VII		
	II	III	I	II	III
С. Иванов Бор	11.8-20.5	15.2-22.0	12.8-24.9	16.6-26.0	14.9-22.9
С. Речная Сосновка	12.5-18.8	15.2-20.0	14.0-23.1	16.9-25.0	15.9-22.0

поверхностного слоя воды в начале периода на 0,2-0,8° выше, чем на Белом озере, в момент интенсивного охлаждения эта разница может достигать 2°. Скорость выхолаживания в I декаде августа составляет 0,5°, увеличиваясь к концу сентября до 3° за декаду. Средняя дата появления ледовых образований, по данным водомерного поста с. Иванов Бор (1927-1962 гг.), приходится на 4 ноября, ранняя - на 7 октября, поздняя - на 28 ноября. Средняя дата начала ледостава 19 ноября, ранняя - 26 октября, поздняя - 6 января.

В 1976 г. период осеннего охлаждения начался, как и на Белом озере, в I декаде августа, при этом понижение составляло $2,6-3,1^{\circ}$, во II декаде — $1,4-3,1^{\circ}$ (табл. 6). Наиболее интенсивное охлаждение ($4-4,4^{\circ}$) приходилось на III декаду сентября—I декаду октября. В 1977 г. осеннее охлаждение началось во II декаде августа и составляло $4,7-5,5^{\circ}$. В момент интенсивного охлаждения (II декада сентября) понижение температуры воды за декаду не выходило за пределы такового на Белом озере.

Для более полной характеристики термического режима водохранилища была определена роль тепла, приносимого реками и теряемого со стоком. Поскольку озерной части принадлежит 73% площади водосбора всего водохранилища, то оценка величины теплового притока и стока была выполнена для этого участка.

Количество тепла, приносимого в озеро реками, зависит от двух факторов: величины водного притока и температуры речной воды. По многолетним данным (1964–1976 гг.) с мая по октябрь в Белое озеро поступает $1,8 \text{ км}^3$ воды. Более половины ($1,02 \text{ км}^3$), или 57% общей величины притока приходится на май, на июнь — 15%. Распределение водного притока между остальными месяцами колеблется от 5 до 11% всего объема за период открытой воды.

Тепло, приносимое в озеро, если учесть замедленный водообмен, невелико. Отнесенное к единице площади, за период с мая по октябрь оно в сумме составляет $1,33 \text{ ккал/см}^2$ (табл. 11). В многоводном 1966 г. тепловой приток в озеро возрос до $2,42 \text{ ккал/см}^2$, в маловодном 1973 г. — снизился до $0,78 \text{ ккал/см}^2$. В холодном 1965 г., когда температура воды на впадающих в озеро реках была на $1-2,5^{\circ}$ ниже многолетних значений, суммарный тепловой приток составил $1,48 \text{ ккал/см}^2$, что связано с несколько повышенным стоком в мае, июле, августе. В аномально теплом 1972 г. поступление тепла с водами рек сократилось до $0,95 \text{ ккал/см}^2$ в силу малых величин водного притока в озеро. Внутрисезонный ход определяется в основном колебаниями водного притока в озеро. Наибольший тепловой приток, равный $0,6 \text{ ккал/см}^2$, приходится на май, когда на реках проходит пик половодья, хотя вода в это время относительно холодная ($7-10^{\circ}$).

В мае самого многоводного 1966 г. тепловой приток достигал $1,2 \text{ ккал/см}^2$ при температуре речной воды, близкой к средней многолетней. Самый низкий тепловой приток, равный $0,36$ и $0,39 \text{ ккал/см}^2$, отмечался в мае 1974 и 1975 гг. соответственно. Температура речной воды в 1974 г. была почти на $3-4^{\circ}$ ниже нормы, а водный приток составил 106% нормы. В 1975 г., наоборот, температура воды в реках на $5-6^{\circ}$ превышала среднюю многолетнюю величину, а водный приток, приходящийся на спад половодья, оказался малым (36%).

В июне тепловой приток по сравнению с маем уменьшается вдвое. В июле, когда температура воды в реках достигает максимальных значений, тепловой приток снижается до $0,17 \text{ ккал/см}^2$, а начиная с августа вследствие охлаждения речной воды — до $0,04$

Т а б л и ц а 11

Тепловой приток и сток из Белого озера за многолетний период
и в отдельные годы, ккал/см²

Годы	Элемент	Месяцы						Сумма
		У	У I	У II	У III	IX	X	
1964	Приток	0,60	0,34	0,17	0,11	0,07	0,04	1,33
1975	Сток	0,40	0,43	0,19	0,10	0,11	0,09	1,32
	Разность	0,20	-0,09	-0,02	0,01	-0,04	-0,05	-0,01
1965	Приток	0,51	0,26	0,30	0,23	0,12	0,06	1,48
(холод- ный)	Сток	0,21	0,62	0,46	0,30	0,18	0,07	1,84
	Разность	0,30	-0,36	-0,16	-0,07	-0,06	-0,01	-0,36
1972	Приток	0,44	0,28	0,12	0,06	0,04	0,01	0,95
(теп- лый)	Сток	0,25	0,30	0,11	0,07	0,07	0,10	0,90
	Разность	0,19	-0,02	0,01	-0,01	-0,03	-0,09	0,05

ккал/см². Таким образом, на май-июнь приходится 70% от общей величины тепла, поступающего с речными водами. В июле-августе приток по сравнению с весной сокращается в 3-3,5 раза. Следовательно, влияние поступающего в озеро речного тепла оказывается наибольшим в период весеннего прогрева.

Потери тепла со стоком из озера определяются его водным и температурным режимом. Водный сток из озера в период открытой воды испытывает значительные колебания. При общем объеме стока с мая по октябрь, равном 1,6 км³, на май приходится 43%, на июнь - 22, на июль-сентябрь - 5-8, на октябрь - 13%. Тепловой сток из озера в среднем за 11-летний период (1964-1975, исключая 1966 г.) составил 1,32 ккал/см², в холодном 1965 г. увеличился до 1,84, в теплом 1972 г. уменьшился до 0,90 ккал/см² (табл. 11). В распределении по месяцам тепловой сток обнаруживает особенности, отличавшие его от водного притока, т.е. на май-июнь приходится почти поровну - 30-32%, на июль - 14, на август-октябрь - 7-8%. Максимум теплового стока по сравнению с притоком сдвигается на июнь. В отдельные годы значительный тепловой сток может приходиться на май. Так, в 1967 г. он составил 0,81 ккал/см², что обусловлено водным стоком, превышающим среднюю многолетнюю величину, и температурой, величина которой на 2,4° превышала норму. Тепловой сток 1965 г., равный 1,84 ккал/см², оказался максимальным за 11-летие, что, по-видимому, связано с более равномерным, чем в остальные годы, распределением водного стока: на май приходилось 26%, на июнь - 26, на июль - 17, на август - 12, на сентябрь - 8, на октябрь - 10%. Сравнивая тепловой приток и сток, можно сказать, что в сумме за период с мая по октябрь тепловой сток практически равен притоку (табл. 11). Однако в отдельные месяцы может

преобладать как приток (У, VIII), так и сток (VI, VII, IX, X).

Таким образом, термический режим Шекснинского водохранилища во многом определяется его морфометрическими особенностями и различен для речной и озерной частей. В силу мелководности водохранилища внутрисезонные и межгодовые колебания среднедекадной температуры велики и в отдельные сезоны достигают $8,0-15,0^{\circ}$. Наибольшая неоднородность в изменении температуры воды по акватории водохранилища наблюдается весной, когда горизонтальные градиенты могут превышать $1,0^{\circ}$ на 1 км. Существенное влияние на распределение температуры оказывает динамика вод. Для водоемов с малым водообменом, каким является Шекснинское водохранилище, роль теплового притока невелика и оказывает заметное влияние на его термический режим в период весеннего прогрева. При оценке теплового баланса Шекснинского водохранилища величинами теплового притока и стока можно пренебречь. Предварительные оценки изменения термического режима Шекснинского водохранилища при территориальном перераспределении стока по водно-балансовым характеристикам показывают, что в течение мая-июля среднемесячная температура воды в водохранилище может понизиться на $0,5-0,9^{\circ}$, в сентябре-октябре - на $0,1-0,4^{\circ}$ повыситься по сравнению со средней многолетней. При переброске ввиду увеличения объема притока в водохранилище может существенно увеличиться количество тепла, приносимого реками.

Л и т е р а т у р а

1. Г и д р о л о г и ч е с к и й е ж е г о д н и к. 1964, т. 4, вып. 1-3. Л., 1968.
2. Г и д р о л о г и ч е с к и й е ж е г о д н и к. 1965-1975, т. 4, вып. 1-3. Горький, 1969-1978.
3. Е р ш о в а М.Г. Водные массы Череповецкого водохранилища. - В кн.: Биологические и гидрологические факторы местных перемещений рыб в водохранилищах. Л., 1968, с. 3-21.
4. Н е г о н о в с к а я И.Т. Череповецкое водохранилище. - Изв. ГосНИОРХ, 1975, т. 102, с. 69-87.
5. О с н о в н ы е г и д р о л о г и ч е с к и е х а р а к т е р и с т и к и. Ресурсы поверхностных вод СССР. Л., 1967, т. 10. 768 с.

А.А. Былинкина, Н.А. Трифонова,
Н.А. Кудрявцева, Л.А. Калинина,
Л.Ф. Генкал

ГИДРОХИМИЧЕСКИЙ РЕЖИМ
ШЕКСНИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА
И ВОДОЕМОВ СЕВЕРО-ДВИНСКОЙ СИСТЕМЫ

Материалом для настоящей работы послужили данные гидрохимических исследований, выполненных на Шекснинском водохранилище в 1976–1977 гг., через 13–14 лет после его образования. Наблюдения проводились на Белом озере – основном плесе водохранилища, составляющем около 80% общего объема, в Шекснинском плесе, а также на нижнем участке р. Ковжи белозерской.

Пробы воды отбирались батометром Молчанова с глубины 1 м, на глубоководных участках – с 2 горизонтов: 1 м от поверхности и 1 м от дна. Расположение пунктов отбора проб приводится на схеме. Определение основных компонентов химического состава проводилось в натуральной нефилтрованной воде по общепринятым методикам [1], сульфат-ион – с ортаниловым К [5], аммонийный азот – микродиффузионным методом [10].

С о д е р ж а н и е в з в е ш е н н ы х в е щ е с т в

Мелководность, простая конфигурация (почти правильный овал) и малая изрезанность береговой линии Белого озера способствуют взмучиванию донных отложений и размыву берегов даже при небольшой силе ветра. В связи с этим воды озера часто имеют высокую мутность. Содержание взвесей в верхней части Шекснинского плеса в основном определяется их количеством в Белом озере. Далее по мере продвижения к плотине количество взвесей постепенно снижается.

Весной при штилевой погоде содержание взвешенных веществ в Шекснинском и Белозерском плесах невелико (табл. 1). Весной 1976 г. максимальные концентрации взвесей (до 35 мг/л) наблюдались в юго-западной и южной частях озера, заполненных водами весеннего половодья, а также на верхнем участке Шекснинского плеса.

Т а б л и ц а 1

Газовый состав и показатели содержания органического вещества в Шекснинском водохранилище в мае 1977 г.

Пункт наблюдений	Темпе- ратура воды, °С	Про- зрач- ность по диску, см	Взвесь, мг/л	рН	O ₂		CO ₂ , мг/л	Цвет- ность, град.	ПО	БО	БПК ₅ при 20°, мг О/л
					мг/л	% на- сы- щения			мг	О/л	
Белозерский плес Устье Ковжи Южнее Ковжи Центральная часть Северо-восточная часть (Липин Бор) Шекснинский плес Крохино Горицы Сизьменское расширение Черная Гряда Верхний бьеф Шекснинской ГЭС	16.4	40	37.3	6.95	6.60	66	8.4	95	25.2	42.5	0.59
	12.0	75	6.7	7.28	9.65	88	4.9	105	18.6	44.0	0.42
	6.2	180	4.4	7.70	12.10	97	3.4	52	12.5	29.0	0.43
	7.3	140	5.3	7.50	11.36	93	4.3	55	13.3	34.0	0.39
	7.1	120	4.9	7.68	11.73	96	3.3	50	13.3	37.1	0.36
	8.8	90	9.8	7.55	11.49	98	4.2	55	14.8	29.6	0.50
	10.2	120	6.0	7.78	11.00	98	2.4	65	15.6	37.9	0.41
	11.2	130	5.5	7.40	10.54	94	6.2	80	16.9	31.4	0.54
9.6	120	5.6	7.40	10.44	90	5.8	75	16.5	35.5	0.47	

П р и м е ч а н и е. Здесь и далее (табл. 2-4, 10) ПО - перманганатная окисляемость, БО - биоксидная окисляемость.

Т а б л и ц а 2

Газовый состав и показатели содержания органического вещества в Шекснинском водохранилище в июле-августе 1977 г.

Пункт наблюдений	Температура воды, °С	Прозрачность по диску, см	Взвесь, мг/л	pH	O ₂		Цветность, град.	ПО, мг О/л	БО	ПО/БО	БПК ₅ при 20°, мг О/л
					мг/л	% насыщения					
Белозерский плес	19.6	27	44.0	7.65	8.20	87	100	17.8	38.6	0.46	3.50
Устье Ковжи	19.2	35	43.5	7.80	8.05	84	65	12.8	33.0	0.39	3.56
Южнее Ковжи	19.4	65	17.7	7.80	7.99	84	60	11.7	30.0	0.39	0.55
Центральная часть	19.6	30	-	-	7.68	81	70	13.8	28.6	0.48	-
Севернее Ковжи											
Северо-восточная часть (Липин Бор)	18.8	-	4.0	7.95	8.02	84	50	12.4	29.2	0.42	0.70
Шекснинский плес											
Крохино	18.0	75	8.7	8.02	8.36	85	55	12.8	31.6	0.41	0.77
Горицы	17.0	110	6.4	7.80	7.68	-	58	13.6	38.0	0.36	1.23
Скызьменское расширение	21.1	130	4.6	7.35	7.00	76	65	16.7	43.8	0.23	1.47
Черная Гряда	20.5	125	4.9	7.40	6.76	73	65	17.8	41.2	0.43	0.99
Верхний бьеф Шекснинской ГЭС:											
поверхность	20.4	170	4.4	7.48	6.91	74	68	15.7	38.2	0.41	1.04
дно	18.1	-	6.0	7.05	3.62	37	65	15.7	-	-	-

Т а б л и ц а 3

Газовый состав и показатели содержания органического вещества в Шекснинском водохранилище в октябре 1977 г.

Пункт наблюдений	Температура воды, °С	Прозрачность по диску, см	Взвесь, мг/л	рН	O ₂		CO ₂ , мг/л	Цветность, град.	ПО	БО	ПО/БО	БПК-5 при 20° С, мг О/л
					мг/л	% насыщения						
Белозерский плес												
Устье Ковжи	2.8	40	27.5	7.60	11.24	82	6.5	80	15.3	31.8	0.48	0.77
Южнее Ковжи	3.8	105	9.8	7.60	11.67	88	3.7	45	12.1	26.4	0.46	0.55
Южная часть (Мондома)	3.3	40	34.6	7.60	11.83	88	3.7	50	12.7	30.4	0.42	0.45
Центральная часть	3.6	80	13.7	7.60	11.74	88	3.7	45	11.6	31.2	0.37	0.64
Северо-западная часть	3.7	100	7.2	7.60	11.80	89	3.7	45	12.1	25.6	0.47	0.67
Северная часть (район Киснемь)	3.6	40	42.6	-	11.76	88	-	45	12.7	27.4	0.46	0.92
Северо-восточная часть (Липин Бор)	3.5	40	39.0	7.70	11.86	89	2.9	45	12.7	30.0	0.42	1.08
Восточная часть	3.6	60	22.2	7.60	11.98	90	3.7	55	12.1	31.4	0.39	1.42
Район Белозерска	3.7	70	21.3	7.50	11.86	89	4.6	45	11.6	-	-	1.56
Шекснинский плес												
Крохино	2.5	30	42.6	7.40	11.92	87	5.8	50	13.2	32.8	0.40	0.98
Горицы	3.6	70	16.4	7.50	11.61	87	4.6	50	12.7	27.5	0.46	1.04
Скязьменское расширение	4.0	140	6.2	7.40	11.21	85	5.8	50	14.3	31.5	0.45	0.61
Черная Гряда	6.1	190	4.4	7.60	10.32	83	3.6	50	14.3	28.8	0.50	0.61
Верхний бьеф Шекснинской ГЭС	5.8	170	4.4	7.60	10.29	81	3.6	50	14.3	30.4	0.47	0.52

Т а б л и ц а 4

Показатели содержания органического вещества в Шекснинском водохранилище в марте 1977 г.

Пункт наблюдений	Темпе- ратура воды, °С	Взвесь, мг/л	pH	Цвет- ность, град.	ПО, мг О/л
Белозерский плес					
Устье Ковжи	0.2	8.0	7.10	90	15.2
Южнее Ковжи	0.1	0.8	7.60	70	15.2
Центральная часть	0.3	0.9	7.40	60	14.9
Северная часть (район Киснемы)	0.5	1.2	7.35	75	16.3
Восточная часть	0.5	1.8	7.30	60	14.3
Район Белозерска	0.1	0.7	7.45	65	15.9
Шекснинский плес					
Крохино	0.5	1.8	7.30	60	15.9
Горицы	0.05	2.7	7.30	65	15.7
Черная Гряда	0.1	2.3	7.10	60	15.6
Верхний бьеф Шекснин- ской ГЭС:					
поверхность	0.05	1.9	7.20	65	15.4
дно	-	1.8	7.03	65	15.2

При сильном северо-восточном ветре (июль 1977 г.) в западной и юго-западной частях Белого озера содержание взвесей достигало 43–44 мг/л, в центре озера – 17 мг/л, близ восточного подветренного берега оно составляло всего лишь 4 мг/л. При ветре западного направления (октябрь 1977 г.) наблюдалась обратная картина: максимальное количество взвесей в северо-восточной части, минимальное – у западного берега. В безветренную погоду (июль 1976 г.) содержание взвесей было невысоким и довольно однородным по всему озеру.

Количество взвесей в Шекснинском плесе в меньшей степени зависит от ветрового фактора, вследствие чего концентрация взвешенных веществ здесь обычно меньше, чем в Белом озере, за исключением верховьев плеса.

Зимой содержание взвесей минимально: в Белом озере 0.7–1.8 мг/л, в Шекснинском плесе 1.8–2.7 мг/л.

Р а с т в о р е н н ы е г а з ы

Интенсивное перемешивание водных масс, обусловленное морфометрическими особенностями водоема, благоприятствует обогащению воды кислородом. Весной насыщение O_2 в центральной части

Белозерского и Шекснинского плесов составляет 90–98% (табл. 1). В основных притоках и приустьевых участках содержание кислорода ниже – 6,6–7,5 мг/л, что соответствует 60–65% насыщения. Летом насыщенность кислородом несколько снижается: в Белом озере и верхней части Шекснинского плеса в среднем до 85%, ниже Сизьменского расширения до 75% (табл. 2). На глубоководном приплотинном участке в отдельные периоды наблюдается кислородная стратификация. Различия между придонным и поверхностным слоями составляют более 3 мг/л. Во время осенней циркуляции содержание кислорода увеличивается во всем водоеме, но не достигает полного насыщения. Недонасыщенность составляет 10–20%.

В период наблюдений свободная углекислота присутствовала постоянно, в количестве 1,6–6,0 мг/л. В придонном слое глубоководного приплотинного участка содержание CO_2 достигало 13 мг/л. В устьях притоков наблюдались более высокие концентрации углекислоты, чем в центральной части водоема.

Величины pH весной колебались в пределах 6,95–7,80, составляя в среднем 7,5 (табл. 1–4). Минимальные значения отмечены в притоках. Летом pH несколько возрастает. Осенью активная реакция среды довольно однородна по всему водохранилищу. Зимой pH не опускалось ниже 7,0, составляя в среднем 7,3.

О р г а н и ч е с к о е в е щ е с т в о

В соответствии с характером водосбора Шекснинского водохранилища поверхностный сток отличается высоким содержанием органического вещества гуминового происхождения.

Весной цветность притоков обычно выше 100 градусов. В приустьевых участках, находящихся в зоне подпора, цветность в течение всего года почти не снижается (табл. 1–3). В разные годы цветность воды притоков может различаться весьма существенно. Например, в 1976 г. в Ковже белозерской она была намного выше, чем в 1977 г.

Год	Март	Май	Июль	Октябрь
1976	–	150	240	140
1977	90	95	100	80

Указанные различия, по-видимому, обусловлены характером снеготаяния и внутригодовым распределением стока. Цветность воды Ковжи белозерской в 1976–1977 гг. колебалась в пределах, наблюдавшихся до образования водохранилища и в первые годы его существования [4, 6]. Основным притоком Шекснинского плеса также свойственно высокое содержание водного гумуса. В конце мая 1977 г. показатели содержания органического вещества в них были следующими.

Река	Взвесь, мг/л	Цветность, град.	Окисляемость, мг О/л	
			перманганатная	бихроматная
Ковжа шекснинская	7.1	140	29.2	48.5
Сизьма	12.4	180	32.9	72.1

Река	БПК ₅ ,	P _{общ}	P _{мин}	N _{общ}	NO ₃	NH ₄
	мг О/л	мг/л		мг	Н/л	
Ковжа шекснинская	1.48	41	13	0.85	0.02	0.12
Сизьма	2.61	74	7	0.86	0.00	0.07

Повышенная бихроматная окисляемость и БПК₅ в р. Сизьме при относительно небольшой залесенности бассейна реки позволяют предположить, что ее водосбор подвержен более активному эрозионному воздействию, способствующему выносу вместе с гуминовыми соединениями менее стойкого усвояемого вещества. Влияние этих вод, по-видимому, имеет местное значение и не распространяется далее Сизьменского расширения.

Сезонное распределение органического вещества в водохранилище тесно связано с его гидрологическими особенностями.

В мае в Белозерском плесе максимальные цветность и окисляемость наблюдались в юго-западной части (район Ковжи) и вдоль южного берега. Центр озера заполнен в это время зимней, относительно малочетной водой. В восточной части озера в силу небольшой боковой приточности также преобладают зимние воды.

Для вод Белого озера, особенно его центральной части, характерны низкие значения БПК (табл. 1). В верхнюю часть Шекснинского плеса (Крохино, Горицы) в зависимости от динамики вод в озере в весенний период могут поступать зимние воды, весенние (южной части озера) или воды, образующиеся при смешении этих двух водных масс [6]. В середине мая 1977 г. в Крохинской горловине присутствовали зимние воды Белого озера. По мере продвижения к плотине под влиянием местных притоков цветность, перманганатная окисляемость и БПК₅ увеличивались (табл. 1). Легкоусвояемое вещество в приплотинной части водохранилища по своей природе существенно отличается от такового в притоках, о чем свидетельствуют различия изменений скорости потребления кислорода (рис. 1). В притоках максимальная скорость окисления органического вещества наблюдалась на 2-е сутки. В Белом озере (центральная часть) отмечены 2 максимума скорости потребления O₂ - в начальный период и на 5-е сутки. Такие же изменения

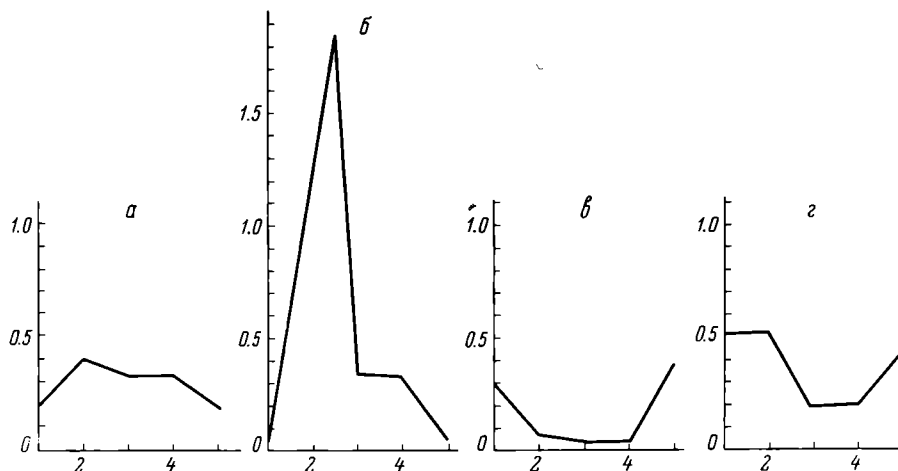


Рис. 1. Изменение скорости окисления органического вещества воды Шекснинского водохранилища и его притоков весной 1977 г.

а – р. Ковжа шекснинская, б – р. Сизьма, в – Белое озеро, центральная часть, г – верхний бьеф Шекснинской ГЭС. По оси ординат – скорость потребления Q_2 , мг/л в сутки; по оси абсцисс – сутки от начала опыта.

скорости окисления органического вещества имели место и в приплотинной части водохранилища, однако содержание легкоусвояемой органики здесь было примерно в 2,5 раза больше, чем в Белом озере. По-видимому, такой ход распада характерен для трансформированного автохтонного органического вещества и терригенной взвеси.

Летом в результате смешения зимних слабоокрашенных вод Белого озера с весенними речными различия в цветности несколько сглаживаются (табл. 1).

Вследствие мелководности, способствующей более полному прогреву и ветровому перемешиванию водных масс, процессы распада органического вещества в Белом озере протекают весьма интенсивно. Так, в районе Ковжи и в южной части озера, где имеют место массовое развитие водорослей, скорость окисления достигала значительных величин (БПК₅ составляло 3,5 мг О/л) (табл. 2). Однако в основной водной массе озера содержание легкоусвояемого органического вещества невелико. В период наблюдений значения БПК₅ были даже несколько ниже, чем весной. Это, вероятно, связано с заметным преобладанием скорости деструкционных процессов над продукционными, что характерно для водоемов мезотрофного типа. О включении в процессы круговорота автохтонной органики свидетельствует изменение кинетики распада органического вещества (рис. 2). В Белом озере максимальная скорость потребления Q_2 наблюдается на 2-е сутки. В Шекснинском плесе ход окисления органического вещества аналогичен весеннему, что, видимо,

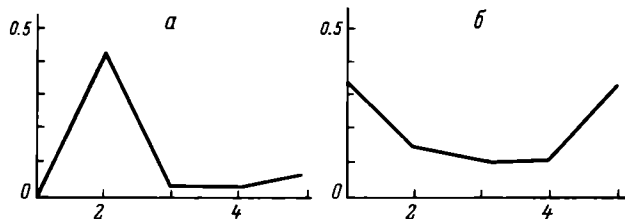


Рис. 2. Изменение скорости окисления органического вещества воды Шекснинского водохранилища летом 1977 г.

а – Белое озеро, центральная часть, б – верхний бьеф Шекснинской ГЭС. Обозначения те же, что на рис. 1.

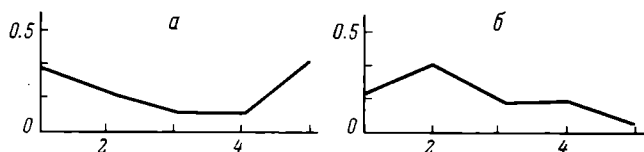


Рис. 3. Изменение скорости окисления органического вещества воды Шекснинского водохранилища осенью 1977 г.

а – Белое озеро, центральная часть, б – верхний бьеф Шекснинской ГЭС. Обозначения те же, что на рис. 1.

обусловлено преобладанием здесь трансформированных зимних вод Белого озера.

Осенью содержание органического вещества несколько снижается, величины цветности и перманганатной окисляемости выравниваются по всему водохранилищу (табл. 3). Отношение перманганатной окисляемости к бихроматной возрастает до весенних значений, что свидетельствует о некотором увеличении роли аллюотной органики. Низкие величины БПК₅ в осенний период характерны для всего водохранилища, однако ход биохимического окисления в Белозерском и Шекснинском плесах различен (рис. 3). В Белом озере изменение скорости потребления O_2 осенью такое же, как весной; в Шекснинском плесе оно сходно с кинетикой распада органического вещества в притоках (рис. 1), хотя идет на более низком уровне.

Высокие величины цветности и перманганатной окисляемости были обнаружены зимой 1977 г. в Белом озере и Шекснинском плесе (табл. 4), что, по-видимому, нехарактерно для этого сезона и обусловлено необычным внутригодовым распределением стока в 1976 г., в частности наличием высоких летних паводков. В результате последних воды с высокой цветностью присутствовали в водохранилище не только до конца 1976 г., но и зимой 1977 г. Следует отметить, что зимняя водная масса, сохранившаяся весной

1976 г. в северной и восточной частях Белого озера, имела цветность 25–30⁰, что, вероятно, более обычно для зимних вод этого водоема.

Солевой состав

Среднегодовое содержание солей, рассчитанное с учетом объема плесов, в целом для водохранилища составляет 123 мг/л. Основные компоненты солевого состава – гидрокарбонаты и кальций. В водохранилище вследствие замедленного водообмена сезонные колебания суммы солей невелики, тогда как в основном притоке – Ковже белозерской – внутригодовые изменения выражены довольно отчетливо, мг/л.

	Зима	Весна	Лето	Осень	Год
Ковжа белозерская	245.4	61.2	125.8	163.4	149.0
Белозерский плес	133.8	103.6	118.5	120.4	119.1
Шекснинский плес	137.7	119.3	126.2	133.5	129.2

Аналогичные данные получены М.Д. Дегтяренко [4] для вегетационного периода 1954–1955 гг. до создания Шекснинского водохранилища.

Максимум минерализации наблюдается зимой при увеличении роли грунтового питания. В конце марта в придонных слоях Ковжи белозерской содержание солей (мг/л) было заметно выше, чем в поверхностных.

	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	HCO_3^{-}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	$\Sigma_{\text{и}}$
Поверхность	40.8	11.8	4.2	1.3	179.9	2.8	4.6	245.4
Дно	48.8	15.9	4.4	2.2	218.0	3.2	9.8	301.3

В этот период, как и в другие сезоны, среди катионов преобладает кальций, среди анионов – гидрокарбонатный ион. В отличие от вод р. Ковжи белозерской для обоих плесов водохранилища характерно более высокое содержание анионов сильных кислот, особенно сульфат-иона (табл. 5). Существенных различий в составе катионов и их соотношении не отмечено.

В период весеннего половодья минерализация воды Ковжи белозерской снижается по сравнению с зимней меженью примерно в 4 раза. Следует отметить, что в устье сумма ионов и их состав (мг/л) почти такие же, как и на расстоянии 55 км выше устья.

	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	HCO_3^{-}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	$\Sigma_{\text{и}}$
Устье	8.0	4.0	1.3	1.2	31.7	2.6	12.4	61.2
55 км выше устья	10.6	3.3	2.3	1.5	32.3	3.4	12.0	65.4

В этот период уменьшение суммы солей в реке происходит в основном за счет снижения концентрации кальция и бикарбонатного иона. В составе катионов наряду с кальцием, но в меньшей степени, снижается содержание магния и натрия. Соответственно относительная роль последних возрастает. На фоне заметного снижения основных компонентов концентрация калия в Ковже белозерской весной не уменьшается. Это, по-видимому, можно объяснить относительно высоким содержанием калия в водах поверхностного стока [7]. Среди анионов резко увеличивается концентрация сульфат-иона. Малая минерализация и относительно высокое содержание сульфатов характерны для поверхностного стока, формирование которого происходит на водосборе с обилием заболоченных и лесных участков [3].

В Белозерском плесе водохранилища влияние вод весеннего половодья в основном проявляется в районе впадения рек. Так, значительное снижение суммы ионов отмечено южнее устья Ковжи. В северо-восточной и центральной частях озера, где в весенний период присутствуют слаботрансформированные зимние воды, снижение минерализации незначительно. В Белом озере также наблюдается увеличение концентрации сульфатов, однако по сравнению с р. Ковжей оно невелико.

Формирование вод верхней части Шекснинского плеса до Сизьменского расширения в основном определяется водными массами, поступающими из Белого озера. В весенний период состав и сумма ионов на этом участке такие же, как и в центре Белого озера. В нижней части Шекснинского плеса, находящегося под влиянием крупных местных притоков, также не происходит заметных изменений, по-видимому, вследствие относительно высокой минерализации этих притоков. Так, в период половодья (май 1977 г.) содержание макрокомпонентов и сумма солей (мг/л) в них составляли:

	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	HCO_3^{-}	Cl^{-}	SO_4^{2-}	$\Sigma_{\text{и}}$
Сизьма, 5-6 км выше устья	28,6	9,0	2,65	1,05	77,5	4,2	36,7	159,7
Ковжа шекснинская, 3-4 км выше устья	20,2	6,4	1,80	0,75	43,3	2,5	34,0	109,0

В отличие от Ковжи белозерской водам этих рек свойственно более высокое содержание щелочноземельных металлов и сульфат-ионов. Это, вероятно, обусловлено относительно высоким содержанием известняков и гипса в почво-грунтах площади водосбора [3].

В Белозерском и Шекснинском плесах соотношение главных компонентов весной такое же, как и в зимнюю межень.

В августе минерализация воды р. Ковжи белозерской увеличилась по сравнению с весенними значениями примерно в 2 раза; повысилось содержание кальция, гидрокарбонатов и сульфатов. В Белом озере в этот период концентрации отдельных ионов и сумма

Т а б л и ц а 5
Солевой состав вод Шекснинского водохранилища

Пункт наблюдений	мг/л										% мг-экв.				
	$\Sigma_{\text{и}}$	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}
З и м а															
Белозерский плес	245,4	40,8	11,8	4,2	1,3	179,9	2,8	4,6	31,6	15,0	2,8	0,6	47,7	1,2	1,6
Устье Ковжи	135,0	22,0	7,1	2,4	1,0	83,6	2,6	16,3	30,2	16,4	2,8	0,6	38,5	3,2	8,3
Южное устья Ковжи															
Восточная часть	129,2	23,2	6,7	2,5	1,0	77,5	4,6	13,7	32,1	14,2	3,0	0,7	37,7	3,9	8,4
(район Белозерска)															
Северная часть	136,7	24,0	8,0	2,6	1,0	83,0	4,0	14,1	30,2	16,4	2,8	0,6	38,5	3,2	8,3
(район Киснемы)	129,1	22,0	7,2	2,4	0,9	77,5	3,8	15,3	30,3	16,2	2,9	0,6	37,4	3,3	9,3
Центральная часть															
Северо-восточная	139,2	24,2	7,8	2,5	1,0	84,8	2,6	16,3	30,5	16,1	2,7	0,7	38,5	2,1	9,4
часть (Липки Бор)															
Шекснинский плес															
Крохино	130,7	23,4	7,2	2,6	1,0	79,9	3,4	13,2	30,9	15,6	2,9	0,7	39,0	2,9	8,1
Горицы	148,4	26,4	7,4	2,5	0,9	86,0	4,0	21,2	32,0	14,8	2,6	0,6	35,9	2,9	11,2
Черная Гряда	134,1	25,4	7,9	2,5	1,0	83,0	3,4	10,9	30,9	15,8	2,6	0,7	40,4	2,9	6,7
Верхний бьеф Шекс-															
нинской ГЭС	137,6	24,6	7,4	2,5	1,0	81,1	3,6	17,4	31,2	15,5	2,6	0,7	37,1	2,8	10,1
В е с н а															
Белозерский плес	61,2	8,0	4,0	1,3	1,2	31,7	2,6	12,4	24,5	20,2	3,4	1,9	34,2	4,7	11,1
Устье Ковжи	77,3	11,6	4,4	1,5	1,3	39,7	2,2	16,6	30,4	16,1	2,8	0,7	39,0	2,0	9,0
Южное устья Ковжи	115,2	18,4	5,6	1,9	0,7	65,3	1,8	21,5	31,1	15,5	2,8	0,6	37,6	1,7	10,7
Центральная часть															
Северо-восточная	118,1	19,4	6,0	1,8	1,0	64,6	2,4	22,9	31,0	15,7	2,5	0,8	34,8	2,3	12,9
часть (Липки Бор)															
Шекснинский плес															
Крохино	118,1	18,8	6,4	1,9	0,8	65,9	2,2	22,1	29,9	16,8	2,6	0,7	36,0	2,1	11,9
Горицы	120,2	19,6	6,3	1,9	1,1	62,2	2,4	26,7	30,4	16,1	2,6	0,9	34,5	2,2	13,3
Сизьменский разлив	115,2	18,4	6,2	1,9	1,0	61,6	2,4	23,7	29,9	16,6	2,6	0,9	34,5	2,3	13,2
Черная Гряда	118,5	19,0	6,2	1,9	1,1	65,6	2,4	22,3	30,3	16,3	2,6	0,8	35,0	2,1	12,9
Верхний бьеф Шекс-															
нинской ГЭС	124,6	20,6	6,6	1,9	1,1	61,6	2,8	30,0	30,7	16,1	2,4	0,8	34,2	2,8	13,0

Л е т о

Белозерский плес	125.8	21.8	6.8	2.2	1.0	65.9	1.8	26.3	30.6	15.8	2.7	0.7	35.9	1.5	12.6
Устье Ковжи	123.9	20.6	6.2	2.1	1.0	65.9	1.8	26.3	31.1	15.3	2.8	0.8	31.3	1.5	17.2
Южнее устья Ковжи															
Северное устья Ковжи	119.5	19.8	6.0	2.0	1.0	64.1	2.0	24.6	31.1	15.4	2.7	0.7	32.4	1.8	15.8
Центральная часть	117.8	19.4	5.7	2.1	1.0	67.1	2.0	20.5	31.2	15.1	2.9	0.8	34.7	1.8	13.5
Северная часть (район Киснемы)															
Северо-восточная часть (Литин Бор)	117.6	19.2	6.0	2.1	1.0	62.2	1.8	25.3	30.7	15.7	2.8	0.8	33.1	1.7	17.1
Шекснинский плес	113.4	18.8	5.6	2.0	1.0	60.4	1.8	23.8	31.1	15.2	2.9	0.8	32.1	1.8	16.1
Крохино	118.1	18.8	6.4	1.9	0.8	65.9	2.2	22.1	30.9	15.4	2.8	0.8	33.3	1.6	15.1
Горицы	147.1	26.8	6.3	2.3	1.0	68.2	1.8	40.7	33.7	13.1	2.5	0.7	27.8	1.5	20.9
Сизьменский разлив	127.5	20.6	6.7	2.0	1.0	70.8	2.6	23.8	30.4	16.2	2.6	0.8	33.7	1.9	14.4
Черная Гряда	117.4	17.6	6.9	2.0	1.1	65.9	2.2	21.7	28.1	18.2	2.8	0.9	33.8	2.0	14.2
Верхний бьеф Шекснинской ГЭС	120.8	20.6	5.5	2.0	1.1	67.1	2.4	22.1	32.3	14.1	2.7	0.8	33.8	2.1	14.1

О с е н ь

Белозерский плес	163.4	25.6	8.8	2.4	0.8	109.8	1.6	14.4	30.1	16.9	2.4	0.5	42.4	1.1	7.1
Устье р. Ковжи															
Южнее устья	117.7	19.2	5.8	2.0	0.9	67.7	1.6	20.5	30.9	15.5	2.8	0.7	35.1	1.4	13.5
р. Ковжи															
Северное устья															
р. Ковжи	124.7	20.2	6.3	2.1	0.9	71.4	1.6	22.2	30.7	15.8	2.8	0.7	34.9	1.3	13.8
Центральная часть	117.5	18.8	6.1	2.0	0.9	67.1	1.6	21.0	30.2	16.1	2.8	0.8	34.7	1.4	13.9
Северная часть	123.6	20.4	6.2	2.0	1.0	69.5	1.6	22.9	31.0	15.2	2.6	0.8	34.4	1.4	14.3
Северо-восточная часть (Литин Бор)	121.0	19.6	6.2	2.0	1.0	70.2	1.6	20.4	30.6	15.9	2.7	0.8	35.5	1.4	13.1
Восточная часть (район Белозерска)	118.0	18.6	6.4	2.0	0.9	67.1	1.6	21.4	29.4	17.2	2.7	0.7	34.0	1.4	13.1
Шекснинский плес															
Крохино	125.6	20.6	6.2	2.2	1.0	72.0	1.6	22.0	31.0	15.3	2.9	0.8	34.4	1.4	13.8
Горицы	156.3	28.4	6.9	2.3	1.0	73.2	1.6	42.9	33.6	13.5	2.4	0.6	28.2	1.1	20.8
Сизьменский разлив	129.7	23.0	5.6	2.1	1.0	68.3	1.8	27.9	33.0	13.6	2.6	0.8	32.0	1.4	16.6
Черная Гряда	129.9	23.0	5.6	2.1	1.1	68.3	1.8	28.0	33.3	13.3	2.6	0.8	31.9	1.5	16.6
Верхний бьеф															
Шекснинской ГЭС	126.0	21.6	5.8	2.1	1.1	66.5	2.0	26.9	32.1	14.3	2.7	0.8	31.9	1.6	16.4

солей по всей акватории выравниваются и близки к содержанию их в г. Ковже. Шекснинский плес по минеральному составу воды практически не отличается от Белого озера. Исключение составляет район с. Горицы, где сумма ионов оказалась значительно выше, чем на других участках речного плеса. Минерализация возрастает в основном за счет кальция и сульфат-иона (табл. 5). В этом пункте М.Г. Ершовой [6] также были отмечены максимальные величины электропроводности. Влияние подтока меженных вод повышенной минерализации носит локальный характер — к Сизьменскому расширению электропроводность снижалась почти в 4 раза.

В октябре, несмотря на заметное увеличение суммы ионов в р. Ковже белозерской, содержание солей и соотношение ионов в Белом озере соответствовали летним значениям. В Шекснинском плесе по всей акватории наблюдалось небольшое повышение минерализации, максимальная ее величина отмечена в районе с. Горицы (табл. 5).

Таким образом, вследствие замедленного водообмена в Шекснинском водохранилище отчетливо проявляются буферные свойства — малая амплитуда сезонных колебаний суммы солей и компонентного состава. Низкая минерализация свойственна водохранилищу в течение всего года.

Биогенные элементы

Для Шекснинского водохранилища характерно низкое содержание общего азота и несвойственное водоемам лесной зоны большое количество общего фосфора.

В Белом озере существенным источником поступления общего фосфора служат донные отложения. Обогащению озерной воды взвесью способствует частое ветровое перемешивание водных масс, при котором происходит взмучивание иловых отложений, особенно их тонкодисперсной части, более богатой фосфором. При этом концентрация Р общего может достигать 100–120 мкг/л. Однако, несмотря на резкое увеличение общего фосфора, содержание растворенных фосфатов остается на низком уровне:

Дата	Взвесь, мг/л	Р _{общ} (нефильтрованная вода)	РО ₄	РО ₄
			мкг Р/л	(фильтрованная вода)
19 V 1976	34.5	96	17	11
19 V 1977	37.3	118	21	6
13 VIII 1977	20.0	77	37	10
16 V 1977	5.3	37	8	6
17 V 1977	6.7	36	7	5

Значительное количество взвешенного фосфора поступает также с водами рек Ковжи и Кемы, составляющих более 70% притока в

озеро. Р. Ковжа, являющаяся частью Волго-Балтийского водного пути, вследствие напряженного режима эксплуатации отличается высокой мутностью вод.

Таким образом, содержание и распределение общего фосфора в Белом озере в основном определяются гидродинамической активностью водных масс.

Весной 1976 г. в период наблюдений наиболее высокие концентрации Р общего обнаружены в районе Ковжи и в южной части озера, воды которых отличались высоким содержанием взвешенных веществ и повышенной цветностью. К центру величины перечисленных показателей несколько снижались, в восточной части их значения были минимальны (табл. 6). В распределении общего азота по акватории отмечена такая же тенденция, однако колебания в его содержании незначительны (табл. 6). Обращают на себя внимание низкие концентрации минеральных форм азота во всем водоеме. Весной 1977 г. наблюдения проводились в тихую безветренную погоду; соответственно концентрации общего фосфора были низкими и почти одинаковыми по всему озеру. Исключение составляло устье Ковжи, что характерно для этого района во все сезоны (табл. 6-9).

В верхней части Шекснинского плеса (до Сизьменского расширения) содержание биогенных элементов определяется характером вод, поступающих из Белого озера. Весной 1976 г. в этой части плеса присутствовали воды с высоким содержанием взвешенных веществ и общего фосфора, в 1977 г. величины этих показателей были в 2-3 раза меньше. На химический состав нижней части Шекснинского плеса значительное влияние оказывают местные притоки. Воды этого плеса характеризуются более высоким содержанием азота, в том числе нитратного (табл. 6).

В летне-осенний период распределение фосфора в Белом озере также в основном обусловлено гидродинамическим фактором. Летом 1976 г. в период наблюдений количество взвешенных веществ было невелико - 4.4-11.5 мг/л, но даже при таких небольших колебаниях проявлялась зависимость концентраций фосфора от количества взвесей.

Взвесь, мг/л	11.5	9.9	8.9	6.2	5.8	5.5	5.5	4.4
Р _{общ} , мкг/л	57	57	54	53	49	44	43	45

При сильном ветровом перемешивании летом 1977 г. максимум взвесей составил 43 мг/л, общего фосфора - 114 мкг/л. В осенний период содержание взвесей достигало 90 мг/л, Р общего - 250-300 мкг/л. На распределение общего азота содержание взвешенных веществ не оказывает заметного влияния. Концентрации его довольно однородны по всему озеру (табл. 7-8).

Количество общего фосфора и азота в цветных паводочных водах, присутствовавших в Шекснинском плесе в летне-осенний период 1976 г., было несколько выше, чем в 1977 г., когда плес был

Содержание бьюгенных элементов в Шекснинском водохранилище весной 1976-1977 гг.

Пункт наблюдений	Цвет- ность, град.	Взвесь, P _{общ} , мг/л		P _{общ} , R _{мин} мкг/л		N _{общ}	NO ₃	N _{общ}	P _{общ} , мкг/л	R _{мин}	N _{общ}	NO ₂	NH ₄	Fe	Si				
			мг/л	R _{общ}	R _{мин}											мкг/л	мг	мг	N/л
Белоозерский плес																			
М а й 1976 г.																			
Устье Ковжи	150	25.0	72	29	0.62	0.030	-	-	-	-	0.60	0.00	0.003	0.08	0.29	3.20			
Южнее Ковжи	170	34.5	96	17	0.54	0.020	-	-	-	-	0.48	0.01	0.001	0.05	0.20	2.40			
Южная часть	110	21.5	76	29	0.58	0.006	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
К центру от Ковжи	65	12.0	52	16	0.59	0.058	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Центральная часть	65	9.5	47	21	0.50	0.021	52	4.4	36	14	0.35	0.00	0.000	0.04	0.24	0.82			
Северо-западная часть	55	7.0	36	9	0.44	0.004	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Северная часть (район Киснемы)	30	3.3	34	9	0.49	0.050	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Северо-восточная часть (Липня Бор)	25	4.0	27	5	0.39	0.008	55	5.3	37	8	0.47	0.00	0.001	0.04	0.10	1.46			
Восточная часть	30	7.4	32	8	0.44	0.010	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
Шекснинский плес																			
Крохило	45	17.5	74	12	0.52	0.03	50	4.9	35	4	0.53	0.03	0.001	0.13	0.09	1.34			
Горицы	55	29.0	110	30	0.51	0.03	55	9.8	46	9	0.54	0.03	0.002	0.05	0.15	1.12			
Сизьменское рас- ширение	60	10.2	44	14	0.65	0.13	65	6.0	43	8	0.58	0.02	0.002	0.09	0.12	1.08			
Черная Гряда	70	7.5	42	13	0.76	0.28	80	5.5	53	5	0.74	0.10	0.002	0.09	0.12	1.40			
Верхний бьеф Шекс- нинский ГЭС	60	7.0	45	17	0.87	0.35	75	5.6	57	4	0.82	0.15	0.003	0.09	0.15	1.70			
Нижний бьеф Шекс- нинский ГЭС	65	18.0	69	19	0.99	0.42	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-			

Т а б л и ц а 7

Содержание биогенных элементов в Шекснинском водохранилище летом 1976-1977 г.

Пункт наблюдений	Цвет- ность, град.	Взвесь, мг/л	Р _{общ} , мкг/л	И ю л ь 1976 г.		И ю л ь - а в г у с т 1977 г.										мг N/л		мг/л	
				N _{общ}	N ₀₃	Цвет- ность, град.	Взвесь, мг/л	Р _{общ}	Р _{мин}	N _{общ}	N ₀₃	NO ₂	NH ₄	Fe	Si				
																мг N/л			
Белозерский плес																			
Устье Ковжи	240	51.0	157	-	0.20	100	44.0	149	32	0.45	0.00	0.000	0.01	0.35	1.96				
Южнее Ковжи	110	8.9	54	0.69	0.004	65	43.5	114	39	0.55	0.00	0.000	0.00	0.26	3.30				
Южная часть	50	4.4	45	0.76	0.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
К центру от Ковжи	65	5.5	44	0.60	0.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Центральная часть	55	5.5	43	0.53	0.00	60	17.7	77	37	0.40	0.01	0.001	0.05	0.10	1.66				
Северо-западная часть	100	5.8	49	0.64	0.00	70	-	-	-	0.55	0.02	0.001	-	-	-				
Северная часть (район Киснемы)	50	6.2	53	0.53	0.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Северо-восточная часть (Липин Бор)	70	11.5	57	-	0.01	50	4.0	55	10	0.45	0.05	0.001	0.00	0.06	1.74				
Восточная часть	65	9.9	57	0.42	0.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				
Шекснинский плес																			
Крохино	80	13.1	77	0.76	0.00	55	8.7	42	23	0.46	0.00	0.001	0.05	0.10	1.44				
Горицы	100	17.3	87	0.60	0.00	58	6.4	57	25	0.68	0.00	0.007	0.05	0.12	0.92				
Сизьменское расширение	90	6.9	49	0.61	0.02	65	4.6	48	7	0.61	0.00	0.001	0.04	0.10	0.46				
Черная Гряда	90	8.7	54	0.68	0.03	65	4.9	40	9	0.51	0.00	0.002	0.03	0.09	0.70				
Верхний бьеф Шекснинской ГЭС:																			
поверхность	90	8.7	46	-	0.03	68	4.4	34	10	0.49	0.01	0.001	0.00	0.09	0.84				
дно	-	-	-	-	-	65(дно)	6.0	74	34	0.64	0.03	0.004	0.10	0.21	1.16				
Нижний бьеф Шекснинской ГЭС	90	8.0	51	0.76	0.06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-				

Т а б л и ц а 8

Содержание биогенных элементов в Шекснинском водохранилище осенью 1976-1977 гг.

Пункт наблюдений	Цвет- ность, град.	Взвесь, мг/л	Р _{общ} , мкг/л	N _{общ}		N ₂ O ₃	Цвет- ность, град.	Взвесь, мг/л	Р _{общ}		Р _{мин}	N _{общ}	Fe	Si
				мг	N/л				мкг/л					
О к т я б р ь 1976 г.														
Белозерский плес														
Устье Ковжи	140	88.3	265	0.85	0.20	80	27.5	68	15	0.32	0.23	1.74		
Южнее Ковжи	90	20.4	90	0.52	0.001	45	9.8	50	15	0.38	0.08	0.54		
Южная часть	105	15.3	69	0.53	0.002	50	34.6	94	24	0.34	0.34	0.46		
К центру от Ковжи	105	17.1	72	0.52	0.040	-	-	-	-	-	-	-		
Центральная часть	110	8.9	64	0.46	0.010	45	13.7	58	21	0.30	0.14	0.70		
Северо-западная часть	110	17.1	76	0.46	0.010	45	7.8	39	16	0.33	0.01	0.46		
Северная часть														
(район Киснемы)	115	10.6	55	0.52	0.002	45	42.6	153	32	0.36	0.38	0.70		
Северо-восточная часть														
(Липня Бор)	95	89.6	316	0.66	0.004	45	39.0	106	16	0.61	0.25	0.10		
Восточная часть	58	8.9	66	0.68	0.002	45	21.3	87	16	0.47	0.20	0.60		
Район Белозерска	-	-	-	-	-	55	22.2	100	20	0.50	0.19	0.30		
Шекснинский плес														
Крохино	105	35.0	128	0.60	0.002	50	-	46	19	0.55	0.12	0.24		
Горицы	100	15.1	58	0.60	0.000	50	16.4	64	13	0.52	0.26	0.50		
Сизьменское расширение														
Черная Гряда	100	5.5	44	0.54	0.000	50	6.2	42	14	0.65	0.09	0.80		
Верхний быф Шекснин-	100	4.0	51	0.50	0.001	50	4.4	44	23	0.62	0.08	0.70		
ской ГЭС	100	6.7	67	0.97	0.110	50	4.4	40	23	0.67	0.08	1.00		
Нижний быф Шекснин-														
ской ГЭС	100	14.2	78	0.69	0.140	-	-	-	-	-	-	-		

Т а б л и ц а 9

Содержание биогенных элементов в Шекснинском водохранилище в марте 1977 г.

Пункт наблюдений	Цвет- ность, град.	Взвесь, мг/л	Р		Р _{мин}	N			Fe	Si
			общ	л		общ	NO ₃	NH ₄		
			мкг/л			мг	мг/л			мг/л
Белозерский плес										
Устье Ковжи	90	8.0	64		39	0.69	0.15	0.26	0.02	3.65
Южнее Ковжи	70	0.8	22		3	0.44	-	0.10	0.06	0.50
Центральная часть	60	0.9	22		3	0.39	0.01	0.11	0.05	0.46
Северная часть	75	1.2	15		6	0.39	-	0.13	0.06	0.76
Восточная часть	60	1.8	15		3	0.35	-	0.10	0.04	0.60
Район Белозерска	65	0.7	17		2	0.46	-	0.13	0.05	0.56
Шекснинский плес										
Крохино	60	1.8	24		5	0.47	0.01	0.41	0.10	1.45
Горишы	65	2.7	35		9	0.40	0.01	0.04	0.14	1.45
Черная Гряда	60	2.3	34		19	0.47	0.05	0.10	0.15	1.45
Верхний бьеф Шекснин- ской ГЭС;										
поверхность	65	1.9	21		11	0.50	0.05	0.04	0.14	1.45
дно	65	1.8	30		11	0.55	0.05	0.41	0.10	1.45

Т а б л и ц а 4

Характеристики течения в Рыбинском водохранилище в августе

Горизонт, м	Средняя скорость, см/с	Диапазон изменения скорости течения, см/с	Диапазон изменения направления течения, град.	Разброс по направлению течения, град.
0	10,6	5,4-43,5	94-166	72
1	4,1	0,1-10,1	15-319	304
2	2,3	0,2-5,1	225-201	336
3	3,0	0,2-5,9	151-36	245
4	3,6	0,8-6,1	266-346	80
5	3,7	0,6-5,2	284-336	52
6	2,3	1,2-3,0	287-331	44

Т а б л и ц а 5

Характеристики течения в Рыбинском водохранилище в октябре

Горизонт, м	Средняя скорость, см/с	Диапазон изменения скорости течения, см/с	Диапазон изменения направления течения, град.	Разброс по направлению течения, град.
0	14,0	4,2-40,0	40-148	108
1	4,4	0,3-13,1	284-214	290
2	2,5	0,5-9,0	223-218	355
3	3,5	0,3-8,0	126-295	169
4	3,5	0,4-7,7	230-278	48
5	3,3	0,5-5,5	228-274	46
6	0,7	0,3-1,1	231-269	38

меры их в пространстве и величины расходов в направлении интегрального переноса практически не меняются на протяжении всех 3 месяцев. Сохраняется и двухслойная структура течения по вертикали со сменой направления в слое 2-3 м (табл. 4).

Схема интегральной циркуляции вод в водохранилище в октябре (рис. 2, е) имеет много общего с наблюдаемой в июле. Некоторое отличие октябрьской циркуляции от таковой в июне заключается лишь в ослаблении мощности волжского потока, что связано с уменьшением притока. Последний не в состоянии перекрыть путь моложским водам к приплотинному участку, и значительный объем их сбрасывается из водохранилища. Усиление ветра в октябре приводит также к увеличению средних скоростей течения на различных горизонтах (табл. 5). Более высокие скорости течения в поверхностном слое (0-2 м) приводят к образованию более мощного

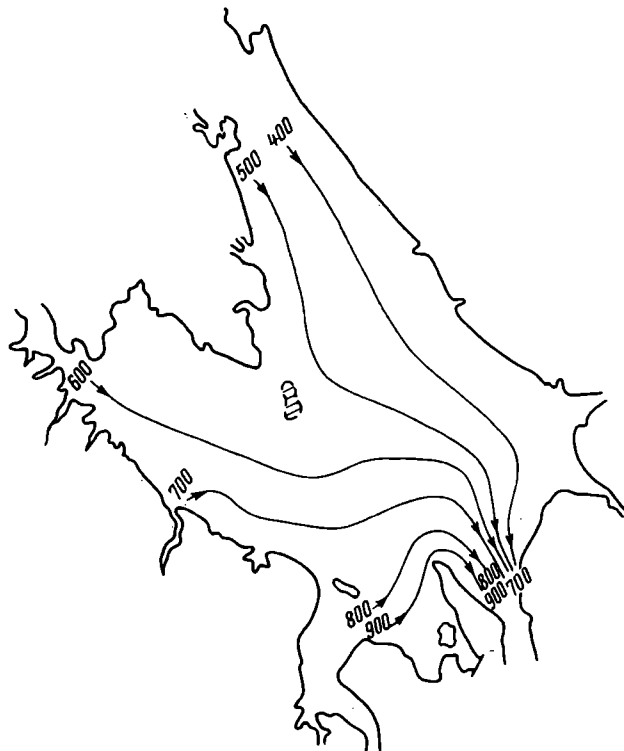


Рис. 3. Схема интегральной циркуляции вод ($\text{м}^3/\text{с}$) (среднее для февраля 1948–1976 гг.).

компенсационного течения, верхняя граница которого в октябре расположена выше, чем в июне.

Таким образом, горизонтальная циркуляция вод в Рыбинском водохранилище представлена рядом циркуляционных зон, положение которых в вегетационный период довольно устойчиво, хотя в отдельные месяцы имеет некоторые отличия. Характерная особенность горизонтальной циркуляции – наличие двухслойного течения. Изменение вектора направления течения на противоположное происходит в слое 1–3 м. Этот слой отличается наибольшей изменчивостью скоростей и направления течения.

Оценка роли отдельных факторов, определяющих динамику вод водохранилища, показала, что основной причиной возникновения циркуляционных зон под воздействием ветра и их устойчивости являются морфометрические особенности водоема. Как было показано ранее [4], при ветрах любых направлений в расчетах с реальным рельефом дна прослеживались циркуляционные зоны с расходами, пропорциональными скорости ветра. При расчетах со сглаженным рельефом (глубина во всех точках сеточной области задавалась постоянной, равной средней глубине водохранилища) интегральная циркуляция в водоеме отсутствовала.

заполнен вытесненной из Белого озера водной массой с малыми мутностью и цветностью. Концентрации нитратного и аммонийного азота в водохранилище как в 1976, так и 1977 гг. измерялись сотыми долями миллиграмма в литре. Крайняя бедность минеральными формами азота отличает этот водоем от других водохранилищ бассейна Верхней Волги.

В зимних водах Шекснинского водохранилища содержание азота и фосфора минимально (табл. 9). Незначительное увеличение минеральных форм происходит за счет снижения органического азота.

Водоемы Северо-Двинской системы

Исследования проводились на участке Северо-Двинской системы от р. Шексны до оз. Кубенского. Пробы отбирались на озерах Сиверском, Зауломском, Кишемском, Благовещенском и в р. Порозовице (ниже 6-го шлюза).

Реки и каналы Северо-Двинской системы отличаются повышенным содержанием взвешенных веществ и естественно низкой прозрачностью. Так, в р. Порозовице в период наблюдений прозрачность колебалась от 15 до 40 см, содержание взвешенных веществ — от 28 до 195 мг/л. В озерах мутность значительно ниже, максимальная прозрачность наблюдается в наиболее глубоководных озерах — Сиверском и Зауломском (табл. 10).

Для большинства водоемов Северо-Двинской системы характерно высокое содержание аллохтонного органического вещества. Его количество максимально в р. Порозовице. По направлению к Шекснинскому водохранилищу содержание органических веществ постепенно снижается, о чем свидетельствуют данные по цветности и перманганатной окисляемости. В течение всего года эти показатели минимальны в наиболее крупном водоеме системы — оз. Сиверском.

Судя по величине БПК₅, в вегетационный период в исследуемых водоемах легкоусвояемое органическое вещество содержится в большем количестве, чем в Шекснинском водохранилище (табл. 10). Несмотря на более низкие цветность и перманганатную окисляемость, величины БПК в оз. Сиверском такие же, как и в других водоемах системы. При этом ход изменения скорости окисления органического вещества одинаков во все сезоны и имеет 2 характерных минимума — на 2-е и 5-е сутки (рис. 4), что, по-видимому, обусловлено преобладанием органического вещества, продуцируемого в водоеме. В Кишемском же озере скорость потребления кислорода на 5-е сутки резко возрастала, что наблюдается на некоторых станциях Шекснинского водохранилища и, очевидно, связано с присутствием аллохтонного органического вещества (рис. 5).

Насыщенность воды кислородом в водоемах Северо-Двинской системы в соответствии с содержанием органического вещества минимальна в р. Порозовице и увеличивается по направлению к

Т а б л и ц а 10

Газовый состав и показатели содержания органического вещества в водоемах Северо-Двинской системы в 1977 г.

Водоем	Глубина, м	Температура воды, °С	Прозрачность, см	Взвесь, мг/л	pH	O ₂		CO ₂ , мг/л	Цветность, град.	ПО		БПК ₅ при 20°, мг O/л
						мг/л	% насыщения			мг O/л		
										ПО	БО	
М а й												
Оз. Кубенское	3.9	15.0	105	10.2	7.50	8.91	86	5.3	75	17.7	42.7	2.27
Р. Пороховая	4.8	14.5	40	28.0	7.03	7.99	77	15.9	140	37.0	57.6	1.93
Оз. Благовещенское	2.0	13.6	75	13.3	7.40	8.51	80	6.5	80	20.6	42.1	2.36
Оз. Кишменское	4.0	14.2	80	18.6	7.60	8.66	83	4.4	75	18.9	42.2	2.95
Оз. Зауломское	9.0	13.9	170	7.1	7.60	9.28	88	5.0	60	14.1	41.5	2.55
Оз. Сиверское:												
1 м	27.0	9.6	210	4.4	8.03	10.35	90	2.8	30	11.4	-	2.27
26 м		7.4	-	2.7	7.55	7.74	64	8.4	30	11.4	22.2	-
И ю л ь - а в г у с т												
Оз. Кубенское	2.2	23.8	60	11.5	8.05	6.85	78	1.3	80	20.0	39.6	2.15
Р. Пороховая	3.0	24.4	20	78.1	7.80	5.84	67	2.5	85	20.8	53.8	1.68
Оз. Благовещенское	2.0	25.0	80	11.5	7.75	6.45	75	2.7	73	17.6	39.4	2.83
Оз. Кишменское	4.0	25.4	80	13.5	7.65	6.45	75	3.3	70	18.4	45.0	2.15
Оз. Зауломское	9.0	24.9	130	7.5	8.45	9.18	106	0.0	53	14.4	29.9	2.32
Оз. Сиверское:												
1 м	18.0	23.7	215	3.6	8.47	9.28	105	0.0	30	9.1	26.9	2.00
5 м		19.7	-	-	7.30	2.46	26	-	-	8.2	30.2	-
17 м		9.6	-	1.6	7.08	0.12	1	25.2	27	7.8	24.2	0.45
О к т я б р ь												
Оз. Зауломское	-	-	-	17.7	-	-	-	-	40	14.8	30.6	1.96
Оз. Сиверское	23.0	-	-	2.5	7.80	-	-	2.4	30	7.9	-	0.56
М а р т												
Оз. Благовещенское	1.5	0.0	-	4.0	7.30	-	-	-	45	13.2	-	-
Оз. Кишменское	4.0	2.0	-	3.9	7.10	-	-	-	75	17.6	-	-
Оз. Зауломское:												
1 м	6.5	1.7	-	0.9	7.30	-	-	-	50	13.4	-	-
5.5 м				2.8	7.10	-	-	-	50	14.2	-	-
Оз. Сиверское:												
1 м	20.0	1.0	-	0.9	7.45	-	-	-	30	7.8	-	-
19 м		-	-	1.9	7.20	-	-	-	30	8.2	-	-

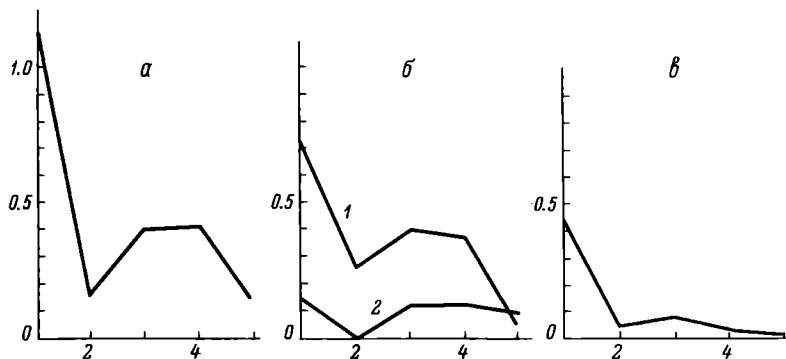


Рис. 4. Изменение скорости окисления органического вещества воды оз. Сиверского в 1977 г.

а - весна, б - лето, в - осень. 1 - поверхностный горизонт, 2 - придонный горизонт. Обозначения те же, что на рис. 1*

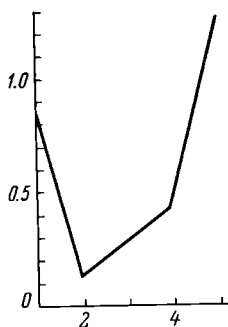


Рис. 5. Изменение скорости окисления органического вещества воды оз. Кишемского летом 1977 г.

Обозначения те же, что на рис. 1.

Шекснинскому водохранилищу. Такая же тенденция наблюдается и в изменении величины рН (табл. 10). В Зауломском и Сиверском озерах летом отмечалось перенасыщение воды кислородом в поверхностных слоях, тогда как в придонных горизонтах содержание O_2 сни-

жалось до десятых долей миллиграмма на литр.

По солевому составу обследованные водоемы системы почти не различаются между собой и приближаются к Шекснинскому водохранилищу. Им свойственно преобладание гидрокарбонатов кальция и несколько повышенное (до 40 мг/л) содержание сульфатов. Степень минерализации воды в озерах различна (табл. 11). Максимальная концентрация солей характерна для глубоководного оз. Сиверского. Как в этом озере, так и в менее минерализованном Зауломском колебания суммы ионов по сезонам незначительны. Наиболее отчетливо сезонная динамика выражена в оз. Кишемском и мелководном Благовещенском. Весенний минимум обусловлен в основном снижением содержания бикарбонатов и кальция; другие ионы снижаются в меньшей степени. Концентрация сульфатов в течение года почти не изменяется, что свидетельствует о заметном содержании сульфат-иона в водах поверхностного стока.

Т а б л и ц а 11

Солевой состав водоемов Северо-Двинской системы в 1977 г.

Водоем	Σ и					мг/л					% мг-экв.				
	Σ и	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}
Зима															
Оз. Благоевское	246.9	42.4	11.1	5.2		1.95	163.3	6.8	14.1	32.1	13.8	3.4	0.7	42.4	3.0
Оз. Кишское	242.8	42.0	8.5	5.0		2.9	154.3	6.2	23.9	34.0	11.3	3.5	1.2	42.3	2.9
Оз. Заульское	157.0	27.6	6.7	4.5		1.6	92.7	4.0	19.9	31.9	12.7	4.5	0.9	41.3	3.0
Оз. Сиверское	223.0	41.6	8.5	5.8		3.1	131.8	6.8	25.4	33.4	11.3	4.0	1.3	37.5	3.3
Весна															
Р. Пороховля	126.5	22.6	7.9	1.9		1.3	72.0	3.4	17.4	29.8	17.1	2.2	0.9	36.0	2.9
Оз. Благоевское	115.3	18.2	5.8	1.8		1.5	68.9	2.8	16.3	30.2	15.9	2.6	1.3	39.4	2.7
Оз. Кишское	182.5	21.6	6.1	2.4		2.6	73.8	3.8	22.2	31.4	13.4	3.0	2.2	37.7	3.3
Оз. Заульское	145.0	24.6	5.6	3.2		1.9	83.6	4.2	21.9	32.9	12.2	3.7	1.2	36.8	3.2
Оз. Сиверское	209.0	35.0	7.9	5.1		2.9	126.3	6.0	25.8	32.5	12.1	4.1	1.3	36.5	3.0
Лето															
Р. Пороховля	215.0	36.2	9.5	3.3		3.1	136.6	3.7	22.6	32.7	14.1	2.5	0.6	39.8	1.8
Оз. Благоевское	152.6	25.6	6.4	2.4		1.4	104.9	2.6	9.3	32.8	13.6	2.7	0.9	43.3	1.8
Оз. Кишское	141.1	24.4	5.8	2.2		1.4	86.6	3.0	17.7	33.3	13.2	2.6	0.9	37.9	2.5
Оз. Заульское	149.0	25.2	6.0	3.2		1.7	89.1	3.8	20.0	32.6	12.7	3.4	1.1	36.8	2.7
Оз. Сиверское	205.3	34.8	7.5	5.0		2.8	121.4	6.0	27.8	32.8	11.7	4.1	1.4	37.5	2.0
Осень															
Оз. Заульское	178.8	30.8	7.1	3.2		1.5	109.8	3.6	22.8	33.5	12.6	3.0	0.9	33.4	1.4
Оз. Сиверское	212.2	36.0	8.3	5.1		3.1	114.7	5.4	39.6	34.2	12.6	1.7	1.5	37.5	3.0

Т а б л и ц а 12

Содержание биогенных элементов в водоемах Северо-Двинской системы в 1976-1977 гг.

Водоем	Цвет- ность, град.		Взвесь, мг/л		Р общ		Р мин		N _{общ}		N ₀₃		Цвет- ность, град.		Взвесь, мг/л		Р общ		Р мин		N _{общ}		N ₀₃		N ₀₂		NH ₄		Fe		Si																																
	мг/л		мг/л		мг/л		мг		мг		мг/л		мг/л		мг/л		мг/л		мг		мг		мг		мг		мг		мг/л		мг/л																																
М а й																																																															
1976 г.																																	1977 г.																														
Оз. Кубенское	70	5.3	38	9	1.57	0.49	75	10.2	54	13	0.86	0.20	0.003	0.10	0.12	2.0	Оз. Кубенское	70	5.3	38	9	1.57	0.49	75	10.2	54	13	0.86	0.20	0.003	0.10	0.12	2.0																														
Р. Пороховица	140	32.0	87	26	0.97	0.05	140	28.0	92	27	0.76	0.01	0.003	0.10	0.38	1.8	Р. Пороховица	140	32.0	87	26	0.97	0.05	140	28.0	92	27	0.76	0.01	0.003	0.10	0.38	1.8																														
Оз. Благовещенское	90	12.3	50	17	1.06	0.02	80	13.3	62	12	0.54	0.00	0.002	0.05	0.24	1.7	Оз. Благовещенское	90	12.3	50	17	1.06	0.02	80	13.3	62	12	0.54	0.00	0.002	0.05	0.24	1.7																														
Оз. Кишемское	70	16.1	57	22	0.78	0.06	75	18.6	68	12	0.60	0.00	0.001	0.05	0.11	0.6	Оз. Кишемское	70	16.1	57	22	0.78	0.06	75	18.6	68	12	0.60	0.00	0.001	0.05	0.11	0.6																														
Оз. Зауломское	60	7.5	41	13	0.75	0.24	40	7.1	32	6	0.47	0.00	0.000	0.05	0.06	1.1	Оз. Зауломское	60	7.5	41	13	0.75	0.24	40	7.1	32	6	0.47	0.00	0.000	0.05	0.06	1.1																														
Оз. Сиверское:																	Оз. Сиверское:																																														
поверхность	40	9.9	62	11	0.61	0.13	30	4.4	52	5	0.80	0.15	0.004	0.08	0.04	0.8	поверхность	40	9.9	62	11	0.61	0.13	30	4.4	52	5	0.80	0.15	0.004	0.08	0.04	0.8																														
дно	40	7.2	62	22	0.72	0.17	30	2.7	36	9	0.64	0.04	0.002	0.10	0.03	1.3	дно	40	7.2	62	22	0.72	0.17	30	2.7	36	9	0.64	0.04	0.002	0.10	0.03	1.3																														
И ю л ь - а в г у с т																																																															
Оз. Кубенское	-	7.1	58	-	1.03	0.09	80	11.5	64	8	0.86	0.00	0.002	0.02	0.09	1.36	Оз. Кубенское	-	7.1	58	-	1.03	0.09	80	11.5	64	8	0.86	0.00	0.002	0.02	0.09	1.36																														
Р. Пороховица	240	28.8	88	-	1.32	0.05	85	78.1	195	42	0.91	0.00	0.005	0.07	0.18	0.24	Р. Пороховица	240	28.8	88	-	1.32	0.05	85	78.1	195	42	0.91	0.00	0.005	0.07	0.18	0.24																														
Оз. Благовещенское	160	8.9	62	-	1.27	0.00	73	11.5	67	10	1.08	0.00	0.002	0.08	0.10	1.30	Оз. Благовещенское	160	8.9	62	-	1.27	0.00	73	11.5	67	10	1.08	0.00	0.002	0.08	0.10	1.30																														
Оз. Кишемское	120	13.3	62	-	1.63	0.00	70	13.5	56	6	0.91	0.00	0.002	0.02	0.09	1.16	Оз. Кишемское	120	13.3	62	-	1.63	0.00	70	13.5	56	6	0.91	0.00	0.002	0.02	0.09	1.16																														
Оз. Зауломское	65	5.3	52	-	-	0.00	53	7.5	47	7	0.67	0.00	0.000	0.02	0.04	1.00	Оз. Зауломское	65	5.3	52	-	-	0.00	53	7.5	47	7	0.67	0.00	0.000	0.02	0.04	1.00																														
Оз. Сиверское:																	Оз. Сиверское:																																														
поверхность	30	4.1	61	-	0.85	0.004	30	0.6	66	4	0.97	0.00	0.001	0.07	0.02	0.46	поверхность	30	4.1	61	-	0.85	0.004	30	0.6	66	4	0.97	0.00	0.001	0.07	0.02	0.46																														
0.5 Н	-	5.3	57	-	-	0.00	-	-	33	3	0.55	0.01	0.001	0.07	0.03	0.84	0.5 Н	-	5.3	57	-	-	0.00	-	33	3	0.55	0.01	0.001	0.07	0.03	0.84																															
дно	-	16.1	116	-	-	0.12	27	1.6	80	47	0.87	0.18	0.034	0.16	0.06	2.34	дно	-	16.1	116	-	-	0.12	27	1.6	80	47	0.87	0.18	0.034	0.16	0.06	2.34																														

[illegible][illegible]

Высокая мутность р. Порозовицы в навигационный период обеспечивает значительное содержание в ней общего фосфора. В остальных водоемах в зависимости от интенсивности перемешивания вод и взмучивания донных отложений концентрация общего фосфора в весенне-летний период колебалась в пределах 32–68 мкг Р/л, достигая осенью более высоких величин (табл. 12). Содержание реактивных фосфатов не превышало 22 мкг Р/л. Концентрация общего азота в этих водоемах немного выше, чем в Шекснинском водохранилище; весной – от 0.47 до 1.06 мг/л, летом – от 0.67 до 1.6 мг/л. Увеличение содержания общего N в летний период при крайней бедности минеральными формами, по-видимому, обусловлено процессом азотфиксации. Зимой, по немногочисленным наблюдениям, придонные слои некоторых озер обогащаются соединениями фосфора и азота за счет выделения из донных отложений (табл. 12).

Для оценки степени трофии Шекснинского водохранилища предпринята попытка определить нагрузку фосфора и азота на водоем. В расчетах использованы материалы наших наблюдений и литературные данные [9] о содержании этих элементов в притоках водохранилища и атмосферных осадках. Расчеты показали, что с речным стоком и осадками за год поступает 387 т фосфора и 3.07 тыс. т азота, или 0.23 г Р и 1.84 г N на 1 м² акватории водоема. При такой нагрузке Шекснинское водохранилище, согласно номограмме Волленвейдера [14], следует отнести к мезотрофным водоемам. Однако имеются данные о достаточно высокой рыбопродуктивности Шекснинского водохранилища [8].

Проведенные нами определения концентраций общего фосфора в разные сезоны позволяют рассчитать годовую нагрузку этого элемента на водохранилище другим путем, применив уравнение Диллона в модификации Островского [15].

$$J = \frac{P \cdot Q}{1 - R}, \quad (1)$$

где J – нагрузка, т, Р – средневзвешенная годовая концентрация фосфора, мкг/л, Q – объем водного стока через ГЭС, км³/год, R – коэффициент задержки, соответствующий аккумуляции элемента в водоеме. Для фосфора его можно рассчитать по эмпирической формуле на основе данных об объеме стока и площади водохранилища [15]. Для Шекснинского водохранилища коэффициент аккумуляции фосфора равен 0.73; годовая нагрузка фосфора, рассчитанная по уравнению (1), составит: $\frac{61 \cdot 4.36}{1 - 0.73} = 985$ т, или 0.59 г/м².

В соответствии с такой нагрузкой водохранилище следовало бы отнести к водоемам евтрофного типа. Однако данные по содержанию азота и низкое соотношение N : Р (в среднем 8–9) не позволяют сделать такой вывод. По литературным данным, при отноше-

Т а б л и ц а 13

Содержание фосфора в донных отложениях
Шекснинского водохранилища

Место отбора проб	Р валовый, % от сухого веса	Р, извлекаемый 0.2 н. HCl	
		% от сухого веса	% от Р валового
Белозерский плес			
Южнее Ковжи	0.067	0.0114	17.0
Центральная часть	0.068	0.0125	18.4
Северо-восточная часть	0.063	0.0111	17.6
Шекснинский плес			
Верхний бьеф	0.140	0.0015	1.1
Сизьменское расширение	0.130	0.0015	1.1
Оз. Сиверское	0.250	0.0006	0.2
Оз. Зауломское	0.100	0.0020	2.0

нии $N:P$ менее 12 корреляционная связь между концентрацией фосфора и содержанием хлорофилла нарушается [12]. Кроме того, нагрузка, рассчитанная по концентрациям в водоеме, вероятно, несколько завышена, поскольку при определении аккумуляции не учитывается высокая гидродинамическая активность водных масс, препятствующая осаждению взвесей. Тем не менее значительное превышение общей нагрузки над внешним поступлением фосфора свидетельствует о наличии мощного внутриводоемного источника этого элемента.

Частое взмучивание донных отложений Белого озера и тесная связь между содержанием общего фосфора и количеством взвеси позволяют отнести к такому источнику донные отложения. В связи с этим остро встает вопрос о доступности для планктонных организмов различных фракций фосфора.

По-видимому, при взмучивании верхнего слоя ила заметная часть содержавшегося в нем фосфора переходит в раствор и используется организмами фито- и бактериопланктона. Проведенные ранее опыты по взаимодействию тонкодисперсной фракции ила с природной водой показывают, что при существующем уровне фосфатов в водохранилище преобладает десорбция PO_4 из взвеси [11]. В результате происходит обеднение донных отложений фосфором. Анализ отложений Белого озера показал относительно низкое содержание в них фосфора. Заметную часть его составляет трудноусвояемая фракция, извлекаемая соляной кислотой (табл. 13). Интересно отметить, что отложения высокопродуктивного мелководного Шошинского плеса Ивановского водохранилища также характеризуются относительно низким содержанием фосфора [11].

Т а б л и ц а 14

Содержание взвешенного и растворенного фосфора
в воде Шекснинского водохранилища в 1977 г.

Дата	Место отбора проб	Взвесь, мг/л	Р _{общ.} , мкг/л	Р _{растворенный} , мкг/л		Р _{взвеси}	
				Р _{орг}	Р _{мин}	мкг/л	% от сухо- го веса
17 У	Белое озеро, Липин Бор	5,3	36	18	7	11	0,21
14 УIII	То же	4,0	52	26	4	22	0,55
14 УIII	Белое озеро, центр	17,7	76	39	2	35	0,20
15 У	Горицы	4,9	32	8	10	14	0,29
29 УII	Верхний бьеф Шекснинской ГЭС	4,4	47	24	4	19	0,43

П р и м е ч а н и е. Концентрация Р_{взвешенного} определялась по разности между содержанием общего фосфора в воде не-фильтрованной и фильтрованной через мембранный фильтр с \bar{d} пор $\approx 0,7$ мкм.

Взвешенные вещества, в состав которых входят и организмы, содержат сравнительно большое количество фосфора. Концентрация растворенного минерального фосфора в Шекснинском водохранилище обычно не превышает 10 мкг/л (табл. 14).

Судя по скорости оборота, определяемой с применением $^{32}\text{P}\text{O}_4$ [2], летом присутствующие в воде фосфаты оборачиваются 2–6 раз в сутки. Показателем обменной способности фосфора взвесей может служить отношение константы скорости оборота фосфатов в воде к количеству фосфора, содержащегося во взвеси [16]. Для Шекснинского водохранилища получены относительно высокие значения этого показателя, выражающиеся величинами того же порядка, что и в евтрофном Ивановском водохранилище (табл. 15).

Выделение фосфатов может происходить и при энзимном расщеплении фосфорорганических соединений, присутствующих в воде. В Шекснинском водохранилище в период вегетации органические соединения фосфора содержались в количествах, заметно превышающих концентрацию фосфатов (табл. 14). Некоторые исследователи рассматривают все растворенные соединения фосфора в качестве биологически доступных [17]. Результаты определений фосфатазной активности, выполненных методом Бессея и др. в модификации Джонса [13], свидетельствуют о наличии в воде Шекснинского водохранилища энзимов, катализирующих гидролиз фосфорорганических

Т а б л и ц а 15

Обменная способность фосфора взвешенных веществ

Дата	Место отбора проб	Скорость оборота фосфатов, мкг Р/л в час	Константа скорости оборота фосфатов (К), час ⁻¹	Фосфор взвесей (Р), мкг/л	Обменная способность фосфора взвесей (К: Р)
Шекснинское водохранилище					
13 VIII 1977	Белозерский плес, центр	0,9	0,095	35	0,00271
14 VIII 1977	Белозерский плес, Лилин Бор	1,1	0,157	22	0,00714
29 VI 1977	Верхний бьеф Шекснинской ГЭС	1,2	0,160	19	0,00842
Оз. Сиверское					
8 VIII 1977	Центр	5,4	3,333	42	0,07936
Иваньковское водохранилище					
27 VI 1976	Верхний бьеф ГЭС	2,5	0,069	47	0,00147
27 VIII 1976	То же	0,8	0,015	14	0,00107
29 VI 1976	Шошинский плес	6,4	0,910	92	0,00989

соединений. Наблюдаемые скорости энзимного расщепления фосфоэфиров летом были более высокими, чем весной, что, вероятно, обусловлено не только повышением температуры, но и уменьшением концентрации минерального фосфора (табл. 16). Однако активность фосфатазы, связанная со взвесью и отнесенная к единице хлорофилла, т.е. удельная активность, как в Белом озере, так и в Шекснинском плесе выражалась очень низкими величинами (табл. 17).

Таким образом, важным потенциальным источником растворенного минерального фосфора, непрерывно участвующего в процессах круговорота органического вещества и создании первичной продукции, служит фосфор, выделяемый гидробионтами в процессе обмена, а также фосфаты, освобождаемые в результате энзимного гидролиза фосфорорганических соединений. Низкие значения удельной фосфатазной активности взвеси при значительном содержании ор-

Т а б л и ц а 16

Общая фосфатазная активность воды Шекснинского водохранилища в 1977 г.

Место отбора проб	Дата	Фосфатаз- ная актив- ность, мкг Р /л в час	Дата	Фосфатаз- ная актив- ность, мкг Р /л в час
Белое озеро, центр	16 У	0.65	13 УІІІ	1.36
Белое озеро, Липин Бор	16 У	0.53	14 УІІІ	1.19
Верхний бьеф Шекснин- ской ГЭС	14 У	1.05	29 УІІ	2.55
Оз. Сиверское	27 У	2.24	8 УІІІ	5.44
Оз. Зауломское	-	-	9 УІІІ	8.93

Т а б л и ц а 17

Фосфатазная активность отдельных фракций в июле-августе 1977 г.

Место отбора проб	Фосфатазная активность, мкг Р /л в час			Удельная ак- тивность взвеси, $\frac{\text{мкг Р/л в час}}{\text{мкг Снл/л}}$
	общая	свободная	взвеси	
Белое озеро, центр	1.36	0.66	0.70	0.10
Белое озеро, Липин Бор	1.19	1.03	0.16	0.04
Верхний бьеф Шекс- нинской ГЭС	2.55	2.28	0.27	0.08
Оз. Сиверское	5.44	1.47	3.97	0.81

ганических соединений фосфора, а также низкое отношение N:P позволяют полагать, что основным фактором, лимитирующим развитие фитопланктона в Шекснинском водохранилище, являются малые концентрации минеральных форм азота.

В заключение следует подчеркнуть, что обширные мелководные озера получают большую фосфорную нагрузку, чем глубокие, вследствие более полного включения фосфора донных отложений в процессы круговорота.

1. А л е к и н О.А., С е м е н о в А.Д., С к о п и н -
ц е в Б.А. Руководство по химическому анализу вод суши.
Л., 1973. 269 с.
2. Б ы л и н к и н а А.А. Исследования оборачиваемости фос-
фатов в водной толще водохранилищ. - В кн.: Гидрологические
и гидрохимические аспекты изучения водохранилищ. Борок,
1977, с. 53-73.
3. В о р о н к о в П.П. Некоторые особенности формирования
ионного состава водохранилищ в зоне избыточного увлажнения. -
Тр. Гос. гидрол. ин-та, 1951, вып. 33 (37), с. 129-145.
4. Д е г т я р е н к о М.Д. Материалы по гидрохимии Белого
озера. - Тр. Ин-та биол. водохр. АН СССР, 1959, вып. 2 (5),
с. 197-203.
5. Е н а к и И.Г., Н а б и в а н е ц Б.И. К методике объем-
ного определения сульфат-ионов в природных водах различной
минерализации. - Гидробиол. ж., 1972, т. 8, № 5, с. 124-126.
6. Е р ш о в а М.Г. Водные массы Череповецкого водохранили-
ща. - В кн.: Биологические и гидрологические факторы местных
перемещений рыб в водохранилищах. Л., 1968, с. 3-21.
7. К у д р я в ц е в а Н.А. О составе катионов склоновых
вод с лесных и полевых угодий в бассейне рек Ильди и Сут-
ки. - В кн.: Абиотические факторы биологического круговоро-
та в водоемах. Л., 1971, с. 114-122.
8. Н е г о н о в с к а я И.Т. Череповецкое водохранилище. -
В кн.: Водохранилища Волжско-Камского каскада и их рыбохо-
зяйственное значение. - Изв. ГосНИОРХ, 1975, т. 102,
с. 69-86.
9. С к о п и н ц е в Б.А., Б а к у л и н а А.Г., К у з н е -
ц о в а Н.С. Органическое вещество в водах Рыбинского и
Шекснинского водохранилищ, Белого и Сиверского озер в
многоводные 1965 и 1966 гг. - В кн.: Абиотические факто-
ры биологического круговорота в водоемах. Л., 1971, с. 67-85.
10. Т р и ф о н о в а Н.А. Об определении аммонийного азота
в природных водах. - Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1979,
№ 43, с. 70-75.
11. Т р и ф о н о в а Н.А., Б ы л и н к и н а А.А. О влиянии
донных отложений на содержание биогенных элементов в воде. -
В кн.: Гидрологические и гидрохимические аспекты изучения
водохранилищ. Борок, 1977, с. 74-91.
12. D i l l o n P.J., R i g l e r F.H. The phospho-
rus-chlorophyll relationship in lakes. - Limnol. and
Oceanogr., 1974, vol. 19, N 5, p. 767-773.
13. J o n e s J.G. Studies on freshwater bacteria:
association with algae and alkaline phosphatase
activity. - J. Ecology, 1972, vol. 60, N 1,
p. 59-75.

14. M i c h a l s k i M.F.P., N i c h o l l s K.H.,
J o h n s o n M.G. Phosphorus removal and
water quality improvements in Gravenhurst Bay,
Ontario. - Verh. Internat. Verein. Limnol., 1975,
vol. 19, p. 644-660.
15. O s t r o f s k y M.L. Modification on phospho-
rus retention models for use with lakes with low
areal water loading. - J. Fish. Res. Board Canada,
1978, vol. 35, N 12, p. 1532-1536.
16. P e t e r s R.H. Concentration and kinetics of
phosphorus fractions in water from streams enter-
ing lake Memphremagog. - J. Fish. Res. Board
Canada, 1978, vol. 35, N 3, p. 315-328.
17. S c h a f f n e r W.R., O g l e s b y R.T.
Phosphorus loadings to lakes and some of their
responses. Part 1. - Limnol. and Oceanogr., 1978,
vol. 23, N 1, p. 120-134.

СОДЕРЖАНИЕ ПИГМЕНТОВ И ПЕРВИЧНАЯ ПРОДУКЦИЯ
ФИТОПЛАНКТОНА РЕЧНОЙ ЧАСТИ
ШЕКСНИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Исследования по первичной продукции фитопланктона Шекснинского водохранилища проводились в первые годы после сооружения плотины [5]. Для последнего времени известны лишь отдельные данные по интенсивности фотосинтеза и содержанию пигментов [6, 10].

В настоящей работе дается характеристика первичной продукции и содержания пигментов фитопланктона, основанная на материалах, собранных в течение вегетационных сезонов 1976–1977 гг. Наблюдения велись на 5 станциях речной части водохранилища (схема расположения станций приводится на с. 4) в мае, июле, октябре 1976 г. и в мае–октябре 1977 г. Все определения выполнялись на одной пробе воды, отобранной интегрально из слоя 0–2 м. Пигменты фитопланктона определяли по стандартной спектрофотометрической методике [18] с последующим расчетом концентрации хлорофиллов по формулам Джефри и Хамфри [14], растительных каротиноидов – по Парсонсу и Стрикланду [17], продуктов распада хлорофилла – феопигментов – по Лоренцену [16]. Интенсивность фотосинтеза измеряли кислородным методом. Слянки инкубировали в течение суток в баке с заборной проточной водой. При этом светлые слянки устанавливали на 3 различных глубинах (10–15, 25–30, 50–55 см при высоких значениях прозрачности воды и падающей радиации или 0–5, 10–15, 25–30 см при низких их значениях). Это позволяло отметить фотосинтез, близкий к максимальному по вертикальному профилю. В 1977 г. для сравнения с данными 1963–1964 гг. фотосинтез определяли еще и радиоуглеродным методом при тех же условиях экспонирования проб [5]. Интенсивность фотосинтеза на различных глубинах получали расчетным путем, исходя из прозрачности воды, падающей суммарной солнечной радиации и величины максимального фотосинтеза [8, 9]. Интенсивность солнечной радиации измеряли установленным на палубе судна фотоинтегратором, регистрирующим видимую часть спектра (380–800 нм).

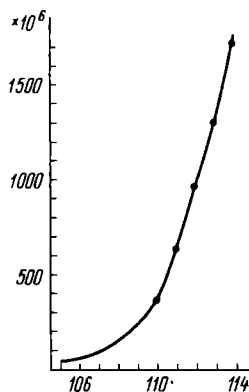


Рис. 1. Зависимость объема водной массы Шекснинского водохранилища от уровней.

По оси ординат — объем, м³; по оси абсцисс — уровень, мБС.

Переход к интегральной по спектру радиации осуществлялся при помощи эмпирически полученного коэффициента 0,51 [11], который показывает соотношение между видимой и суммарной радиацией. Интегральную продукцию фотосинтеза под квадратным метром рассчитывали суммированием средней его интенсивности на глубинах 0,01, 0,10, 0,25,

0,50, 1,0, 2,0, 3,0, 4,0, 5,0, 6,0 м с поправкой на объемы слоев воды между этими глубинами. Объемы указанных слоев определяли с учетом уровня водохранилища в момент наблюдения (рис. 1).¹

Содержание хлорофилла *a* — основного фотосинтетического пигмента фитопланктона — в Шекснинском водохранилище за время наблюдения изменялось в пределах 1,9–13,5 мкг/л и носило сезонный характер. Для весеннего периода обоих лет его концентрации составили 4,0–12,8 мкг/л в 1976 г. и 5,3–11,0 мкг/л в 1977 г. (рис. 2). В июне 1977 г. на большей части акватории количество пигмента уменьшилось до 3,2–6,7 мкг/л. В июле 1976 и 1977 гг. отмечались весьма сходные величины — соответственно 5,5–8,4 и 3,6–10,0 мкг/л. В августе 1977 г. на ст. 12 и 15 (район Гориз и приплотинная часть) концентрации хлорофилла несколько увеличивались по сравнению с июлем и уменьшились на ст. 13 и 14 (Сизьменское расширение и Черная Гряда). Таким образом, на указанных станциях наблюдался летний максимум в развитии фитопланктона, который не был отмечен в истоке Шексны. Осенью наблюдалось новое нарастание концентраций пигмента, при этом в 1977 г. пик на ст. 13 и 14 (5,8–7,9 мкг/л) зарегистрирован в сентябре, а на ст. 11 и 12 (12,7–13,5 мкг/л) — в октябре. Среднее содержание хлорофилла *a* за безледный период 1977 г. (22 апреля–27 ноября) составило: ст. 11 — 6,1 мкг/л, ст. 12 — 8,4, ст. 13 — 5,9, ст. 14 — 4,9, ст. 15 — 4,3, весь участок — 6,0 мкг/л.²

¹ Объемы водохранилища в пределах 3-метровой изобаты оценивали по проектным данным, для 4-метровой изобаты — по крупномасштабной карте, а для больших глубин — путем экстраполяции.

² В 1977 г. средние за безледный период и период наблюдения (соответственно 22 апреля–27 ноября и 13 мая–10 октября) концентрации хлорофилла, а также величины первичной продукции и деструкции вычислялись как средневзвешенные. Значения, соответствующие началу и концу безледного периода, принимались равными нулю.

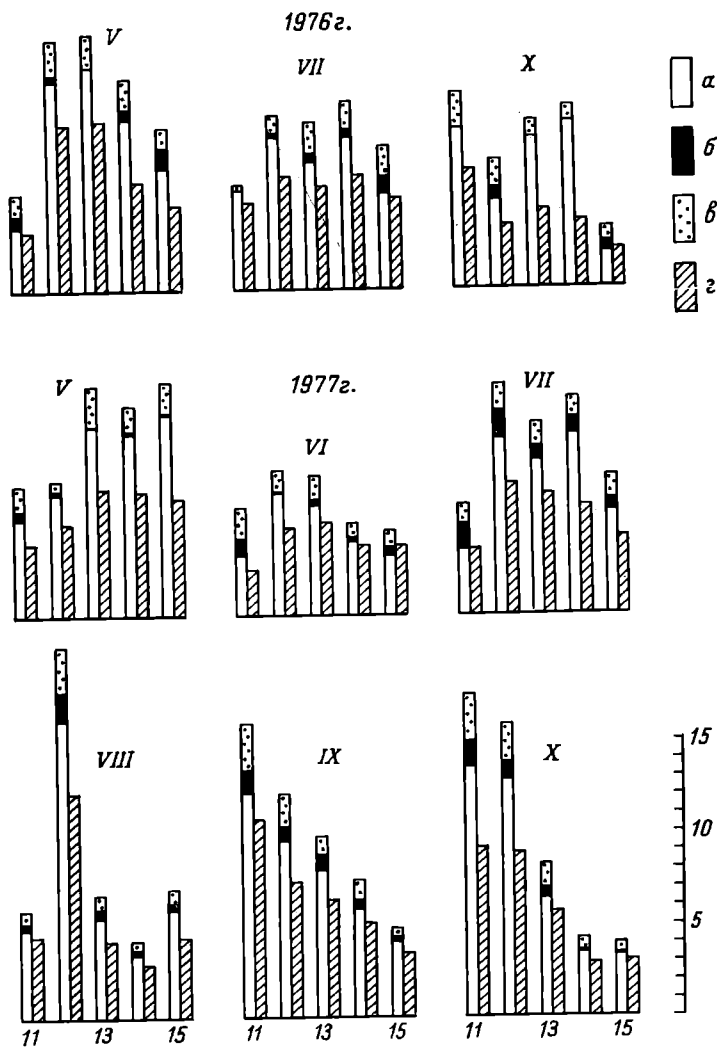


Рис. 2. Содержание фотосинтетических пигментов.

а-в - хлорофиллы α, β, γ , мкг/л, г - растительные каротиноиды, мкг SPU/л (SPU - специфическая пигментная единица, близкая к 1 мкг). Римские цифры - месяцы, 11-15 - номера станций.

Распределение хлорофилла по акватории водохранилища позволяет выделить 3 участка с различной продуктивностью фитопланктона. Это исток Шексны, подверженный влиянию Белого озера, где развитие планктонных водорослей характеризуется затяжным летним минимумом и значительным осенним подъемом [11]; приплотинная часть с самым низким содержанием пигмента; район от Горы до Черной Гряды. Последний участок наиболее продуктивен.

Средняя для всего участка от истока Шексны до плотины концентрация хлорофилла α (6.0 мкг/л) характерна для мезотрофных водоемов среднего уровня трофии [2, 15]. При подобном содержании хлорофилла α биомасса фитопланктона может составлять от 1 до 5 мг/л [3], что выше, чем в 1963 г. [4] и немного ниже по сравнению с 1973 г. [10].

Концентрации хлорофиллов β и γ по всему водохранилищу были гораздо ниже, чем хлорофилла α (рис. 2). При этом динамика хлорофилла β в 1977 г. несколько отличалась от таковой основного пигмента. Самое низкое его содержание от 0 до 0,9 мкг/л отмечалось в мае-июне, затем наблюдалось нарастание концентраций до 0,5–1,5 мкг/л к июлю, снижение их до 0,2–0,5 мкг/л в августе и новый незначительный подъем в сентябре-октябре.

Величины отношения концентраций хлорофиллов β и α низкие, в основном составляют 0–0,10, реже около 0,20 и в исключительных случаях 0,29–0,32 (табл. 1). Последние значения представляются завышенными, что, видимо, связано с низкой точностью определения хлорофилла β . В 1977 г. в приплотинном участке и истоке Шексны отношение β/α увеличивалось в июне-июле, в русловой части возрастало к июлю и оставалось на одном уровне. Рост этого показателя в летнее время, по-видимому, связан с увеличением в составе фитопланктона доли зеленых и эвгленовых водорослей, содержащих хлорофилл β . Это, в частности, отмечено для первого года существования водохранилища [4].

Хлорофилл γ содержался в несколько большем количестве, чем хлорофилл β . Его сезонные колебания в общих чертах повторяли динамику хлорофилла α . Самые низкие величины (около 0,5 мкг/л) отмечены в низовье Шексны на ст. 14 и 15 (сентябрь-октябрь), самые высокие (более 2 мкг/л) – в верховье на ст. 11 и 12 (рис. 2). Величины отношения концентраций хлорофиллов γ и α во все периоды изменялись незначительно, за исключением истока Шексны, где в 1977 г. они были несколько выше (табл. 1), что, вероятно, свидетельствует об относительном постоянстве доли водорослей (диатомовые, пирофитовые, золотистые), содержащих хлорофилл γ в общей биомассе.

Концентрации каротиноидов во всех пробах были почти такими же, как и хлорофилла α (рис. 2). Величины отношения K/α достаточно стабильны и лишь в редких случаях превышали 1 (табл. 1). Как известно, это отношение характеризует физиологическое состояние растительных клеток и увеличивается при неблагоприятных условиях, к которым относят старение клеток, сезонную смену

Т а б л и ц а 1

Величины отношения концентраций хлорофиллов b , c и каротиноидов к хлорофиллу a в Шекснинском водохранилище

Дата	b/a					c/a					k/a				
	Станция														
	11	12	13	14	15	11	12	13	14	15	11	12	13	14	15
1976 г.															
16-18 V	0.19	0.02	0	0.07	0.19	0.34	0.18	0.14	0.18	0.20	0.92	0.80	0.76	0.60	0.71
22-24 VII	0	0.03	0.06	0.06	0.17	0.04	0.08	0.24	0.18	0.29	0.84	0.72	0.81	0.75	0.94
9-10 X	0.32	0	0	0.16	0.01	0.20	0.30	0.12	0.10	0.38	0.75	0.74	0.52	0.40	1.06
1977 г.															
13-15 V	0.09	0.01	0	0.01	0.01	0.26	0.11	0.20	0.14	0.16	0.75	0.76	0.66	0.68	0.58
14-15 VI	0.28	0	0.02	0.02	0.12	0.52	0.20	0.22	0.20	0.30	0.76	0.70	0.86	0.96	1.18
28-29 VII	0.28	0.16	0.09	0.08	0.09	0.30	0.14	0.13	0.10	0.26	1.02	0.73	0.76	0.60	0.74
14 VIII	0.06	0.10	0.08	0.10	0.04	0.18	0.14	0.16	0.14	0.13	0.90	0.76	0.78	0.84	0.72
9-11 IX	0.20	0.19	0.14	0.18	0.06	0.20	0.18	0.14	0.18	0.12	0.88	0.76	0.79	0.88	0.84
7-10 X	0.10	0.06	0.08	0.06	0.06	0.20	0.12	0.20	0.20	0.14	0.67	0.69	0.89	0.82	0.93

Т а б л и ц а 2

Относительное содержание феопигментов в Шекснинском водохранилище, % от суммы с „чистым“ хлорофиллом α

Дата	Станция				
	11	12	13	14	15
1976 г.					
22-24 VII	0	0	7	7	15
9-10 X	20	16	47	42	0
1977 г.					
13-15 V	25	2	2	40	19
14-15 VI	16	16	6	17	12
28-29 VII	43	55	32	23	21
14 VIII	8	24	38	35	18
9-11 IX	14	8	34	12	23
7-10 X	7	20	20	21	34

популяций, истощение минерального питания [1]. Полученные нами значения k/α типичны для жизнеспособной популяции, хотя на общем фоне самые низкие величины наблюдались во время пиков хлорофилла α при интенсивном нарастании биомассы фитопланктона (рис. 2).

Содержание продуктов распада хлорофилла – феопигментов – варьировало в достаточно широких пределах и составляло от 0 до 55% от суммы с „чистым“ хлорофиллом α при наиболее часто встречаемых величинах 16–35% (табл. 2). Динамика основного пигмента и его феопроизводных в большинстве случаев не совпадала, коэффициент корреляции между ними не превышал 0.46.

Интенсивность фотосинтеза, измеренная в области максимума вертикального профиля, в 1976 г. составляла 0.21–1.61 мг O_2 /л, в 1977 г. – 0.22–2.54 мг O_2 /л в сутки (рис. 3). Для обоих лет наблюдения характерна достаточно высокая величина фотосинтеза в период с мая по август и значительное его уменьшение в сентябре–октябре при снижении температуры и ухудшении светового режима. В каждый отдельный срок интенсивность фотосинтеза по акватории различалась незначительно, средние величины за безледный период 1977 г. для ст. 11–15 соответственно составляли 0.76, 1.33, 1.06, 0.90 и 0.87 мг O_2 /л в сутки. По этому показателю самый продуктивный участок – район Горниц, а низкопродуктивные – исток Шексны и приплотинная часть, что хорошо согласуется с содержанием хлорофилла α .

Величины фотосинтеза, полученные радиоуглеродным и кислородным методами, были одного порядка (рис. 3). Интенсивность фотосинтеза, определенная в июле 1964 г. [5], составляла 0.05–0.29

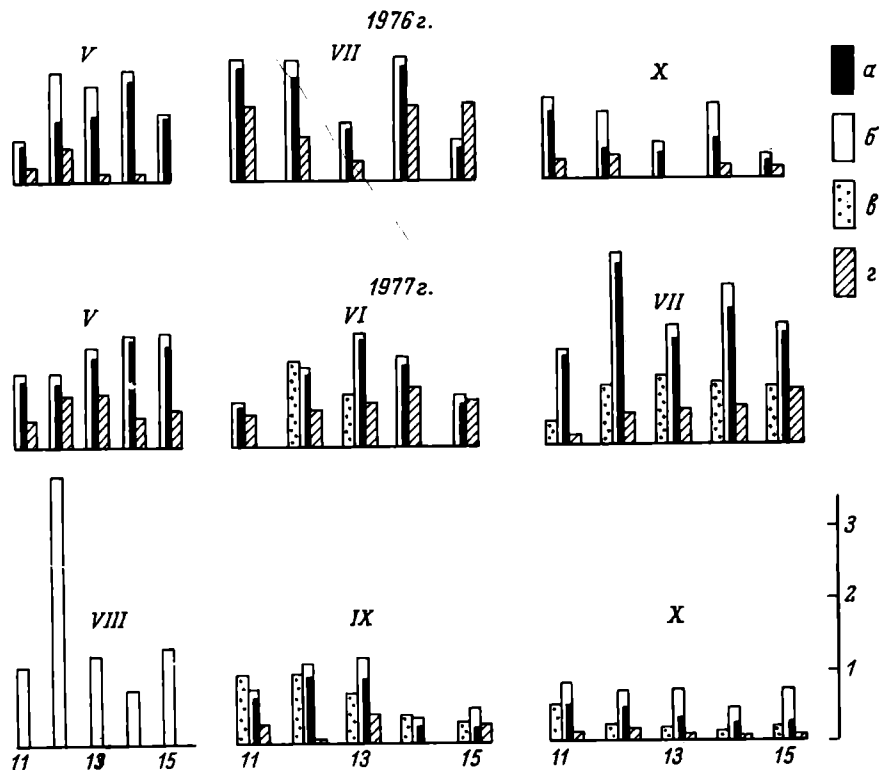


Рис. 3. Интенсивность фотосинтеза и деструкции, мг O_2 /л в сутки.

а – интенсивность фотосинтеза в максимуме вертикального профиля, измеренная по кислороду; б – интенсивность фотосинтеза, рассчитанная для области светового насыщения; в – интенсивность фотосинтеза в максимуме вертикального профиля, измеренная радиоуглеродным методом (переход от мг С к мг O_2 осуществлялся с помощью коэффициента 2,67 [2]); г – деструкция. Остальные обозначения те же, что на рис. 2.

мг С /л, а в июле 1977 г., по нашим наблюдениям, 0,12–0,36 мг С /л в сутки, т.е. несколько выше. Данные по фотосинтезу, относящиеся к 1973–1976 гг. [6, 10], сходны с нашими.

Распределение интенсивности фотосинтеза по глубинам показывает, что основные процессы первичного продуцирования приурочены к верхнему метровому слою. В весенние и летние месяцы фотосинтез достигал 5–7 м, а осенью был ограничен глубиной 4 м (табл. 3). Аналогичная картина вертикального изменения интенсивности фотосинтеза наблюдалась для фитопланктона Белого озера [11].

Т а б л и ц а 3

Средний для водохранилища фотосинтез на глубинах по срокам наблюдения, мг O_2 /л в сутки

Глубина, м	1976 г.			1977 г.					
	16-18 V	22-24 VII	9-10 X	13-15 V	14-15 VI	28-29 VII	14 VIII	9-11 IX	7-10 X
0.01	1.13±0.17	1.30±0.26	0.55±0.11	1.33±0.12	1.03±0.16	1.90±0.24	1.72±0.65	0.63±0.16	0.47±0.05
0.10	1.03±0.16	1.23±0.24	0.40±0.07	1.30±0.13	1.06±0.17	1.76±0.22	1.54±0.56	0.51±0.14	0.36±0.03
0.25	0.88±0.15	1.07±0.20	0.29±0.05	1.19±0.13	0.97±0.17	1.54±0.19	1.31±0.45	0.42±0.11	0.27±0.03
0.50	0.71±0.13	0.85±0.15	0.19±0.04	1.01±0.12	0.81±0.15	1.28±0.15	1.05±0.34	0.32±0.10	0.18±0.03
1.0	0.48±0.11	0.56±0.10	0.09±0.03	0.75±0.10	0.57±0.12	0.90±0.10	0.69±0.18	0.19±0.06	0.09±0.02
2.0	0.23±0.07	0.21±0.04	0.03±0.01	0.39±0.07	0.26±0.07	0.42±0.06	0.29±0.05	0.07±0.03	0.04±0.01
3.0	0.10±0.03	0.09±0.02	0.01±0.007	0.18±0.04	0.11±0.03	0.21±0.04	0.14±0.03	0.04±0.01	0.02±0.007
4.0	0.06±0.02	0.04±0.01	0.01±0.004	0.10±0.02	0.07±0.02	0.11±0.02	0.06±0.02	0.02±0.01	0.01±0.002
5.0	0.04±0.01	0.02±0.008	0	0.06±0.01	0.04±0.01	0.06±0.01	0.03±0.01	0.01±0.007	0
6.0	0.02±0.01	0	-	0.03±0.01	0.02±0.006	0.02±0.008	0.01±0.005	0	-
7.0	0	-	-	0.01±0.006	0	0	0	-	-

Т а б л и ц а 4

Интегральная продукция фотосинтеза в Шекснинском водохранилище

Дата	Продукция, г O_2/m^2 в сутки	Дата	Продукция, г O_2/m^2 в сутки
1976 г.			
16-18 V	1.11	14 VIII	1.58*
22-24 VII	1.23	9-11 IX	0.47
9-10 X	0.28	7-10 X	0.27
1977 г.			
13-15 V	1.61	Средняя за безледный период	0.95
14-15 VI	1.24	Средняя за период на- блюдения	1.25
28-29 VII	2.01		

* Рассчитано по содержанию хлорофилла C_l и суточному ассимиляционному числу, равному $0.23 \text{ мг } O_2/\text{мкг хлорофилла}$.

Т а б л и ц а 5

Интенсивность деструкции в Шекснинском водохранилище

Дата	мг O_2/l в сутки	г O_2/m^2 в сутки
1976 г.		
16-18 V	0.17 ± 0.08	0.56
22-24 VII	0.81 ± 0.16	2.73
9-10 X	0.15 ± 0.05	0.50
1977 г.		
13-15 V	0.54 ± 0.08	1.78
14-15 VI	0.59 ± 0.06	1.97
28-19 VII	0.42 ± 0.10	1.40
9-11 IX	0.19 ± 0.08	0.63
7-10 X	0.07 ± 0.02	0.23

Интегральная продукция фотосинтеза под квадратным метром составила $0.27-2.01 \text{ г } O_2/m^2$ (табл. 4).

Интенсивность деструкции в Шекснинском водохранилище изменялась от нулевых значений до $1.06 \text{ мг } O_2/l$ в сутки и была высокой в июле 1976 г. и в мае-июле 1977 г.; ее снижение про-

Т а б л и ц а 6

Эффективность утилизации солнечной энергии фитопланктоном Шекснинского водохранилища, % от интегральной по спектру падающей радиации

Дата	Фотосинтез		Падающая радиация	% утилизации
	г O_2 /м ² в сутки	кал/м ² в сутки	кал/м ² в сутки	
1976 г.				
16-18 V	1.108	3889,08	$369,2 \cdot 10^4$	0,105
22-24 VII	1.234	4331,34	$493,8 \cdot 10^4$	0,088
9-10 X	0.276	968,76	$102,6 \cdot 10^4$	0,094
1977 г.				
13-15 V	1.634	5735,34	$520,0 \cdot 10^4$	0,110
14-15 VI	1.237	4341,87	$725,6 \cdot 10^4$	0,059
28-29 VII	2.012	7062,12	$382,8 \cdot 10^4$	0,184
14 VIII	1.580	5545,80	$345,5 \cdot 10^4$	0,160
9-11 IX	0.473	1660,23	$126,0 \cdot 10^4$	0,132
7-10 X	0.270	947,70	$100,6 \cdot 10^4$	0,094

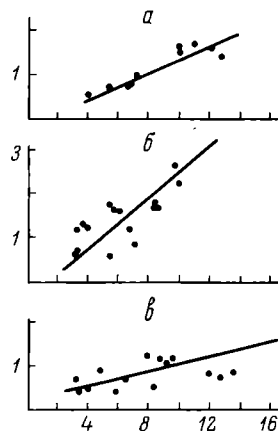
исходило в сентябре—октябре (рис. 3). Средние для водоема в каждый срок наблюдения величины деструкции наглядно демонстрируют ее сезонную динамику (табл. 5). Слабая интенсивность процесса в мае 1976 г. и осенью обоих лет обусловлена низкими температурами воды в эти периоды. Суммарная деструкция в столбе воды (табл. 5), как правило, превышала величину первичной продукции (табл. 4).

Эффективность утилизации солнечной энергии фитопланктоном в процессе фотосинтеза изменялась в пределах 0,06–0,18% от интегральной по спектру падающей радиации (табл. 6). При этом наибольшие величины сочетаются с более высоким содержанием хлорофилла α (рис. 2). Эффективность использования солнечной энергии фитопланктоном Шекснинского водохранилища несколько ниже, чем в Рыбинском [12], и близка к таковой мезотрофных водоемов этого региона (озера Белое, Кубенское, Воже, Лача) [7, 11, 13].

Важным показателем фотосинтетической активности фитопланктона являются ассимиляционные числа (интенсивность максимально возможного фотосинтеза на единицу хлорофилла α), которые дают представление об удельной скорости фотосинтеза [2]. Для расчета ассимиляционных чисел используют величины фотосинтеза, полученные при световом насыщении [8, 9]. Эти показатели оказались сходными с максимальным измеренным фотосинтезом весной и летом и только осенью были гораздо ниже его (рис. 3). Предел колебания ассимиляционных чисел в Шекснинском водохранилище со-

Рис. 4. Зависимость интенсивности фотосинтеза от содержания хлорофилла α .

а - май, б - июль-август, в - сентябрь, октябрь. По оси ординат - интенсивность фотосинтеза для области светового насыщения, $\text{мг } \text{O}_2/\text{л}$ в сутки; по оси абсцисс - концентрация хлорофилла α , мкг/л .



ставил $0.06-0.37 \text{ мг } \text{O}_2/\text{мкг}$ хлорофилла α в сутки. Наибольшие величины (в среднем $0.23 \pm 0.03 \text{ мг } \text{O}_2/\text{мкг}$ хлорофилла α в сутки) отмечены в летние месяцы. Для весеннего и осеннего фитопланктона они ниже и составляют в среднем соответственно 0.14 ± 0.01 и $0.11 \pm 0.02 \text{ мг } \text{O}_2/\text{мкг}$ хлорофилла α в сутки. Между интенсивностью фотосинтеза и содержанием хлорофилла α в фитопланктоне водохранилища прослеживается линейная зависимость (рис. 4) при коэффициентах корреляции между ними 0.86 в мае, 0.73 в июле-августе и 0.46 в сентябре-октябре. Ассимиляционные числа того же порядка известны для фитопланктона других водоемов умеренной зоны [11, 13]. Их изменение по сезонам наблюдалось также для водорослей Белого и Кубенского озер.

Таким образом, в речной части Шекснинского водохранилища по содержанию хлорофилла α можно выделить 3 участка с различной продуктивностью фитопланктона: исток Шексны, речной район от Гориз до Черной гряды и приплотинная часть. Самая высокая продуктивность характерна для района Горизы-Черная гряда. По интенсивности фотосинтеза это различие прослеживается в меньшей степени. В целом по содержанию пигментов, интенсивности фотосинтеза в максимуме вертикального профиля и его интегральной продукции под квадратным метром исследованный участок водохранилища можно отнести к водоемам мезотрофного типа со средним уровнем трофии.

Л и т е р а т у р а

1. Б а л л е с т е р А. Физиологический круговорот различных пигментов фитопланктона и экологическое значение состава пигментов. - Тез. докл. 2-го Международного океаногр. конгресса, М., 1966, с. 14.
2. В и н б е р г Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск, 1960. 330 с.
3. Е л и з а р о в а В.А. Содержание фотосинтетических пигментов в единице биомассы фитопланктона Рыбинского водохра-

- нилища. - В кн.: Флора, фауна и микроорганизмы Волги. Рыбинск, 1974, с. 46-66.
4. Кузьмин Г.В. Фитопланктон Череповецкого водохранилища в первый год его наполнения. - В кн.: Растительность волжских водохранилищ. М.; Л., 1966, с. 43-52.
 5. Марголина Г.Л. Процессы образования и распада органического вещества в воде Череповецкого водохранилища в первые два года его существования. - В кн.: Микрофлора, фитопланктон и высшая растительность внутренних водоемов. Л., 1967, с. 32-38.
 6. Орехова Л.Н., Бессонов Н.М., Черняева Г.В. Гидрохимический режим и первичная продукция Череповецкого водохранилища по наблюдениям 1974-1976 гг. - Тез. докл. „Биологические ресурсы водоемов Вологодской области, их охрана и рациональное использование.“ Вологда, 1978, с.15-16.
 7. Петрова Н.А. Фитопланктон озер Воже и Лача. - В кн.: Гидробиология озер Воже и Лача. Л., 1978, с. 34-64.
 8. Пырина И.Л. Определение первичной продукции фитопланктона по максимальному фотосинтезу, суммарной солнечной радиации и прозрачности воды. - Гидробиол. ж., 1979, т. 15, № 6, с. 115-119.
 9. Пырина И.Л., Рутковская В.А. Зависимость интенсивности фотосинтеза волжского фитопланктона от проникающей в воду суммарной солнечной радиации. - В кн.: Биологические продукционные процессы в бассейне Волги. Л., 1976, с. 48-60.
 10. Пырина И.Л., Башкатова Е.Л., Минеева Н.М., Сигарева Л.Е. Некоторые показатели продуктивности фитопланктона Шекснинского водохранилища и примыкающих озер. - Тез. докл. „Биологические ресурсы водоемов Вологодской области, их охрана и рациональное использование“. Вологда, 1978, с. 20-21.
 11. Пырина И.Л., Минеева Н.М., Корнева Л.Г., Летанская Г.И. Фитопланктон и его продукция в Белом озере. - В кн.: Антропогенное влияние на крупные озера Северо-Запада СССР. Ч. II. Гидробиология и донные отложения Белого озера. Л., 1980, с. 15-64.
 11. Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л., 1972. 364 с.
 13. Сенатская Н.Ю. Фитопланктон и первичная продукция оз. Кубенского. - В кн.: Озеро Кубенское. Л., 1977, ч. 2, с. 107-128.
 14. Jeffrey S.W., Humphrey G.F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c_1 and c_2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. - Biochem. and Physiol. Pflanzen, 1975, Bd 167, N 2, S. 191-194.

15. L i k e n s G.E. Primary Production of Inland Aquatic Ecosystems. - In: Primary Productivity of the Biosphere, Ecological Studies 14. Berlin-Heidelberg - N.Y., 1975, p. 185-202.
16. L o r e n z e n C.J. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. - Limnol. and Oceanogr., 1967, vol. 12, N 2, p. 343-346.
17. P a r s o n s T.R., S t r i c k l a n d J.D.H. Discussion of spectrophotometric determination of marine-plant pigments with revised equations for ascertaining chlorophylls and carotenoids. - J. Marine Res., 1963, vol. 21, N 3, p. 155-163.
18. S C O . R - U N E S C O Working group 17. Determination of photosynthetic pigments in sea water. - In: Monographs on oceanographic methodology. Paris, 1966, p. 9-18.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ ЗООПЛАНКТОНА
ВОДОЕМОВ ВОЛГО-БАЛТИЙСКОЙ И СЕВЕРО-ДВИНСКОЙ
ВОДНЫХ СИСТЕМ

Волго-Балтийская и Северо-Двинская водные системы населены единым планктонным комплексом. Естественная проточность этих систем определяет взаимовлияние водоемов. Тем не менее зоопланктон отдельных участков трассы своеобразен и формируется в зависимости от конкретных условий (объема водных масс, проточности, степени зарастаемости, температуры, мутности, загрязнения и т.д.).

Наиболее крупные водоемы системы – Онежское, Белое озера и Рыбинское водохранилище – имеют обширные водные массы, обладающие значительной инерцией гидрологических процессов. В них сложился наиболее сходный температурный режим, наблюдается наибольшая прозрачность, они менее затронуты эвтрофированием и загрязнением. Онежское озеро, центральные районы Белого и Главный плес Рыбинского водохранилища имеют сходный в качественном и количественном отношении зоопланктон, свойственный озерам Северо-Запада.

Из этих трех водоемов наименьшей водной массой обладает Белое озеро. Открытое, мелководное, доступное полному ветровому перемешиванию, оно быстро прогревается и выхолаживается. Различия в интенсивности развития планктона в прибрежье и открытых участках сохраняются недолго, и массовое размножение отдельных видов обычно быстро охватывает все озеро. Однако и этому водоему свойственна гетеролимния, сказывающаяся в консерватизме зимне-весенней водной массы центральных районов, сохраняющейся иногда до июля-августа [6].

Длительно сохраняют свою автономность воды Главного плеса Рыбинского водохранилища, несмотря на более интенсивный, чем в Белом озере, водообмен. Большие глубины создают здесь большую температурную инертность, меньшую ветровую перемешиваемость и значительно большую прозрачность. Естественно, что Онежское озеро благодаря своим большим глубинам, огромной массе об-

ладает значительной температурной устойчивостью и т.д. — представляет собой статический тип водоема [5].

Сходный по видовому составу зоопланктон этих водоемов различается в количественном отношении. Белое озеро — мезотрофный водоем, Главный плес Рыбинского водохранилища — мезотрофный с некоторыми чертами олиготрофного, Онежское озеро, по крайней мере его центральный район, пока еще представляет собой типичный олиготрофный водоем [5].

В одни и те же сроки наблюдений (12–20 V 1977) среди всех обследованных участков обеих водных трасс эти водоемы имели наиболее сходный видовой состав зоопланктона. Его количественные характеристики различались в соответствии с типом водоема.

Зоопланктон Белого озера подробно изучался в течение 1973–1978 гг. Среди ракообразных в озере доминируют Copepoda над Cladocera, среди Copepoda чаще преобладают Diaptomidae. Диатомиды в Белом озере превосходят по численности дафний даже в июле–августе (период максимального развития последних) (табл. 1). Среди копепод доминируют Eudiaptomus gracilis, E. graciloides, Heteroscope appendiculata, Mesocyclops leuckarti, среди ветвистоусых массовые виды — Limnosida frontosa, Daphnia cristata, D. cucullata, Bosmina coregoni gibbera, B. longispina, Leptodora kindtii, Bythotrephes longimanus. Среди коловраток широко распространены Kellicottia longispina, Polyarthra maior, Conochilus hippocrepis, Synchaeta pectinata. Слабое развитие ветвистоусых-фильтраторов связано с повышенной мутностью Белого озера, с сильным распространением ветровых течений, достигающих скоростей 0,14–0,2 м/с (по устному сообщению А.С. Литвинова), что губительно для пелагических форм.

Однородность биотопов озера в различных частях предопределяет однообразие зоопланктона. Тем не менее постоянно выделяются по видовому составу и количественным показателям 2–3 участка: вблизи устьев Ковжи и Кемы (примыкающей к Белозерску), центральные и юго-западные районы озера.

Район, примыкающий к устью Ковжи и Кемы, отличается относительно бедностью зоопланктона. Речные воды несут много взвеси, имеют самую низкую прозрачность — от 15 до 60 см. Даже летом в этом районе преобладают коловратки и циклопы, численность зоопланктона невысока (0,9–30,0 тыс. экз./м³), особенно мало пелагических Cladocera.

Район вблизи Белозерска характеризуется богатым зоопланктоном, большим относительным количеством Cladocera. Около города в озере и в обводном канале встречаются формы, характерные для β - и α -мезосапробных зон.

Юго-западные районы озера отличаются большой относительной численностью видов, принадлежащих к озерному пелагическому комплексу. Здесь повышена роль диатомид и Heteroscope appendiculata, меньше видов родов Mesocyclops и Cladocera.

Т а б л и ц а 1

Соотношение отдельных групп и видов ракообразных
в Белом озере, % от общей численности Crustacea

Группа, вид	УІІІ 1973	УІІІ 1974	УІІ 1975	УІІ 1976	УІІ 1977
Copepoda	51.9	90.3	87.4	81.1	83.7
Temoridae	1.6	0.6	2.8	14.7	2.5
Diaptomidae	17.0	52.1	54.4	61.0	31.2
Cyclopidae	33.0	37.6	30.2	5.4	50.0
Cladocera	48.1	9.7	12.6	18.9	16.3
Limnosida frontosa	8.5	2.2	8.4	13.3	3.4
Daphnia cucullata	10.1	0.2	0.7	0.8	4.4
D.cristata	0.1	0	0.1	0.1	3.6
D.longiremis	0	5.7	0.1	0.3	0.1
Bosmina coregoni	7.1	1.4	0.6	2.3	4.0
Chydorus sphaericus	16.5	0	0.5	0	0.3

П р и м е ч а н и е. Исследования велись в первой декаде июля-августа.

Белое озеро, как мелководный водоем, легко доступный ветровому перемешиванию, обычно лишено температурной стратификации. В редкие периоды длительного штиля (июнь 1976 г.), когда разница придонной и поверхностной температуры достигала в среднем по озеру 4.5° , численность зоопланктона у дна и поверхности различалась в 4-6 раз и составляла в среднем соответственно 141 и 28,3 тыс. экз./м³. В ветреную погоду неравномерность распределения зоопланктона связана с ветровыми течениями и мутностью. Расположение районов с повышенной мутностью зависит от силы и направления ветра: у подветренного берега прозрачность оказывается в 3-4 раза выше, и иногда образуются очень плотные придонные скопления *Daphnia* (в среднем в толще воды 5.4 г/м³, у дна до 28.7 г/м³). Циклопы при этом распределены по вертикали равномерно.

Наблюдения над летним зоопланктоном в течение 1973-1977 гг. позволяют выделить группы видов и отдельные формы, развивающиеся в массе или доминирующие в зависимости от характера года. Первая группа - виды северо-западного озерного комплекса: *Heteroscope*, *Eudiaptomus*, *Daphnia cristata*, *D.longiremis*, *Bosmina longispina*. Вторая группа - теплолюбивые виды, распространенные в более южных эвтрофных водоемах и развивающиеся там в массовом количестве в период максимального прогрева водоема: *Bosmina longirostris*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia cucullata*, *Mesocyclops leuckarti*, *Diaphanosoma brachyurum*.

1973 и 1976 годы оказались показательными в отношении преобладания в зоопланктоне той или другой группы видов. В 1973-м маловодном жарком году с длительной штилевой погодой и гомотермией по всему озеру состав зоопланктона был своеобразным и значительно отличался от наблюдавшегося в последующий период. Количество *Cladocera* - 48.1% от общей численности ракообразных, в 3-4 раза превышало показатели, характерные для последующих лет. По всему озеру расселился *Chydorus sphaericus*; его абсолютная численность в первой половине августа 1973 г. составляла от 5 до 18 тыс. экз./м³. Среди дафний преобладала *Daphnia cucullata*; *D. cristata* почти отсутствовала (табл. 1). Количество диаптомид составляло всего 17.0%.

1976 год отличался продолжительной холодной весной и холодным началом лета. Интенсивный прогрев озера и размножение *Cladocera* начались только с конца июля. В течение лета доминирование диаптомид было особенно наглядным; максимальную численность имела в этом году *Heteroscope*. *Mesocyclops leuckarti* далеко не достиг своей обычной численности. Среди *Cladocera* наиболее распространена была *Limnosedalia frontosa*, *Chydorus sphaericus* практически отсутствовал (табл. 1).

В 1974, 1975 и 1977 гг. - средних по температурным условиям, летний зоопланктон озера характеризовался относительно устойчивыми показателями: массовым размножением диаптомид (45.9%) и *Mesocyclops leuckarti* (39.3%), небольшим количеством *Cladocera* (12.9%).

Состояние зоопланктона в холодном 1976 г. не может характеризовать этот водоем, продукционные возможности которого не реализовались из-за низких температур. 1977 год - более благоприятный по температурным условиям, отличался богатым зоопланктоном, обычным для этого мезотрофного водоема.

Главный плес Рыбинского водохранилища имеет сходный зоопланктон с Белым озером. Здесь снова возрастает роль диаптомид, появляются *Heteroscope appendiculata*, *Limnosedalia frontosa*, увеличивается численность *Bythotrephes longimanus*, *Eudiaptomus*, *Conochilus hippocrepis*, иногда полностью исчезающих на пути от Белого до Главного плеса. Изменения видового состава зоопланктона водохранилища, охватывающие весь водоем, в Главном плесе обычно менее выражены [1].

Над большими глубинами при интенсивном весеннем прогреве наблюдается температурная стратификация, которая значительно более устойчива, чем на Белом озере. При этом *Cladocera* бывают сосредоточены в эпилимнионе, где и происходят их вертикальные суточные перемещения. Главный плес благодаря своей большой водной массе и особенностям динамики вод весной медленно перемешивается с водами речных плесов и сохраняет в придонных слоях до мая-июня зимне-весенний зоопланктон, состоящий из *Cyclops kolensis*, *Conochiloides natans*, *Eudiaptomus*. Развитие летнего зоопланктона здесь запаздывает почти на 2 недели.

Наоборот, осенью по мере выхолаживания водохранилища жизнь замирает раньше на прибрежных мелководных участках, а в центральных районах, имеющих большой теплозапас, еще продолжают размножаться ветвистоусые.

В общих чертах динамика численности в Главном плесе Рыбинского водохранилища и Белом озере сходна [1].

В многолетнем аспекте отдельные годы значительно различаются по качественному и количественному составу зоопланктона. В 1973 г. в Рыбинском водохранилище, как и в Белом озере, отмечались массовое размножение *Daphnia cucullata*, *Chydorus sphaericus* и снижение роли видов, входящих в северо-западный озерный комплекс [1].

Вторая группа водоемов, сходных по своим природным условиям и составу зоопланктона, – Сизьменский разлив, Нижний бьеф Шекснинского водохранилища и Шекснинский плес Рыбинского. Эти озеровидные расширения подвержены сильному воздействию побережья.

Быстро прогревающиеся воды мелководий благодаря проточности интенсивно перемешиваются в открытых участках, побережье характеризуется развитием макрофитов и литоральной фауны. Видовой состав зоопланктона более разнообразен, среди ракообразных преобладают *Cladocera* – фильтраторы, наблюдается более высокий уровень развития зоопланктона.

Зоопланктон в этих водоемах складывается из форм, поступающих со стоком из крупного лежащего выше водохранилища или озера, и формируется под влиянием местных экологических условий.

В вытекающей из Белого озера Шексне некоторое время сохраняется белозерский зоопланктон. Однако перерабатывающая роль течения сказывается почти сразу. Первыми исчезают пелагические ракообразные: *Limnosed*, *Bythotrephes*, *Heterosira*. Уже в Сизьменском разливе складывается своеобразный зоопланктон. Это мелководное с сильно изрезанной береговой линией расширение, где собственно нет пелагической части. По всему расширению распространены прибрежные *Ceriodaphnia*, даже на русловых участках они составляют третью часть общей численности зоопланктона.

В Приплотинном плесе зоопланктонное сообщество характеризуется более интенсивным развитием и преобладанием по численности дафний и босмин (*Daphnia cucullata*, *D. longispina*, *Bosmina longirostris*).

Зоопланктон Сизьменского разлива и Приплотинного плеса отличается преобладанием среди ракообразных ветвистоусых; роль диапомид здесь значительно понижена (табл. 2).

Таким образом, среднее многолетнее количество *Diaptomidae* в планктоне Белого озера составляет около 50%, в Сизьменском расширении – около 20%, в Приплотинном – около 10%, тогда как *Cladocera* соответственно 16, 61 и 70%.

Состав *Cladocera* в Сизьменском разливе и Приплотинном плесе значительно различается. В Приплотинном плесе доминируют пелагические виды, тогда как в Сизьменском – прибрежные.

Т а б л и ц а 2

Соотношение отдельных групп ракообразных в различных участках Шекснинского водохранилища, % от численности всех ракообразных

Участок	Группа	VIII 1975	VII 1976	VII. 1977
Белое озеро	Copepoda	87.4	81.1	83.7
	Diaptomidae	54.4	61.0	31.2
	Temoridae	2.8	14.7	2.5
	Cyclopidae	30.2	5.4	50.0
	Cladocera	12.6	18.9	16.3
Сизьменский разлив	Copepoda	21.8	53.9	39.2
	Diaptomidae	2.8	38.5	17.0
	Cyclopidae	19.4	15.4	22.2
	Cladocera	78.2	46.1	60.8
Приплотинный плес	Copepoda	33.0	14.1	44.4
	Diaptomidae	3.0	8.9	21.2
	Cyclopidae	29.9	5.2	23.2
	Cladocera	67.0	85.9	55.6

В количественном соотношении Сизьменское расширение и Приплотинный плес имеют летом более богатый зоопланктон, чем Белое озеро и особенно Главный плес Рыбинского водохранилища (табл. 3). Осенью в этих небольших мелководных участках показатели зоопланктона ниже, чем в Белом озере и центральных районах Рыбинского, где выхолаживание происходит значительно медленнее.

Если проследить дальнейшую трансформацию зоопланктона от Шекснинского гидроузла вплоть до открытых частей Рыбинского водохранилища, то нужно отметить, что на речном участке Шексны до устья р. Суды при наличии течения снижается роль пелагических Cladocera, в зоопланктоне начинают преобладать циклопы и коловратки. У Череповца появляются брахионусы, на мелководье отмечается размножение мoini, что характеризует этот участок как загрязненный. В Шекснинском плесе Рыбинского водохранилища опять возрастает роль *Daphnia longispina*, *D. cucullata* и босмин. И, наконец, в центральных районах водохранилища восстанавливается пелагический комплекс, очень сходный с таковым Белого озера: появляются *Heteroscope appendiculata*, *Bythotrephes longimanus*, возрастает роль диаптомид. Подобные пелагические зоопланктонные комплексы, свойственные озерам Северо-Запада, совместно со снетком обосновались в расширенных и приплотинных участках не только Рыбинского, но и нижележащих водохранилищ — Горьковского и Куйбышевского.

Количественные показатели зоопланктона на участке Белое озеро-Рыбинское водохранилище в 1977 г.

Группа	Белое озеро					Сизьменский разлив				
	У	У1	У11	IX	X	У	У1	У11	IX	X
Rotatoria	$\frac{13.5}{0.05}$	$\frac{113.5}{0.23}$	$\frac{67.1}{0.04}$	$\frac{71.0}{0.156}$	$\frac{6.6}{0.06}$	$\frac{43.0}{0.2}$	$\frac{23.4}{0.03}$	$\frac{98.7}{0.4}$	$\frac{31.5}{0.35}$	$\frac{0.014}{0.01}$
Copepoda	$\frac{16.0}{0.08}$	$\frac{91.2}{0.57}$	$\frac{113.0}{1.16}$	$\frac{66.0}{0.46}$	$\frac{12.9}{0.33}$	$\frac{11.0}{0.08}$	$\frac{37.4}{0.17}$	$\frac{81.9}{1.04}$	$\frac{25.2}{0.17}$	$\frac{0.5}{0.01}$
Cladocera	$\frac{1.3}{0.05}$	$\frac{30.3}{1.13}$	$\frac{17.9}{0.99}$	$\frac{18.1}{0.83}$	$\frac{9.5}{0.37}$	$\frac{0.4}{0.01}$	$\frac{32.6}{0.17}$	$\frac{108.1}{1.64}$	$\frac{36.3}{0.27}$	$\frac{1.4}{0.04}$
Общий зоопланктон	$\frac{32.0}{0.18}$	$\frac{235.0}{1.93}$	$\frac{198.0}{2.2}$	$\frac{155.2}{1.45}$	$\frac{29.0}{0.76}$	$\frac{53.4}{0.29}$	$\frac{93.4}{1.38}$	$\frac{288.8}{3.1}$	$\frac{93.3}{0.79}$	$\frac{1.9}{0.05}$
Группа	Приплогинный плес					Главный плес				
	У	У1	У11	IX	X	У	У1	У11	IX	X
Rotatoria	$\frac{15.8}{0.05}$	$\frac{133.0}{0.17}$	$\frac{3.56}{0.01}$	$\frac{55.6}{0.15}$	$\frac{0.8}{0.01}$	$\frac{0.2}{0.001}$	$\frac{61.7}{0.28}$	$\frac{36.0}{0.21}$	$\frac{36.0}{0.0001}$	-
Copepoda	$\frac{15.3}{0.08}$	$\frac{47.6}{0.39}$	$\frac{35.7}{0.71}$	$\frac{21.3}{0.32}$	$\frac{6.8}{0.13}$	$\frac{14.4}{0.43}$	$\frac{54.0}{0.57}$	$\frac{43.3}{0.18}$	$\frac{22.5}{0.27}$	$\frac{1.9}{0.05}$
Cladocera	$\frac{0.6}{0.01}$	$\frac{22.8}{1.11}$	$\frac{39.4}{1.6}$	$\frac{15.9}{0.3}$	$\frac{6.6}{0.19}$	$\frac{0.01}{0.001}$	$\frac{10.4}{0.46}$	$\frac{0.44}{0.37}$	$\frac{6.0}{0.31}$	$\frac{17.3}{0.97}$
Общий зоопланктон	$\frac{31.7}{0.16}$	$\frac{203.5}{1.67}$	$\frac{78.7}{2.34}$	$\frac{92.8}{0.77}$	$\frac{14.2}{0.33}$	$\frac{14.5}{0.43}$	$\frac{126.0}{1.31}$	$\frac{79.7}{0.76}$	$\frac{28.9}{0.58}$	$\frac{19.2}{0.99}$

П р и м е ч а н и е. В числителе - численность, тыс. экз./м³, в знаменателе - биомасса, г/м³.

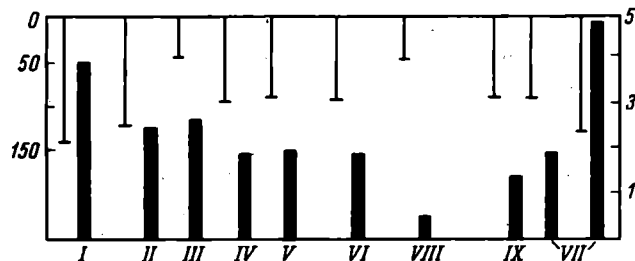
Третья группа сходных районов – речные участки Шекснинского водохранилища, Ковжинского плеса и небольшие водохранилища Волго-Балтийской водной системы (Вытегорское, Новинкинское) – характеризуется повышенной проточностью и мутностью, размывом береговой зоны, отсутствием макрофитов. Зоопланктон в них обеднен, представляет собой трансформированное сообщество, приносимое из вышележащих участков. Степень его деградации тесно связана с воздействием течения и мутности. Относительно более высокая прозрачность на этом участке постоянно наблюдается в устье Ковжи и в Вытегорском водохранилище, минимальная – в Новинкинском и в районе Аненского моста. При прозрачности всего 7–10 см осенью зоопланктон либо отсутствовал, либо был представлен отдельными особями *Cyclops*. За период обследований в 1973, 1976 и 1977 гг. количество зоопланктона и прозрачность составляли в среднем:

	Вытегор- ское во- дохрани- лище	Новин- кинское водохра- нилище	Район у Аненско- го моста	Устье Ковжи
Прозрачность, см	37	12	7	35
Количество, тыс. экз./м ³	8.1	0.58	16.2	10.6

Даже летом (VIII 1973, VII 1976) в период массового развития *Cladocera* в устье Ковжи и в Вытегорском водохранилище они играют подчиненную роль, в Новинкинском – отсутствуют.

При прозрачности менее 10 см и наличии взвеси (более 150 г/м³), состоящей из мелких минеральных частиц, отсутствуют не только тонкие фильтраторы – коловратки и ветвистоусые, не могут существовать и грубые фильтраторы – диаптомусы. Единично встречаются лишь хищные циклопы, питание которых, видимо, происходит за счет поедания более мелких копеподитов. Такой планктон, состоящий из одних хищных форм, складывается в горных водохранилищах, где впадающие реки несут огромное количество минеральной взвеси, и фильтраторы существовать не могут [8]. Обычно мутные участки характеризуются повышенным количеством бактерий, попадающих в толщу воды из донных отложений.

Небольшие водоемы Северо-Двинской системы подвержены наибольшему взаимовлиянию, чему способствует работа шлюзов, прохождение крупных судов. Тем не менее большинство из них сохраняет характерные черты, определяющиеся морфометрией. Взмучивание грунта от прохождения судов интенсивнее в суженных и мелких участках: в устье Порозовицы, в самой Порозовице, в мелководных (2–4 м) Кишемском и Васняковском озерах; при этом количество зоопланктона и особенно фильтраторов резко падает. По мере увеличения глубины водоема грунты взмучиваются меньше. Количество зоопланктона на участке от Кубенского до Покровского озера прямо пропорционально прозрачности (см. рисунок).



Зависимость биомассы зоопланктона от прозрачности воды в водоемах Северо-Двинской системы в конце мая 1977 г.

Озера: I – Покровское, II – Зауломское, III – Вазеринское, IV – Кишемское, V – Васняковское, VI – Благовещенское, VII – Кубенское, VIII – р. Порозовица, IX – устье р. Порозовицы. По вертикали: слева – прозрачность, см, справа – биомасса, г/м³.

В период весеннего прогрева (конец мая 1977 г.) небольшие водоемы Северо-Двинской системы, кроме оз. Сиверского, прогреваются почти одновременно. В более глубоком оз. Сиверском температура воды весной значительно ниже, развитие зоопланктона, особенно Cladocera, запаздывает.

	Сиверское	Покровское	Зауломское	Кишемское	Кубенское
Глубина, м	23	3.7	7	4	4.8
Температура (поверхность-дно), °C	9.0-6.1	13.0-12.0	12.6-12.5	12.8-12.7	12.9-12.7
Зоопланктон (общий), тыс. экз./м³	0.77	4.3	2.55	2.0	2.9
Cladocera, г/м³	0.001	0.3	0.2	0.1	0.1

Видовой состав зоопланктона мелководных озер системы сходен. Все они имеют богатый зоопланктон, типичный для мезотрофных эвтрофирующихся водоемов. Степень их эвтрофирования несколько различна: в Кишемском и Зауломском озерах распространены сине-зеленые нитчатки и эвглены – черты эвтрофирующихся и загрязняющихся водоемов [7]. В оз. Кишемском, кроме того, в большом количестве встречаются инфузории, характерные для β - и α -мезосапробных зон [3], и водные грибы-сапрофиты [2]. В Зауломском озере в период летней стагнации развивается дефицит кислорода у дна, присутствует свободная углекислота и сероводород. Придонные слои лишены жизни.

Среди озер Северо-Двинской системы в Сиверском наблюдаются лишь признаки эвтрофирования. Озеро характеризуется низкой цвет-

ностью, высокой щелочностью, жесткостью, большим содержанием кальция. В нем постоянно наблюдается самая большая среди обследованных озер прозрачность. Оно имело некоторые черты олиготрофного водоема: значительно более низкое, чем в Белом озере, количество органики, минимальное среди озер Северо-Двинской системы общее количество бактерий, небольшая численность сапрофитов [9, 11]. И в настоящее время озеро характеризуется чистой водой: количество инфузорий – показателей α – β – мезосапробной зоны, здесь самое низкое среди водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской систем – 40 экз./л, тогда как в Белом озере – 89, в оз. Кубенском – 120, в Кишемском – 400, в оз. Заулском – 160, в Новинкинском и Вытегорском водохранилищах – 400–500 экз./л и т.д. [3].

В летний период Сиверское озеро резко разделено на термические зоны. Мощный гипolimнион занимает большую часть водной толщи. Температура в нем обычно составляет 10–12°, лишь в некоторые годы с усиленной ветровой деятельностью и низким залеганием металимниона – около 14°. Кислород в гипolimнионе обычно присутствует, хотя количество его в придонных слоях падает до 2–1 мг/л. В августе 1977 г. в период устойчивой жаркой погоды образовался металимниальный дефицит кислорода, что характерно уже для эвтрофных водоемов. При этом вся толща воды озера, за исключением верхних 6 м, была почти лишена водного населения, там встречались в основном отмершие особи.

В зоопланктоне Сиверского озера хорошо выделяются две биологически разнородные группы: комплекс видов, обычный для всех близлежащих мезотрофных водоемов с доминированием теплолюбивых *Cladocera* и популяция *Cyclops scutifer* – формы, свойственные арктическим и субарктическим олиготрофным озерам и не встречающиеся в высокоэвтрофных и дистрофных водах [10]. Оз. Сиверское – самое южное местонахождение этого вида, распространение которого резко ограничено зоной тундры и тайги до 60° с.ш.

Первая группа видов с преобладанием *Cladocera* населяет верхние 2–4 м эпилимниона, популяция *C. scutifer* обычно распределена в гипolimнионе и лишь в исключительных случаях при исчезновении кислорода в нем поднимается в металимнион, но и тогда обе группы ракообразных четко разделены в пространстве. Другие массовые виды циклопов озера – *Mesocyclops leuckarti*, *Termocyclops crassus* и *T. oithonoides* – наиболее близки биологически к *C. scutifer*, но в отличие от него приурочены к поверхностным горизонтам. Популяция *C. scutifer* составляет основу зоопланктона озера. Циклопы присутствуют в водоеме круглый год. Летом в период интенсивного размножения средняя биомасса половозрелых особей составляет 1.9 г/м³, всех возрастных стадий этого вида – 4.0 г/м³. В это же время максимальная биомасса всех *Cladocera* в 4-метровом слое составляет 1.7 г/м³ (табл. 4).

Т а б л и ц а 4

Осредненные за сутки (8–9 VIII 1977) показатели биомассы основных групп зоопланктона по горизонтам воды в оз. Сиверском

Глубина, м	Биомасса, г/м ³				Общий зоопланктон
	Cladocera	Diaptomus + Mesocyclops	Diaptomus + Mesocyclops + Cyclops scutifer (Copepodit)	Cyclops scutifer	
0,5	3,23	1,9	0	0	5,13
2	4,68	1,9	0	0	6,58
4	3,3	0,89	0,8	0,14	5,13
6	0,7	0,001	0,2	3,9	4,8
9	0,04	0	0	0,1	0,14
12	0,01	0	0	0,003	0,013

Зимуют копеподитные стадии *Cyclops scutifer*, находясь в толще воды. Зимних заморов в озере (по устному сообщению Л.А. Жакова) до сих пор не отмечалось.

З а к л ю ч е н и е

Изменения зоопланктона при переброске вод скорее всего произойдут из-за возрастания скоростей течения, увеличения мутности, ухудшения кислородного режима, распространения загрязнений.

Чистые воды олиготрофного Онежского озера при прохождении трассы Волго–Балта вследствие увеличения проточности будут насыщаться минеральной взвесью еще более интенсивно, чем воды на этом участке в настоящее время. Весь пелагический онежский планктон значительно трансформируется в мутном потоке уже на пути до Белого озера. В первую очередь под действием течения и турбулентности погибнут крупные ветвистоусые: *Limnosida*, *Diaphanosoma*, дафнии. Наличие густой минеральной взвеси явится дополнительным неблагоприятным фактором, ускоряющим выпадение из планктона ракообразных-фильтраторов от забивания сестоном фильтрующего аппарата.

В результате переброски водообмен Белого озера возрастает в 2 раза. В настоящее время взвеси этого озера, создающие мутность его вод при волнении, представлены преимущественно крупными быстро оседающими частицами органического происхождения. Более интенсивный приток мутных ковжинских вод, содержащих тонкие

минеральные медленно оседающие частицы, вызовет уменьшение прозрачности прежде всего в районах устья Ковжи, и постепенно помутнение охватит весь водоем.

Отрицательные последствия снижения прозрачности в Белом озере трудно переоценить. Это повлечет за собой падение роли ветровистых-фильтраторов (значение которых и в настоящее время невелико), увеличение количества бактерий, снижение самоочищающей способности водоема. Для диаптомид – основы кормовой базы рыб-планктофагов – ухудшаются условия питания, так как интенсивность фотосинтеза и развитие фитопланктона снизятся.

Видимо, ниже Белого озера мутность не будет распространяться, а водоем примет на себя роль отстойника.

На речном участке Шекснинского водохранилища значительных изменений не должно произойти. В суженных частях водохранилища, между плесами, при увеличении скоростей течения до 0,3–0,5 м/с усилятся трансформация палеогического планктона. В Сизьменском расширении и Приплотинном плесе существенных изменений не произойдет. Основной сток будет проследиваться по руслам рек. На мелководьях, особенно сильно заросших, режим и условия развития планктонных сообществ останутся более стабильными.

Увеличение объема стока Шексны в Шекснинский плес Рыбинского водохранилища продвинет ниже на юг зону, образованную эвтрофирующими сбросами Череповца. В настоящее время по распространению сапробных инфузорий [3] и ракообразных [4], характерных для β - и α -мезосапробных зон загрязненный участок располагается от Череповца до устья р. Суды.

Общего повышения трофии Белого озера, Череповецкого и Рыбинского водохранилищ вследствие переброски олигосапробных онежских вод ожидать нет оснований. Значительно большим изменениям подвергнутся водоемы Северо-Двинской системы. Полная деградация озерного „кубенского” планктона произойдет уже на участке р. Порозовицы от Кубенского до Благовещенского озера. И в настоящее время при незначительной проточности в р. Порозовице отмечаются очень низкая прозрачность и бедный зоопланктон, что менее связано с направленным течением, а больше с постоянным турбулентным перемешиванием от движения судов и работы шлюзов. Мелководные небольшие озера трассы, такие как Кишемское и Покровское, будут промыты сильным течением. Богатые органикой, поднятые и взмученные донные отложения сапробного и высокоэвтрофного оз. Кишемского частично осядут в относительно глубокой котловине Заулومского озера, что будет способствовать еще более интенсивному расширению бескислородной зоны, постоянно наблюдающейся в этом водоеме в придонных слоях.

Однако наибольшие нежелательные последствия переброски следует ожидать в Сиверском озере. Перебрасываемые воды повышенной мутности, содержащие большое количество взвешенной и растворенной органики, будут отстаиваться в котловине озера. Это вызовет увеличение количества органики в грунтах и усилит

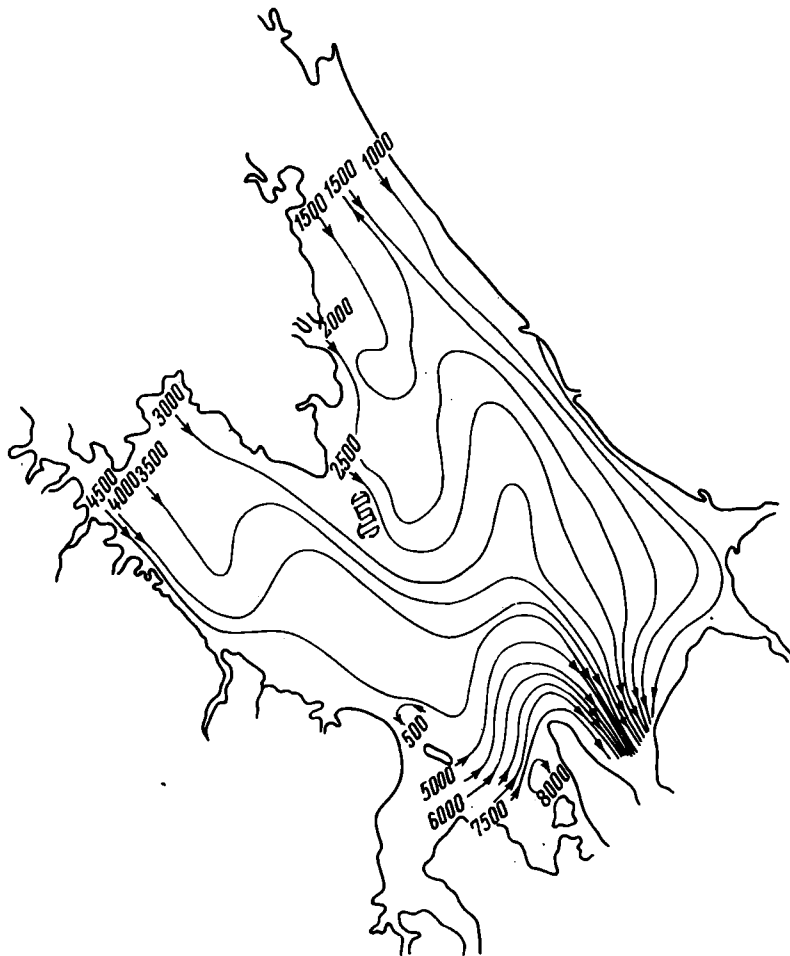


Рис. 4. Схема интегральной циркуляции вод ($\text{м}^3/\text{с}$) в мае многоводного года.

Произведенный расчет чисто стоковых течений при отсутствии ветра показал, что полученная схема в принципиальных чертах совпадает со схемой стоковых течений для зимнего периода, основанной на материалах натурных данных [1]. Согласно полученной расчетной схеме (рис. 3), наиболее интенсивный перенос происходит по затопленным руслам рек. Скорости течений в русловых участках водохранилища достигают 3–6 см/с, а с выходом в Главный плес уменьшаются до 3–0.5 см/с.

В отдельные месяцы экстремальных по водности лет схемы интегральной циркуляции могут претерпевать значительные изменения.

Так, в мае 1955 г. приток в водохранилище в 3,5 раза превысил средний многолетний и был равен 21.1 км^3 . Это привело к полному разрушению характерных для средних по водности и маловодных лет циркуляционных зон. Изолинии функции полных потоков вытянулись в направлении переноса вод, характерном для стоковых течений в подледный период (рис. 4).

Мощный поток волжских вод, огибая мыс Рожновский, устремлялся к сбросному участку. Подпираемый им моложский поток, отклоняясь к востоку, следовал к сбросному участку параллельно волжскому. Шекснинские воды, также без существенных отклонений от зимней траектории переноса, втекают в сбросный участок восточнее моложских.

Циркуляция в остальные месяцы многоводного года практически повторяет таковую для осредненных за многолетний период условий.

Проверка расчетных параметров течений

Основным критерием адекватности модели реальным процессам переноса вод в водоеме служит соответствие расчетных параметров течений данным натурных наблюдений. В то же время выбор критерия допустимости возможных отклонений расчетных характеристик течений от фактических материалов представляет собой довольно сложную задачу. Прежде всего это связано с тем, что расчет дает картину установившихся течений, что на самом деле встречается довольно редко. Немалую роль играет и изменчивость параметров течений в зависимости от местоположения расчетной точки.

Ошибки, возникающие из-за несовпадения в пространстве расчетной и промерной вертикалей, могут достигать существенных величин.

Во многих предыдущих работах по расчету течений методом полных потоков отмечается удовлетворительное соответствие расчетных и наблюдаемых параметров течений [3, 5, 10]. Этот вывод делался на основе простого сопоставления расчетных и фактических материалов. Данный метод используется и нами (рис. 5). Помимо этого мы предлагаем для проверки адекватности модели следующий критерий. Пусть $(V, \alpha)_{i,j}$, $(V, \alpha)_{i+1,j}$, $(V, \alpha)_{i,j+1}$, $(V, \alpha)_{i+1,j+1}$ – рассчитанные значения направлений и скоростей течений на вертикалях, расположенных в узловых точках квадрата расчетной сетки, в котором производится контрольное измерение. Обозначим через A_V амплитуду изменения скорости течения на данном горизонте в пределах выделенного квадрата, а через A_α – амплитуду изменения направления. Амплитудой назовем разность между наибольшим и наименьшим значением параметра в узловых точках взятого квадрата. Средние значения параметров течений, вычисленные из четырех, рассчитанных в узловых точках, обозначим



Рис. 5. Векторы течений на горизонте 1 м.

I – рассчитанные, II – наблюдаемые. Станция: 1 – Моюга, 2 – Наволоки, 3 – Брейтово, 4 – Средний Двор, 5 – Измайлово, 6 – Всехсвятский. (Ветер – 300° , 5 м/с).

как \bar{V}_p и $\bar{\alpha}_p^0$. Ошибки расчетов параметров течения определим как

$$\pm E_V = V_H - \bar{V}_p; \quad \pm E_\alpha = \alpha_H^0 - \bar{\alpha}_p^0,$$

где V_H и α_H^0 – наблюдаемые параметры течения.

Будем считать соответствие расчетных и наблюдаемых параметров течений удовлетворительным, если величина $|E|$ не превыша-

Таблица 6

Проверка соответствия расчетных и наблюдаемых параметров (%) течения по данным съемки 12 VIII 1978

Станция	Горизонт, м															
	0		1		2		3		4		5		6			
	$\frac{E_{\alpha}}{A_{\alpha}}$	$\frac{E_v}{A_v}$	$\frac{E_{\alpha}}{A_{\alpha}}$	$\frac{E_v}{A_v}$	$\frac{E_{\alpha}}{A_{\alpha}}$	$\frac{E_v}{A_v}$	$\frac{E_{\alpha}}{A_{\alpha}}$	$\frac{E_v}{A_v}$	$\frac{E_{\alpha}}{A_{\alpha}}$	$\frac{E_v}{A_v}$	$\frac{E_{\alpha}}{A_{\alpha}}$	$\frac{E_v}{A_v}$	$\frac{E_{\alpha}}{A_{\alpha}}$	$\frac{E_v}{A_v}$	$\frac{E_{\alpha}}{A_{\alpha}}$	$\frac{E_v}{A_v}$
Молога	66	26	22	31	19	19	11	25	18	18	12	15	44	33		
Всехсватский	86	50	6	36	15	18	11	18	17	8	100	29	266	35		
Наволоки	80	29	38	8	15	24	24	18	35	45	33	18	9	20		
Измайлово	70	50	8	31	11	11	21	12	6	23	74	14	64	8		
Брейтово	40	19	2	38	29	10	12	13	25	18	16	38	12	25		
Средний																
Двор	56	33	39	31	9	24	9	8	19	14	15	17	38	6		

ет половины амплитуды, т.е. наблюдаемые параметры течения не выходят за пределы крайних для данного квадрата сетки значений:

$$\left| \frac{E_v}{A_v} \right| \cdot 100\% \leq 50\%; \quad \left| \frac{E_{\alpha}}{A_{\alpha}} \right| \cdot 100\% \leq 50\%.$$

Для проверки соответствия модели реальным условиям нами была выполнена съемка течений на 6 станциях (рис. 5) при гидрометеорологической ситуации, способствующей формированию установившихся течений. Учитывая, что период становления течений в водохранилище равен примерно 10–15 ч [2], съемка была проведена 12 августа 1978 г. во время неизменной в течение 3 суток ветровой ситуации. Измерения производились вертушкой ГР-42. В течение 10–12 августа направление ветра изменялось от 320 до 350°, скорость – от 5 до 8 м/с. В день съемки ветер сохранял направление 340° и силу 6 м/с. Объемы притоков Волги, Мологи и Шексны были близки к среднегодовым для августа. Расчет, произведенный для данной ветровой ситуации, показал хорошее соответствие расчетных и фактических параметров течений (табл. 6).

Коэффициент корреляции между V_n и \bar{V}_p составил $r_v = 0.87 \pm 0.04$, а между α_n и $\bar{\alpha}_p$ $r_{\alpha} = 0.81 \pm 0.05$.

Наибольшие отклонения расчетных и фактических параметров течения для горизонта 0 м можно объяснить двумя причинами: а) расчет производился для поверхности воды, а натурные наблюдения – на горизонте 0.2 м; б) поверхностный слой наименее инертен, и поэтому перемещение воды в этом слое быстрее реагирует на местные флуктуации ветра.

Таким образом, расчетные скорости и направления течения в общем удовлетворительно согласуются с измеренными. В пользу этого свидетельствует и распределение в водоеме некоторых физи-

анаэробные процессы в гипolimниионе. Бескислородная зона в летнее время продвинется выше от дна. Появится возможность зимних заморов, до сих пор не наблюдавшихся в озере. Заметный уже в настоящее время процесс эвтрофирования этого чистого водоема продвинется быстрыми темпами. Если усиленная проточность будет прослеживаться лишь в южной части озера, а турбулентное перемешивание не охватит весь водоем, в северной части сохранится в течение лета стратификация и гипolimнион с естественной для него температурой около 10–11°. Это создаст необходимое условие для сохранения части популяции *Cyclops scutifer* – основе „сверского“ зоопланктона. Популяция этого циклопа, не имеющего зимних яиц, может исчезнуть из озера при интенсивной смене всей массы воды в период переброски, а также при зимних заморах, которые охватят весь водоем.

Усиление турбулентного перемешивания с одной стороны улучшит кислородный режим в гипolimниионе, с другой – будет способствовать повышению температуры в нем и развитию гомотерии в озере, что создаст неблагоприятные условия для популяции холодолюбивого циклопа.

Л и т е р а т у р а

1. Волга и ее жизнь. Л., 1978. 350 с.
2. Захарова Л.И. Распространение спор водных грибов в некоторых северных водоемах. – Тез. докл. „Биологические ресурсы водоемов Вологодской области, их охрана, и рациональное использование“, Вологда, 1978, с. 22–24.
3. Мамаева Н.В., Мажекайте С.И. Планктонные простейшие Волго–Балтийской водной системы. – Гидробиол. ж., 1975, т. 11, вып. 5, с. 81–85.
4. Мордухай-Болтовской Ф.Д., Столбунова В.Н., Ривьер И.К. О нахождении *Moina brachiata* и *M. micrura* в Рыбинском водохранилище. – Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1975, № 28, с. 21–26.
5. Николаев И.И. Элементы лимнологической специфики больших озер умеренной зоны. – Гидробиол. ж., 1975, т. 11, вып. 6, с. 5–10.
6. Николаев И.И. Предварительные результаты исследований на озере Белом. – Тез. докл. „Биологические ресурсы водоемов Вологодской области, их охрана и рациональное использование“, Вологда, 1978, с. 5–9.
7. Пырина И.Л., Башкатова Е.А., Минеева Н.М., Сигарева Л.Е. Некоторые показатели продуктивности фитопланктона Шекснинского водохранилища и примыкающих озер. – Тез. докл. „Биологические ресурсы водоемов Вологодской области, их охрана и рациональное использование“. Вологда, 1978, с. 17–20.

8. Р и в ь е р И.К. Зоопланктон. — В кн.: Водохранилища мира. М., 1979, с. 158–165.
9. Р о м а н е н к о В.И. Краткая микробиологическая характеристика р. Шексны и Северо-Двинского канала. — Бюл. Ин-та биол. водохр., 1959, № 5, с. 9–12.
10. Р ы л о в В.М. Cyclopoida пресных вод. — В кн.: Фауна СССР. Ракообразные. Л., 1948, т. 3, вып. 3, с. 198–204.
11. С к о п и н ц е в Б.А., Б а к у л и н а А.Г., К у з - н е ц о в а Н.С. Органическое вещество в водах Рыбинского и Шекснинского (Череповецкого) водохранилищ, Белого и Сиверского озер в многоводные 1965 и 1966 гг. — В кн.: Абиотические факторы биологического круговорота в водоемах. Л., 1971, с. 67–86.

О ЗООПЛАНКТОНЕ НЕКОТОРЫХ МУТНЫХ ВОДОЕМОВ
ВОЛГО-БАЛТИЙСКОЙ ВОДНОЙ СИСТЕМЫ

Участок Волго-Балтийского водного пути от Вытегры до устья Ковжи, особенно Ковжинский участок и водораздельный канал Шекснинского водохранилища, отличаются повышенной мутностью воды. Через Пахомовский гидроузел, расположенный на водоразделе, богатые взвесями воды продвигаются в сторону Онежского озера и поступают в верхнее Новинкинское водохранилище, а затем в Белоусовское и Вытегорское. По Ковжинскому участку мутные воды распространяются в сторону Белого озера (см. рисунок).

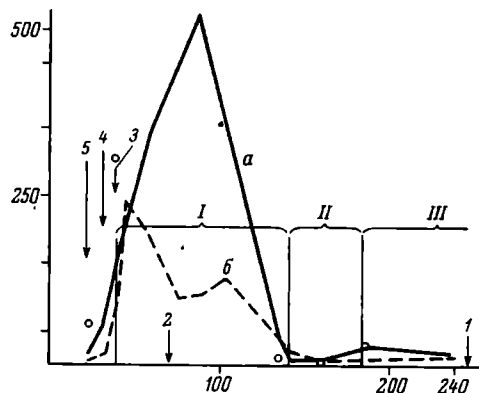
Источник образования взвесей находится в Ковжинском участке и водораздельном канале. Здесь наблюдается наибольшая мутность воды, составившая 26 июня 1976 г. 518 г/м^3 , 14 мая 1977 г. — 249 г/м^3 (см. рисунок). Образование такого большого количества минеральных взвесей не свойственно водоемам северной части европейской территории СССР, где естественная мутность меньше 25 г/м^3 . Оно происходит из-за интенсивного судоходства, создающего в период навигации условия для постоянного взмучивания частиц грунта и размыва дна и берегов. Этому способствует конфигурация водораздельного канала и мелиорированных участков Ковжинского плеса, выполненных по принципу „равновеликого объема“, т.е. без укрепления откосов в расчете на их естественное выполаживание в процессе эксплуатации судоходного пути.

Основное количество сбрасываемой через Пахомовский гидроузел мутной воды используется для нужд судоходства и распределяется в соответствии с его интенсивностью: в апреле — 3%, в мае — 12, в июне и июле — 17, в августе — 16, в сентябре и октябре — 15, в ноябре — 5%, т.е. наибольшее поступление мутных вод наблюдается с мая по октябрь, когда фито- и зоопланктон в естественных условиях наиболее интенсивно размножаются. Резкое уменьшение прозрачности и увеличение мутности изменяют биологические процессы в водоеме, вызывают обеднение и перестройку зоопланктона.

Новинкинское водохранилище, куда в первую очередь поступают мутные воды, выполняет роль отстойника. Так, 13 августа 1973 г.

Мутность воды на участке Волго-Балтийского водного пути от р. Вытегры до пос. Топорище.

О — мутность в августе 1973 г., а — в июле 1976 г., б — в мае 1977 г. Плес: I — Ковжинский, II — Белоозерский, III — Шекснинский. Гидроузел: 1 — Череповецкий, 2 — Пахомовский, 3 — Новинкинский, 4 — Белоусовский, 5 — Вытегорский. По оси ординат — мутность, г/м^3 ; по оси абсцисс — водный путь от р. Вытегры, км.



мутность здесь была равна 302.3 г/м^3 , а в нижнем Вытегорском водохранилище всего 60.3 г/м^3 ; прозрачность соответственно увеличивалась от 10 до 50 см. Аналогичное распределение количества взвесей и изменение прозрачности наблюдалось в 1976–1977 гг. (см. рисунок).

Влияние Ковжинского участка на мутность воды Белого озера ограничено северо-западной частью озера, непосредственно примыкающей к бывшему устью Ковжи, где мутность 23 июля 1976 г. была равна 6.0 г/м^3 , а 13 мая — 11.3 г/м^3 , при ее значениях в центре водоема 5.1 и 2.2 г/м^3 соответственно. Увеличение мутности всего озера произошло после образования Шекснинского водохранилища. Поднятие уровня на 1.5 м вызвало размыв прибрежных участков, формирование новой береговой линии, пересортировку донных отложений вблизи берега. Однако основной причиной повышенной мутности были и остаются ветровое волнение и перемешивание, обычное для этого мелкого (максимальная глубина 5.5 м) водоема.

Взвеси Белого озера, за исключением участков, прилегающих к устью Ковжи, имеют несколько иной характер. Это преимущественно организмы на разной стадии минерализации, которая происходит в основном в толще воды. Вследствие этого грунты Белого озера бедны органикой, максимальное ее количество 8% [2]. Особенно бедны (до 2–3%) постоянно взмучиваемые грунты центральной части озера, вдоль судового хода. Этот район отличается повышенной мутностью в течение всего периода открытой воды [10].

Расположение районов с повышенным количеством взвешенных частиц зависит от силы и направления ветра. При усилении волнения количество взвеси и прозрачность воды у подветренного и наветренного берегов значительно отличаются: у подветренного бе-

Т а б л и ц а 1

Состав рачкового планктона Белого озера, % от общей численности ракообразных

Группа, вид	УІІІ 1973 (I де- када)	УІІІ 1974 (I де- када)	УІІ 1975 (II де- када)	УІІ 1976 (III де- када)	УІІ 1977 (III де- када)
Diaptomidae (взрос- лые и копеподиты)	17.0	51.8	54.4	61.0	31.2
Heteroscope	1.6	0.6	2.3	14.7	2.5
Cyclopidae (взрос- лые и копеподиты)	33.3	37.6	30.2	5.4	50.0
Copepoda (общ.)	51.9	90.0	87.4	81.1	83.7
Cladocera (общ.)	48.1	9.7	12.6	18.9	16.3
Cladocera:					
Limnosedra fron- tosa	8.5	2.2	8.4	13.3	3.4
Daphnia cucullata	10.1	0.2	0.7	0.8	4.4
Bosmina coregoni	7.1	1.4	0.6	2.3	4.0
Chydorus sphae- ricus	16.5	0	0.5	0	0.3

рега прозрачность оказывается в 3–4 раза выше. При длительном волнении взмучивание донных отложений охватывает весь водоем. Такие периоды характеризуются обеднением фитопланктона и перераспределением зоопланктона [7]. При длительной штилевой погоде прозрачность в озере летом возрастает до 150–170 см, в центральных районах может возникать температурное расслоение. Однако эти явления не типичны для Белого озера.

Видовой состав зоопланктона озера характеризуется преобладанием среди ракообразных копепод: циклопов-хищников, диаптомид-грубых фильтраторов, распространением хищной *Heteroscope appendiculata* и хищных *Cladocera*. Ветвистоусые – тонкие фильтраторы, потребители бактериопланктона, играют подчиненную роль (табл. 1). Преобладание *Copepoda* над *Cladocera* в течение всего вегетационного периода отмечается всеми авторами, изучающими зоопланктон Белого озера [6, 8]. Такой состав зоопланктона, вероятно, является следствием повышенной мутности озера. Бактериопланктон в этом мезотрофном водоеме хорошо развит и содержит летом 2–3 млн кл./мл.

Среди последних 5 лет 1973 год отличается не только суммарной радиацией, превышающей среднюю многолетнюю величину, и повышенным температурным фоном, но и значительно ослабленным ветровым режимом [1, 4]. В этом году состав зоопланктона

Т а б л и ц а 2

Вертикальное распределение зоопланктона (тыс. экз./м³)
у с. Липин Бор в августе 1975 г.

Группа, вид	1 м	2,5 м	0,5 м над илом
<i>Conochilus hippocrepis</i>	400,0	630,0	810,0
<i>Rotatoria</i> (прочие)	10,0	40,0	16,0
<i>Nauplius</i>	25,0	17,5	20,0
<i>Cyclops</i> sp.	11,4	35,2	26,7
<i>Eudiaptomus</i> sp.	20,0	30,0	6,0
Copepoda (общ.)	56,4	72,7	52,7
<i>Daphnia longispina</i>	3,0	22,5	590,0
<i>D. cucullata</i>	0,5	0,3	6,0
Cladocera (общ.)	4,1	23,4	622,5

был необычайным, нехарактерным для Белого озера. Судя по приведенным данным (табл. 1), в 1973 г. наблюдались высокая численность тонких фильтраторов *Daphnia cucullata* и *Bosmina coregoni* и распространение по озеру *Chydorus sphaericus*. Массовое размножение *C. sphaericus* связано с „цветением“ синезеленых в августе 1973 г. [9], возможность которого создается также при длительной штилевой погоде [7].

При продолжительных ветрах скопления зоопланктона наблюдались у подветренного берега в придонном слое. Так, при ветрах северного направления длительностью около 3 суток в августе 1975 г. плотные скопления дафний образовались у самого дна в районе с. Липин Бор на глубине 3–3,5 м. В 3 сериях вертикальных ловов планктобатометром в толще воды и придонным батометром, облавливающим полуметровый слой над илом, биомасса зоопланктона изменялась на поверхности от 0,5 до 1,74 г/м³, на глубине 2,5 м – от 1,1 до 6,4, над илом – от 4,1 до 28,7 г/м³.

Наибольшие различия по вертикали наблюдались в видовом составе и численности отдельных видов (табл. 2).

Распределение взрослых *Cyclops* и *Eudiaptomus* в толще воды не изменялось, основная же масса *Cladocera* была сосредоточена под илом. Основу этого придонного скопления составляла *Daphnia longispina*, мигрировавшая ко дну в спокойные слои из толщи воды.

Гибель *D. longispina* при волнении и ветровом взмучивании прослежена на мелководьях Куйбышевского водохранилища. Усиление нагонного ветра у ртмели свыше 4 м/с снижало численность рачков с 11,0 до 1,2 тыс. экз./м³ за 1–2 суток, у более глубоких берегов эти явления наступали при 6–7 м/с, при ветре 12 м/с погибали все дафнии [3].

Т а б л и ц а 3

Прозрачность воды (П) и численность зоопланктона (Ч)
на отдельных участках Волго-Балтийского водного пути

Дата	Устье Ковжи		Ковжинский плес, Аненский мост		Новинкинское водохранилище		Вытегорское водохранилище	
	прозрачность, см	численность, тыс. экз./м ³	П	Ч	П	Ч	П	Ч
УШ 1973	60	30.0	-	-	10	0.8	50	14.6
У 1976	45	0.9	10	26.0	25	1.8	50	2.3
УШ 1976	20	9.8	-	-	12	0.02	40	3.0
Х 1976	15	2.0	7	0	5	0.08	15	2.8
У 1977	45	3.4	3	24.2	8	1.2	45	24.5

Вблизи судоходной трассы, в центральных районах озера с повышенной мутностью, постоянно отмечается еще более наглядное, чем в среднем по всему озеру, преобладание Diaptomidae. Соотношение Cladocera и Copepoda (% от общей численности рачков) приводится по материалам 1977 г.

	Станции по судовому ходу	Среднее по всему озеру
	УШ	УШ
Copepoda	98.2	83.7
Cladocera (без хищных форм)	1.8	16.3

Однако наиболее специфичен и обеднен зоопланктон Новинкинского водохранилища и всего участка с повышенной мутностью, включающего Ковжинский плес, Белоусовское и Вытегорское водохранилища. Исследования здесь производились в августе 1973 г., трижды в течение 1976 г. и в мае 1977 г. (табл. 3). Наибольшая прозрачность постоянно наблюдалась в устье Ковжи, а с другой стороны склона – в Вытегорском водохранилище, минимальная – в Новинкинском водохранилище и в районе Аненского моста. При прозрачности 5–7 см в октябре зоопланктон здесь либо отсутствовал, либо был представлен отдельными экземплярами циклопов. Даже летом (август 1973 г.) в период массового развития Cladocera ветвистоусые в устье Ковжи и Вытегорском водохранилище играли подчиненную роль, в Новинкинском – отсутствовали. Численность (тыс. экз./м³) отдельных групп приводится ниже.

	Устье Ковжи	Новинкинское	Вытегорское
Прозрачность, см	60	10	50
Rotatoria	0.1	0	0
Cladocera	6.2	0	5.1
Copepoda	23.7	0.8	9.5

При прозрачности 10 см и наличии взвеси 300–500 г/м³, состоящей из мелких минеральных частиц, фильтраторы коловратки и ветвистоусые существовать не могут. Следует отметить, что эти водоемы характеризуются большим количеством бактерий в толще воды – до 6–7 млн кл./мл. Не живут в условиях такой мутности и диаптомусы. Единично встречаются лишь хищные циклопы: *Syclops kolensis*, *S. vicinus*, *Acanthocyclops vernalis*, *A. gigas*, их копеподиты и науплии. Питание циклопов, видимо, происходит за счет поедания более мелких сородичей. Подобный зоопланктон, состоящий из одних хищных форм, складывается в горных водохранилищах (например, Кумисском), где впадающие реки несут огромное количество минеральной взвеси, поэтому фильтрационный способ питания невозможен [5].

Одна из вероятных причин такого состава зоопланктона, в котором доминируют циклопы, заключается в том, что условия существования зимой для них благоприятны. После прекращения судоходства и образования ледяного покрова вода быстро осветляется.

Изучение донных отложений Новинкинского водохранилища показало, что их гранулометрический состав приблизительно равен гранулометрическому составу взвесей, образующих мутность воды. Ниже приводится соотношение частиц различного размера, %.

Более 0.01 мм	0.01–0.005 мм	0.005–0.001 мм	0.001 и меньше
26	26	36	12

Для осветления воды в слое 2 и 10 м от взвесей, имеющих крупность около 0.01, 0.005 и 0.001 мм, требуется соответственно 0.6 и 3.2 и 11, 17 и 81 суток. Сопоставляя время, необходимое для осветления воды, и гранулометрический состав взвесей получим, что через 17 суток после прекращения сбросов в слое воды до глубины 2 м останется 12% взвесей, состоящих только из самых мелких частиц (менее 0.001 мм), а в слое от 2 до 10 м останутся еще и более крупные частицы (до 0.005 мм), но их будет меньше половины (48%). Уже через 17 дней после образования льда в верхнем двухметровом слое мутность составит 8–19 г/м³, а на глубине 2–8 м – 30–78 г/м³, что приближается к естественным величинам. Таким образом, в течение почти всего подледного периода вода лишена взвесей, и условия зимовки копеподитных стадий циклопов благоприятны.

С другой стороны, интенсивное осадконакопление и образование наилка, состоящего почти из одних минеральных частиц, губительно воздействуют на бентосные формы, донных ракообразных и зимующие яйца пелагических. Для Новинкинского, Белоусовского и Вытегорского водохранилищ характерна чрезвычайно большая скорость заилиения. Так, в Новинкинском водохранилище удельная скорость заилиения ($\text{т/км}^2 \cdot \text{год}$) в 20 раз выше, чем в Рыбинском. Среднегодовая скорость илонакопления в Новинкинском водохранилище равна 3.3–5.6 см, что создает неблагоприятные условия для развития биоценозов придонных ракообразных и погребает зимние яйца пелагических видов.

Таким образом, повышенная естественная мутность водоема либо возникающая при антропогенном воздействии (углубление трассы, разрушение берегов, прохождение судов, работа шлюзов) вызывает перестройку зоопланктона. Сначала выпадают тонкие фильтраторы среди ветвистоусых, затем по мере увеличения мутности исчезают и диатомиды. В планктоне остаются одни циклопы.

В подледный период взвесь оседает, прозрачность увеличивается, что создает благоприятные условия лишь для существования молодых циклопов. Усиленное илонакопление, образование осадков из минеральных частиц губительно воздействуют на донные биоценозы и зимующие яйца пелагических форм.

При переброске стока по Волго-Балтийской водной системе огромное количество минеральной взвеси будет дополнительно поступать в Белое озеро, что повлечет за собой дальнейшие изменения зоопланктона.

Уменьшение численности тонких фильтраторов *Rotatoria* и *Cladocera*, потребляющих бактериопланктон, вызовет снижение самоочистительной способности водоемов.

Л и т е р а т у р а

1. Горелова Э.М. Радиационный баланс и проникающая радиация. – В кн.: Озеро Кубенское. Л., 1977, ч. 1, с. 187–231.
2. Давыдова Н.Н., Курочкина А.А. Донные отложения Белого моря в процессе антропогенного воздействия. – В кн.: Биологические ресурсы водоемов Вологодской области, их охрана и рациональное использование. Вологда, 1978, с. 43–45.
3. Дзюбан Н.А., Урбан В.В. Влияние некоторых метеорологических элементов на развитие *Daphnia longispina* O.F. Müller. – В кн.: Биологические процессы в морских и континентальных водоемах. Кишинев, 1970, с. 114–115.
4. Изотова А.Ф. Потери тепла на испарение и турбулентный теплообмен с атмосферой. – В кн.: Озеро Кубенское. Л., 1977, ч. 1, с. 231–247.

5. К у т у б и д з е Л.Е., К е р е с е л и д з е З.М., М а ч а р а ш в и л и В.М., У х о м е л и д з е О.И. Зоопланктон озер и водохранилищ Грузии. – В кн.: Биологические процессы в морских и континентальных водоемах. Кишинев, Штиница, 1970, с. 210.
6. Л и т в и н А.И. О зоопланктоне Череповецкого водохранилища. – В кн.: Биологические ресурсы Вологодской области, их охрана и рациональное использование. Вологда, 1978, с. 29–32.
7. Н и к о л а е в И.И. Предварительные результаты исследований на Белом озере. – В кн.: Биологические ресурсы Вологодской области, их охрана и рациональное использование. Вологда, 1978, с. 5–9.
8. П и х т о в а Т.С. Зоопланктон Белого озера и его значение в питании рыб планктофагов. – В кн.: Биологические ресурсы Вологодской области, их охрана и рациональное использование. Вологда, 1978, с. 32–34.
9. П ы р и н а И.Л., Б а ш к а т о в а Е.Л., М и н е е в а Н.М., С и г а р е в а А.Е. Некоторые показатели продуктивности фитопланктона Шекснинского водохранилища и примыкающих озер. – В кн.: Биологические ресурсы Вологодской области, их охрана и рациональное использование. Вологда, 1978, с. 20–22.
10. Р у м я н ц е в В.Б., В а с и л ь е в В.В. Оптическая структура Белого озера. – В кн.: Биологические ресурсы Вологодской области, их охрана и рациональное использование. Вологда, 1978, с. 17–20.

О МЕЙОБЕНТОСЕ ОЗЕР СЕВЕРО-ДВИНСКОЙ СИСТЕМЫ
И ШЕКСНИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Материалом послужили пробы мейобентоса, собранные в озерах Северо-Двинской системы и в Шекснинском водохранилище в октябре 1976 г. и с мая по сентябрь 1977 г. Шекснинское водохранилище по особенностям гидрологического режима делится на 2 части: русловую и озерную — Белое озеро. В центральных районах Белого озера с глубиной 4–5,5 м пробы были отобраны в октябре 1976 г. (6 проб), в мае 1977 г. (4 пробы) и в августе 1977 г. (10 проб). В мае и в августе 1977 г. была обследована русловая часть водохранилища, пробы (12) отбирались на стандартных станциях (Верещагино, Черная Гряда, Сизьменский разлив, Горищи, Крохино). Всего в Шекснинском водохранилище было отобрано 36 проб мейобентоса. В озерах Северо-Двинской системы было взято 39 проб. В октябре 1976 г. отобрано 11 проб, в том числе в оз. Сиверском — 3, в оз. Кубенском — 2, в остальных 6 более мелких озерах — по 1. В мае 1977 г. отобрано 10 проб: в озерах Сиверском и Кубенском по 2 пробы, в остальных — по одной. В июне и августе было взято 18 проб: в Сиверском и Кубенском — по 3, в остальных озерах — по 2. Пробы отбирались микробентометром системы „С-1“ в 5-кратной повторности. Обработка проб производилась по общепринятой методике [5]. Нематоды, ветвистоусые и веслоногие рачки, остракоды и хирономиды определялись до вида; олигохеты, тихоходки и прочие группы просчитывались и промерялись. Гарпактииды были определены сотрудником Института биологии внутренних вод АН СССР Г.И. Маркевичем. В ходе работы описан новый для науки вид нематод из оз. Сиверского — *Monhystera uncispiculata*. Впервые отмечено присутствие в озерах этой системы (*Восняковское*, *Благовешенское*) *Platyocryptus cornutus* (*Macrothricidae*, *Cladocera*). До этого распространение *P. cornutus* ограничивалось Рыбинским водохранилищем [4].

Белое озеро по своей продуктивности относится к водоемам мезотрофного типа [2]. Озеро мелководное (преобладающая глубина 4–5 м), центральная часть выстлана однородными глинистыми ила-

Т а б л и ц а 1

Численность (экз./м²) и биомасса (г/м²) мейобентоса

Группа, вид	Белое озеро			Шекснинское водохранилище							
	1976 г.	1977 г.		Крохино		Горицы		Сизьмен- ский разлив	Черная Гряда		Вереща- гино
		У	УIII	У	УIII	У	УIII		У	УIII	
Nematoda	X	У	УIII	У	УIII	У	УIII	УIII	У	УIII	УIII
Tobrilus	1480	4460	1490	36750	1400	1400	91840	4200	-	560	3500
gracilis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
T.helveticus	280	-	-	-	-	-	8000	-	-	-	-
T.medius	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ironus te-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
nuicaudatus	16270	27470	18760	5250	-	-	-	-	-	-	-
Mononchus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
niddensis	30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M.maduei	-	-	-	5250	-	-	-	-	-	-	-
Nygolaimus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
sp.	110	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dorylaimus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
stagnalis	9910	7560	8870	-	1400	-	-	2800	-	-	-
D.montanus	1570	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Laimydorus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
flavomacu-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
latus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	560	-
Chrysone-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
moides hol-	-	-	1120	-	-	-	-	-	-	-	-
saticus	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mesotheris-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
tus setosus	200	70	-	12250	1400	-	2240	-	-	-	-

Т а б л и ц а 1 (продолжение)

Группа, вид	Белое озеро			Шекснинское водохранилище						
	1976 г.	1977 г.		Крохино		Горицы		Сизьмен-ский разлив	Черная Гряда	Вереща-гино
	X	У	УIII	У	УIII	У	УIII	УIII	У	УIII
Monhyste- ra paludi- cola	60	350	370	5250	1400	-	4480	-	1750	-
Hofmänn- ria nidden- sis	-	-	-	-	-	-	2240	-	-	-
Prodesmo- dora cir- culata	-	140	-	-	-	-	-	-	-	-
Ethmolainus pratensis	220	4550	7190	26250	1400	-	11200	1400	-	-
Aphanolai- mus aqua- ticus	-	560	90	-	-	2800	2240	1400	-	-
Paraphano- laimus	-	1680	-	-	-	-	-	1400	1750	-
anisitsi	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Paraplecto- nema pedun- culata	110	2380	2520	1750	-	-	2240	-	-	-
Boero:	30460	49220	41410	103250	7000	4200	125440	11200	3500	3500
Oligochaeta	700	700	1870	-	-	-	-	-	3500	10500

ми, побережье занимают песчаные отложения. Водная растительность почти отсутствует (1% зарастаемости водоема) [1].

Мейобентос Белого озера изучался Ф.Д. Мордухай-Болтовским и З.Н. Чирковой в 1955 г. [6]. Ими было зарегистрировано 34 формы беспозвоночных, имеющих численность от 2205 до 33250 экз./м² при биомассе от 0.026 до 1.337 г/м².

Наши пробы показали более разнообразную и богатую мейофауну. В 20 отобранных пробах было обнаружено 20 видов нематод, 6 видов кладоцер, 5 видов остракод, 4 вида копепод и 2 вида гарпактиид (табл. 1).

В октябре 1976 г. в составе мейобентоса озера обнаружено 25 видов беспозвоночных, причем плотность популяции и биомасса их были относительно высокими (численность 73150 экз./м², биомасса 1.27 г/м²). Доминировали циклопы (численность 34720 экз./м², биомасса 0.581 г/м²) в основном за счет массового оседания на дно копеподитов *Mesocyclops leuckarti*. *Acanthocyclops viridis*, *Cyclops vicinus* и *Paracyclops fimbriatus* встречались более редко. Численность и биомасса нематод несколько ниже (соответственно 30460 экз./м² и 0.494 г/м²); наиболее многочисленны из них *Ironus tenuicaudatus* и *Dorylaimus stagnalis*.

В мае 1977 г. по числу видов, плотности популяции и биомассе в мейобентосе доминировали нематоды (численность 49250 экз./м², биомасса 0.655 г/м²) при общей численности мейобентоса 51240 экз./м² и биомассе 0.723 г/м². По-прежнему наиболее многочисленными из нематод были *Ironus tenuicaudatus* и *Dorylaimus stagnalis*. Циклопоиды и кладоцеры в бентосе отсутствовали; олигохеты, гарпактииды и остракоды встречались единичными особями (табл. 1). В августе видовой состав и количественное развитие мейофауны оставались почти без изменений. Как и в мае, наиболее часто встречались и были более многочисленными нематоды (численность 41410 экз./м² при общей численности мейобентоса 49610 экз./м²). Кладоцеры отсутствовали; циклопоиды встречались единичными особями — в основном *Acanthocyclops viridis* и *Cyclops vicinus*. Из гарпактиид присутствовал *Paracamptonus schmeili*, из остракод — *Cytherissa lacustris* и *Dolerocypris fasciata*.

Мейофауна Шекснинского водохранилища по сравнению с Белым озером более бедная. В мае на двух станциях (Сизьменский разлив, Верещагино) пробы были пустыми. На ст. Черная Гряда в небольшом количестве обнаружены только олигохеты и нематоды — *Monhystra paludicola* и *Paraphanolaimus anisitsi*; на ст. Горицы зарегистрированы единичные особи 2 видов нематод — *Tobrilus gracilis* и *Aphanolaimus aquaticus*, из гарпактиид — *Paracamptonus schmeili*. На ст. Крохино мейобентос более разнообразен и обилен. Наиболее многочисленны нематоды (численность 103250 экз./м², биомасса 1.198 г/м² при общей численности мейобентоса 127750 экз./м² и биомассе 1.445 г/м²) (табл. 1).

Среди них доминируют *Tobrilus gracilis* и *Ethmolaimus pratensis*. Богато представлены 2 вида гарпактицид – *Atheyella crassa* и *Paracamptus schmeili* (численность 21000 экз./м²).

В августе мейофауна Шекснинского водохранилища была более обильной, чем в мае. На ст. Горицы в пробах преобладали нематоды, на остальных станциях – циклопы, которые в основной массе были представлены копепоидными стадиями *Mesocyclops leuckarti*. Так, на ст. Черная Гряда и Верещагино численность циклопов соответственно равнялась 61600 и 87500 экз./м² при биомассе 2.069 и 2.162 г/м² (табл. 1). Ветвистоусые рачки представлены на каждой станции 1–2 видами, за исключением ст. Сизьменский разлив, где зарегистрировано 4 вида клadoцер: *Alona quadrangularis*, *Disparalona rostrata*, *Ilyocryptus acutifrons*, *Pleuroxus uncinatus*. Численность мейобентоса в Шекснинском водохранилище в августе колебалась от 26600 (биомасса 0.479 г/м²) до 113750 экз./м² (биомасса 3.118 г/м²).

В Северо-Двинскую систему входит 8 сообщающихся между собой озер: Сиверское, Покровское, Зауломское, Вазернишкое, Кишемское, Восняковское, Благовещенское, Кубенское. В составе мейобентоса этих водоемов зарегистрировано: нематод 36 видов, клadoцер – 17, циклопов – 4, гарпактицид – 7, остракод – 6, личинок хирономид – 6 видов. Численность мейобентоса в отдельных озерах колебалась от 1400 до 352800 экз./м², биомасса – от 0.024 до 8.739 г/м². Это в 2–5 раз выше значений, приводимых З.Н. Чирковой и Ф.Д. Мордухай-Болтовским [6] (630–58275 экз./м² 0.025–1.292 г/м²), которые обследовали эти озера в 1958 г.

Оз. Сиверское наиболее глубокое из водоемов системы. Прибрежное мелководье, как правило, песчаное, глубинные участки выстланы черным илом. Весной отмечается сильное цветение диатомовых водорослей, содержание хлорофилла достигает 38 мг/л [2].

По данным З.Н. Чирковой и Ф.Д. Мордухай-Болтовского [6], мейобентос озера по сборам 1958 г. был беден как по видовому составу (6 видов, не считая нематод), так и по количественным показателям (17022 экз./м², 0.479 г/м²).

По нашим данным, качественный состав мейобентоса озера разнообразнее – 41 вид (нематоды – 21, копепоиды – 7, клadoцеры – 6, остракоды – 4, хирономиды – 3, а также олигохеты и тихоходки) (табл. 2). Биомасса и численность мейобентоса в наших сборах также в несколько раз превышают ранее отмеченные. Эти показатели колебались с июня по октябрь соответственно от 66080 до 365120 экз./м² и от 1.523 до 6.493 г/м² (табл. 3, 4). На более богаты по числу видов и особей прибрежные мелководные участки, заросшие высшей водной растительностью. Среди нематод доминируют *Tobrilus gracilis*, *Ironus tenuicaudatus* – виды, имеющие широкое распространение. Довольно многочисленна *Monhystra incispiculata*, отмеченная пока только в этом озе-

Численность (экз./м²) и биомасса (г/м²) мейобентоса в озерах на разных глубинах

Группа, вид	Оз. Сиверское						Оз. Заудомское					
	X		VI		VIII		VI		VIII		VIII	
	1,5 м	2,2 м	1 м	2,6 м	0,5 м	2,5 м	0,7 м	7,5 м	0,5 м	7,5 м	0,5 м	8 м
Nematoda												
Tripylea glomerans	2360	-	3920	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Torbilus gracilis	80640	-	2240	560	14000	11200	10920	21120	6720	-	-	19600
T.stefanskii	5040	-	2240	-	-	-	840	-	-	-	-	-
T.longus	2360	-	-	-	-	-	840	-	-	-	-	-
T.medius	23520	-	2800	-	-	-	52360	-	2240	-	-	-
T.steineri	15120	-	-	-	-	-	840	-	-	-	-	-
Ironus tenuicaudatus	1680	-	11200	560	1400	-	1680	280	-	-	-	-
Cryptonchus tristis	-	-	1120	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mononchus truncatus	-	-	560	-	-	-	-	-	1120	-	-	-
Dorylaimus stagnalis	18480	-	1120	560	-	-	-	280	-	280	-	2800
Laimydorus dayi	-	-	-	-	-	-	-	280	-	-	-	-
Mongyastera paludicola	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Muncispiculatum	21840	-	2240	-	-	-	17640	840	20160	-	1400	-
M.filiformis	-	-	-	-	9800	-	-	-	-	-	-	-
M.dispar	1680	-	-	-	1400	-	-	-	1120	-	-	-
Mesotheristus setosus	8400	-	-	-	-	-	3360	-	3360	-	-	-

Prodesmodora circulata	-	560	-	-	-	-	1120	-	-
Ethmolaimus pra- tensis	35280	-	-	1400	-	1680	1120	-	-
Chromadorita leuckarti	1680	560	-	-	-	840	-	-	-
Paraphanolai- mus anisitsi	-	1680	-	-	-	840	-	-	-
Aphanolaimus aquaticus	1680	-	-	-	-	-	-	-	-
Paraplectonema pedunculata	1680	-	-	-	-	-	-	-	-
Plectus cirratus	1680	-	-	-	-	-	-	-	-
Всего:	225120	24640	1680	28000	11200	91840	23800	37360	23800
Oligochaeta	16800	8400	-	8400	3500	2800	-	-	-
Cladocera	36400	11200	-	-	-	-	-	36400	-
Cyclopoida	33600	14000	-	28000	763000	2800	39200	-	126000
Harpacticoida	29960	1960	560	4200	-	1960	280	3360	-
Ostracoda	3640	180	-	-	-	280	-	-	-
Chironomidae	19600	2800	-	-	-	-	-	-	-
Общая численность:	365120	71680	2240	68600	777700	99680	63280	79520	149800
Общая биомасса:	6.493	1.581	0.028	1.523	14.360	1.412	1.432	0.905	4.076

Таблица 3

Численность и биомасса (N - экз./м², B - г/м²) мейобентоса в озерах Северо-Двинской системы

Группа		Сиверское				Покровское			
		X	Y	VI	VIII	X	Y	VI	VIII
Nematoda	N	96780	67420	11960	21950	-	-	8960	
	B	1,239	0,807	0,131	0,205	-	-	0,128	-
Oligochaeta	N	6530	4200	2800	3970	-	-	2800	-
	B	0,389	0,238	0,140	0,203	-	-	0,105	-
Cladocera	N	9610	-	3690	930	-	-	1400	-
	B	0,451	-	0,147	0,019	-	-	0,018	-
Cyclopoida	N	56940	11200	9340	271130	39200	42000	44800	109200
	B	1,399	0,451	0,303	5,082	0,781	0,750	0,988	2,531
Harpacticoida	N	7560	-	3290	3270	-	-	1400	-
	B	0,075	-	0,032	0,033	-	-	0,014	-
Ostracoda	N	1490	-	1050	-	-	-	280	-
	B	0,015	-	0,011	-	-	-	0,003	-
Chironomidae	N	6540	1400	930	-	-	-	-	-
	B	0,224	0,280	0,019	-	-	-	-	-
Tardigrada	N	1870	-	-	-	-	-	2800	-
	B	0,002	-	-	-	-	-	0,001	-
Всего:	N	187320	84220	33060	301250	39200	42000	62440	109200
	B	3,794	1,776	0,783	5,542	0,781	0,750	1,267	2,531

ре (описана В.Г. Гагариным как новый вид). Из клadoцер наиболее часто встречаются *Alona quadrangularis* и *Eurycercus glacialis*, из гарпактиид - *Canthocamptus staphilinus*, из остракод - *Limnocythera inopinata*. В глубоководной части водоема основное ядро мейобентоса составляют циклопы *Cyclops scutifer* (обитает только в этом озере системы), *C. vicinus*, *Acanthocyclops viridis*, копепоиды *Mesocyclops leuckarti*. Нематоды, олигохеты и гарпактииды по сравнению с ними малочисленны, остальные группы практически отсутствуют. Биомасса мейобентоса в глубоководной впадине иногда бывает очень высокой - до 14,360 г/м² (табл. 2). Это происходит в результате массового скопления там *Cyclops scutifer* и копепоидов *Mesocyclops leuckarti*. Для рассмотрения сезонной динамики у нас нет достаточных данных. Можно только отметить, что в июне численность мейобентических животных была самой низкой, а в середине мая в пробах отсутствовали ветвистоусые рачки, гарпактииды и остракоды.

Следующие за Сиверским озера Покровское, Зауломское, Вазернинское, Кишемское, Восняковское, Благовещенское - водоемы мезотрофного типа, сильно заболочены, грунты представлены илами с

Зауломское				Вазернинское			
X	Y	YI	YIII	X	Y	YI	YIII
15120	39200	57320	30380	8960	15400	14560	11200
0.213	0.466	0.756	0.334	0.137	0.095	0.148	0.022
-	-	1400	-	-	2800	1400	2800
-	-	0.084	-	-	0.168	0.084	0.168
2800	-	-	18200	2800	-	2800	-
0.056	-	-	0.236	0.028	-	0.056	-
103600	39200	21000	64400	282800	154000	54600	338800
3.402	0.829	1.017	1.874	7.451	3.777	1.522	8.549
-	-	1120	1680	-	560	-	-
-	-	0.012	0.017	-	0.006	-	-
-	-	140	-	280	280	280	-
-	-	0.002	-	0.003	0.003	0.003	-
-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-
-	-	-	-	-	-	-	-
121520	78400	80980	114660	294840	173040	73640	35280
7.671	1.295	1.871	2.461	7.619	4.049	1.813	8.739

большим содержанием грубодетритных растительных остатков. Наиболее глубокое из них оз. Зауломское (наибольшая глубина 10 м). В летнее время в период летней стагнации в придонных слоях данного водоема отмечены свободная углекислота и сероводород [3]. Несмотря на это, в мейобентосе центральной части водоема обнаружены скопления циклопов *Acanthocyclops viridis*, *Cyclops vicinus*, *Mesocyclops leuckarti* и их копеподитов. Плотность рачков достигала 126000 экз./м² при биомассе 3.719 г/м². В прибрежной зоне более многочисленными были нематоды (численность до 91840 экз./м², биомасса 1.174 г/м²). Среди них по числу особей доминировали *Tobrilus gracilis* и *Monchystera paludicola*. Из клadoцер в пробах преобладали *Chydorus sphaericus*, из гарпактиид - *Canthocamptus staphylinus*, *Bryocamptus minutus*.

Мейобентос остальных мелких озер однообразен и беден, что объясняется их сильной заболоченностью и гуминофикацией. Наиболее многочисленны здесь циклопы *Acanthocyclops viridis*, *Mesocyclops leuckarti* и *Paracyclops fimbriatus*, доля которых достигала 80-90% от общего количества

Таблица 4

Численность и биомасса (N - экз./м², B - г/м²) мейобентоса в озерах Северо-Двинской системы

Группа		Кишемское				Восняковское			
		X	Y	YI	YIII	X	Y	YI	YIII
Nematoda	N	-	-	1120	5600	280	15400	5600	-
	B	-	-	0.006	0.074	0.004	0.104	0.095	-
Oligochaeta	N	-	-	-	-	-	-	-	-
	B	-	-	-	-	-	-	-	-
Cladocera	N	-	-	-	1400	-	-	-	2800
	B	-	-	-	0.042	-	-	-	0.050
Cyclopoida	N	-	8400	42000	22400	2800	-	2800	8400
	B	-	0.143	0.751	0.589	0.048	-	0.048	0.216
Harpacticoida	N	-	-	-	-	-	-	840	-
	B	-	-	-	-	-	-	0.008	-
Ostracoda	N	-	-	700	-	-	-	-	-
	B	-	-	0.08	-	-	-	-	-
Chironomidae	N	14000	-	-	-	-	-	-	-
	B	0.560	-	-	-	-	-	-	-
Tardigrada	N	-	-	1400	-	-	-	-	-
	B	-	-	0.001	-	-	-	-	-
Всего:	N	14000	8400	54220	33600	3080	15400	9240	11200
	B	0.560	0.143	0.766	0.887	0.052	0.104	0.151	0.266

мейобентоса. Обилие циклопов в илах Покровского и Вазернинского озер отмечалось и ранее [6]. Нематоды встречались в пробах реже и представлены относительно небольшим количеством видов: *Dorylaimus stagnalis*, *Ironus tenuicaudatus*, *Monchystera paludicola*, виды рода *Tobrilus*. Значение других групп животных в общей биомассе мейобентоса этих озер незначительно.

Оз. Кубенское замыкает цепочку озер Северодвинского канала. Средняя глубина его составляет 2.5 м, но в связи с обширной площадью водосбора и хорошей аэрацией в водоеме создаются благоприятные условия деструкции органического вещества. Мейофауна здесь обильнее и разнообразнее, чем в средних мелких озерах системы.

Наиболее многочисленной группой здесь являются нематоды. Они встречались почти в каждой пробе и в довольно большом числе видов и особей (10-15 видов при общей численности от 40600 до 125440 экз./м²). Руководящий комплекс составляют 3 вида: *Tobrilus gracilis*, *Dorylaimus stagnalis*, *Ironus tenuicaudatus* (табл. 5). Среди клadoцер по частоте встречаемости доминировали *Alona quadrangularis*, *Chydorus sphaericus*, *Ilyocryptus agilis*.

Благовещенское				Кубенское			
X	Y	YI	YIII	X	Y	YI	YIII
-	21000	15740	-	14980	94500	27780	68760
-	0,291	0,277	-	0,236	0,940	0,451	0,559
-	-	-	-	4200	-	700	170
-	-	-	-	0,105	-	0,028	0,007
-	-	1400	2800	14000	1400	1870	1860
-	-	0,006	0,036	0,156	0,018	0,059	0,034
1400	16800	2800	21000	88200	-	17230	88200
0,024	0,253	0,084	0,466	1,579	-	0,382	0,593
-	1120	980	-	1190	2800	10350	7490
-	0,011	0,010	-	0,031	0,028	0,104	0,074
-	-	-	-	1680	700	280	250
-	-	-	-	0,013	0,007	0,003	0,002
-	-	-	1400	1400	4200	1170	3500
-	-	-	0,105	0,035	0,574	0,225	0,180
-	-	1400	-	1400	1400	700	520
-	-	0,001	-	0,001	0,002	0,001	0,001
1400	38920	22320	25200	127050	105000	60080	152980
0,024	0,555	0,378	0,607	2,156	1,569	1,253	1,450

из Ostracoda - *Candona candida* и *Cytherissa lacustris*, среди гарпактицид - *Paracamptus schmeili* и *Atheyella crassa*. Из хируномид наиболее многочисленными были личинки танитарзин. Численность и биомасса мейобентоса в оз. Кубенском испытывала некоторые колебания в течение вегетационного периода, но в общем была довольно высокой - 60080-152980 экз./м², 1.253-2.156 г/м² (табл. 5).

Как видно из вышеизложенного, в системе озер Северодвинского канала наиболее продуктивными являются Кубенское и Сиверское. Этому способствуют гидрологические условия данных озер: большая акватория и глубина (оз. Сиверское), аэрация, обширный водосбор и большая акватория (оз. Кубенское). В них же отмечен разнообразный по сравнению с другими более мелкими озерами системы видовой состав мейофауны.

Расширился список мейобентических животных водоемов данной системы (76 видов против 33 по предыдущим данным). Также отмечено увеличение численности и биомассы мейобентоса, что, по-видимому, связано с общим повышением уровня трофии данных водоемов [2].

Ethmolaimus pra-tensis	-	8120	-	25760	-	-	-	4200	1680	-	-	-
Paraphanolaimus behningi	-	840	-	2240	1400	-	-	-	-	-	-	-
Aphanolaimus aquaticus	-	280	-	2240	-	-	-	-	-	-	-	-
Paraplectonema pedunculata	-	2800	-	4480	-	-	-	-	-	-	-	-
Monochoides paraarmatus	-	-	-	4480	-	-	-	-	560	-	-	-
Beero:	-	40600	-	125440	2240	-	-	11200	31360	1120	-	-
Oligochaeta	-	2800	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Cladocera	1400	5600	-	5600	-	-	-	-	-	-	-	-
Cyclopoida	-	5600	28000	36400	16800	67200	2800	42000	-	5600	8400	33600
Atheyella crassa	-	8120	-	6720	-	-	-	-	-	280	-	-
Paracampus schmeili	-	10080	-	15680	-	-	-	-	840	840	-	-
Beero Harpacticoida:	-	18200	-	22400	-	-	-	-	840	1120	-	-
Candona candida	-	-	-	-	1120	-	-	-	-	-	-	-
Cytherissa lacustris	-	560	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Darwinula stevensoni	-	-	-	-	280	-	-	-	-	-	-	-
Beero Ostracoda:	-	560	-	-	1400	-	-	-	-	-	-	-
Chironomidae:	1400	2800	11500	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Общая численность:	2800	76160	39500	189840	20440	70000	2800	56000	35000	10640	14000	36100
Общая биомасса:	0,175	1,511	1,487	1,338	0,370	1,157	1,126	1,285	0,549	0,201	0,370	0,813

Л и т е р а т у р а

1. Н и к о л а е в И.И. Предварительные результаты исследований на озере Белом. — В кн.: Биологические ресурсы водоемов Вологодской области, их охрана и рациональное использование. Вологда, 1978, с. 5–8.
2. П ы р и н а И.Л., Б а ш к а т о в а Е.Л., М и н е е в а Н.М., С и г а р е в а Л.Е. Некоторые показатели продуктивности фитопланктона Шекснинского водохранилища и примыкающих озер. — В кн.: Биологические ресурсы водоемов Вологодской области, их охрана и рациональное использование. Вологда, 1978, с. 20–21.
3. Р и в ь е р И.К. Зоопланктон водоемов трассы переброски северных рек. — В кн.: Биологические ресурсы водоемов Вологодской области, их охрана и рациональное использование. Вологда, 1978, с. 26–28.
4. С м и р н о в Н.Н. Macrothricidae и Moinidae фауны мира. — В кн.: Фауна СССР, ракообразные. Л., т. 1, вып. 3. 1976. 237 с.
5. Ч и р к о в а З.Н. Микрозообентос. — В кн.: Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М., 1975, с. 178–184.
6. Ч и р к о в а З.Н., М о р д у х а й-Б о л т о в с к о й Ф.Д. О микробентосе озер Белого, Кубенского и системы Северодвинского канала. — В кн.: Биология и физиология пресноводных организмов. Л., 1971, с. 63–81.

Г.И. Маркевич, Н.М. Минеева,
Л.П. Быкова, Л.Г. Корнева,
Е.А. Корнева, О.Д. Жаворонкова

ВЕРТИКАЛЬНАЯ СТРУКТУРА ПЛАНКТОНА ОЗ. СИВЕРСКОГО И ЕЕ СУТОЧНАЯ ДИНАМИКА

Входящее в состав Северо-Двинской системы оз. Сиверское — один из наиболее глубоких ее водоемов. Оно имеет термокарстовое происхождение. Относительно небольшая площадь (6 км^2) и значительные (до 28 м) глубины способствуют малой перемешиваемости вод и устойчивой летней стратификации. В конце лета толща гипolimниона практически лишается кислорода и становится неблагоприятной для существования планктона. Вода оз. Сиверского выделяется среди водоемов Северо-Двинской системы повышенными минерализацией и прозрачностью и низкой цветностью. Основная масса органического вещества озера имеет автохтонное происхождение [17]. Данные о трофности противоречивы. Одни авторы относят его к евтрофным [8], другие — к мезотрофным [11], третьи — к олиготрофным [15]. Специфика гидрологических и гидрохимических условий сказывается на биологии планктонного сообщества и прежде всего на его вертикальной структуре и миграциях. Изучение распределения планктона и его перемещений в течение суток в толще этого озера стало основной задачей настоящего исследования.

Сбор материала проводился 22–26 августа 1978 г. на односуточной (22–23) и двухсуточной (24–26) станциях, расположенных в центральной части озера над глубиной 22 м. Пробы отбирались метровым батометром Элморка (фитопланктон) и десятилитровым батометром Дьяченко-Кожевникова (зоопланктон) с горизонтов 0–2, 3–5, 6–8, 9–11, 12–14, 15–17, 18–21 м. На односуточной станции пробы собирались через 2 (зоопланктон) и 4 ч (фитопланктон), на двухсуточной — через 6 ч. Отбор проб сопровождался измерениями температуры, содержания кислорода, надводной освещенности в течение светового дня (рис. 1, 2). При обработке проб определялись видовой состав, численность, биомасса водорослей и зоопланктона, общая численность микроорганизмов, содержание хлорофилла a и феопигментов.

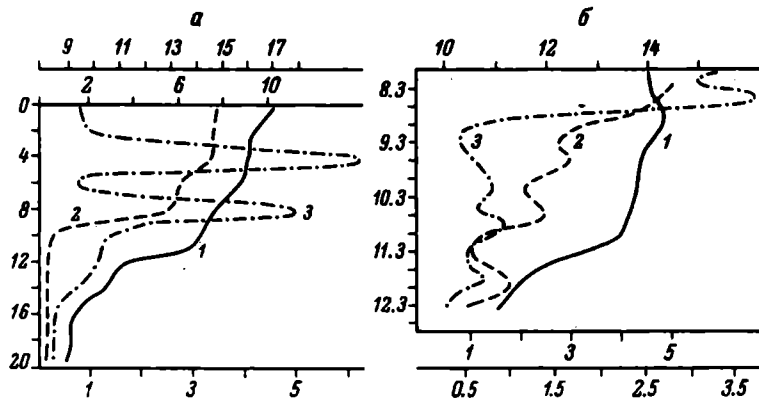


Рис. 1. Фоновые характеристики оз. Сиверского (22 августа, 13 ч).

а – вся водная толща, б – металимнион. 1 – температура, 2 – содержание растворенного кислорода, 3 – общая численность микроорганизмов. По оси ординат – глубина, м; по оси абсцисс сверху вниз – температура ($^{\circ}\text{C}$), содержание O_2 (мг/л), численность микроорганизмов (млн кл./мл).

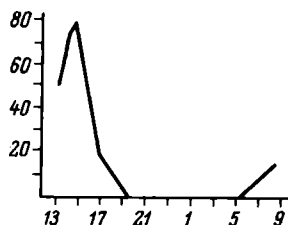


Рис. 2. Изменение надводной освещенности 22–23 августа.

По оси ординат – освещенность, тыс. лк; по оси абсцисс – время, ч.

Сбор и обработка материалов проводились по общепринятым в гидробиологии методикам [11, 33, 36, 44].

При построении графиков вертикального распределения организмов абсолютные значения численности того или иного вида переводились в относительные согласно методу, предложенному В.Г. Богоровым [3]. Суточная динамика отдельных видов представлена в виде 5%-ных изопланкт [9].

В период исследования в озере наблюдалась температурная и кислородная стратификация (рис. 1). Максимальный перепад температуры находился между 11.0 и 11.6 м и составлял около 2° . Уменьшение температуры в эпи- и гипolimнионе происходило довольно плавно. В течение суток температура верхнего двухметрового слоя эпилимниона менялась от 15.8 (5 ч) до 17.0° (15 ч). Ни-

же этого слоя суточных изменений температуры обнаружить не удалось. Содержание кислорода с глубиной уменьшалось, причем наиболее резкое снижение происходило между 8 и 9 м глубины, т.е. выше максимального перепада температур более чем на 2 м. Кислород в металимнионе был распределен крайне неравномерно. В этой зоне можно выделить 3 участка его уменьшения (рис. 1). Первое, наиболее интенсивное снижение O_2 происходило на глубине от 8 до 9 м. Второй слой с минимумом кислорода находился между 9,9 и 10,3 м, третий совпадал со слоем температурного скачка — 11,0–11,3 м. Ниже термоклина кислород практически исчезал, его содержание в 10-метровой толще гипolimниона плавно уменьшалось от 0,4 до 0,2 мг O_2 /л. В металимнионе взвешенные частицы аккумуляровались в 3 слоях, между которыми взвеси практически не содержалось; здесь же снижалось содержание растворенного кислорода. Зоны аккумуляции значительно различались по характеру зависающих в них частиц. В верхнем слое задерживались главным образом отмершие планктонные организмы и многочисленные фекальные частицы. Средняя зона задерживала пустые панцири ракообразных и коловраток. В нижнем слое накапливались крупные частицы плотного слежавшегося детрита, включавшего обломки диатомей и мелкие песчинки. Такая слоистость указывает на существование в металимнионе системы плотностных градиентов, на которых задерживаются частицы различного удельного веса. Если происхождение нижнего скачка плотности хорошо объясняется снижением температуры, то природу возникновения обоих верхних градиентов объяснить довольно трудно. Можно лишь высказать предположение, что их существование связано с различной минерализацией воды металимниона.

Количество микроорганизмов в толще озера резко возрастало в эпилимнионе на глубине 4 м и на верхнем металимниальном горизонте (рис. 1). Увеличение численности бактериальных клеток над слоем планктонных остатков указывает на протекание в этой зоне процесса интенсивного разложения органики. Это в свою очередь позволяет предположить независимый характер происхождения металимниального минимума O_2 от микробиального обескислороживания воды гипolimниона.

Планктонные водоросли озера были представлены 147 видами и внутривидовыми формами водорослей. Среднесуточный вертикальный профиль численности различных представителей фитопланктона позволил выявить горизонты, предпочитаемые тем или иным видом. Как правило, большая часть видовых популяций в течение суток находилась на одном из горизонтов, их распределение носило характер одновершинных кривых. По глубинам обитания все водоросли можно разделить на несколько групп. Первую из них составляли виды, заселяющие в основном толщу эпилимниона. Эта группа, наиболее разнообразная в таксономическом отношении, включает *Arhanizomenon flos-aquae*, *Lyngbya limnetica*, *Cerati-*

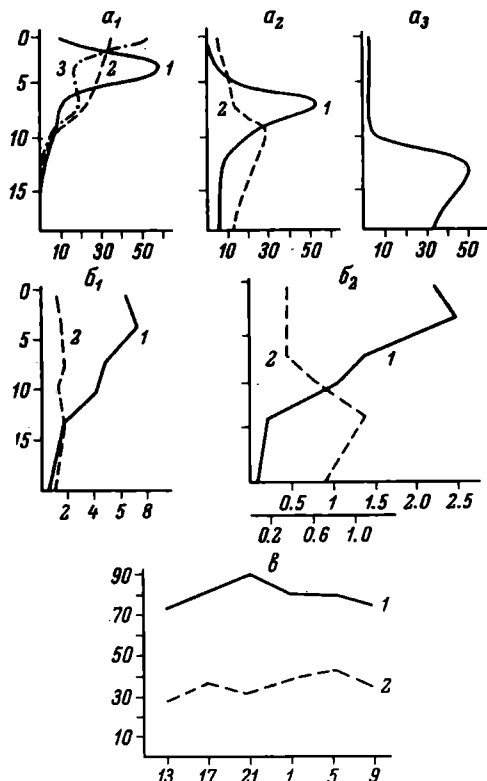


Рис. 3. Распределение фитопланктона и его пигментов в водной толще оз. Сиверского.

a_1 – a_3 – среднесуточное вертикальное распределение отдельных видов водорослей. a_1 : 1 – *Fragilaria crotonensis*, 2 – *Aphanizomenon flos-aquae*, 3 – *Ceratium hirundinella*; a_2 : 1 – *Melosira ambigua*, 2 – *Asterionella formosa*; a_3 – *Stephanodiscus dubius*; по оси ординат – глубина, м, по оси абсцисс – численность, % от общей численности фитопланктона.

b_1 – среднесуточное вертикальное распределение концентрации пигментов: 1 – хлорофилл *a*, 2 – феопигменты; по оси ординат – глубина, м, по оси абсцисс – концентрация, мкг/л ; b_2 – среднесуточное вертикальное распределение общей биомассы и процентное содержание в ней хлорофилла *a*: 1 – биомасса, 2 – процентное содержание хлорофилла *a*; по оси ординат – глубина, м, по оси абсцисс сверху вниз – биомасса, г/м^3 , содержание хлорофилла *a*, % от общей биомассы.

b – суточная динамика концентрации пигментов: 1 – хлорофилл *a*, 2 – феопигменты; по оси ординат – концентрация, мкг/л , по оси абсцисс – время, ч.

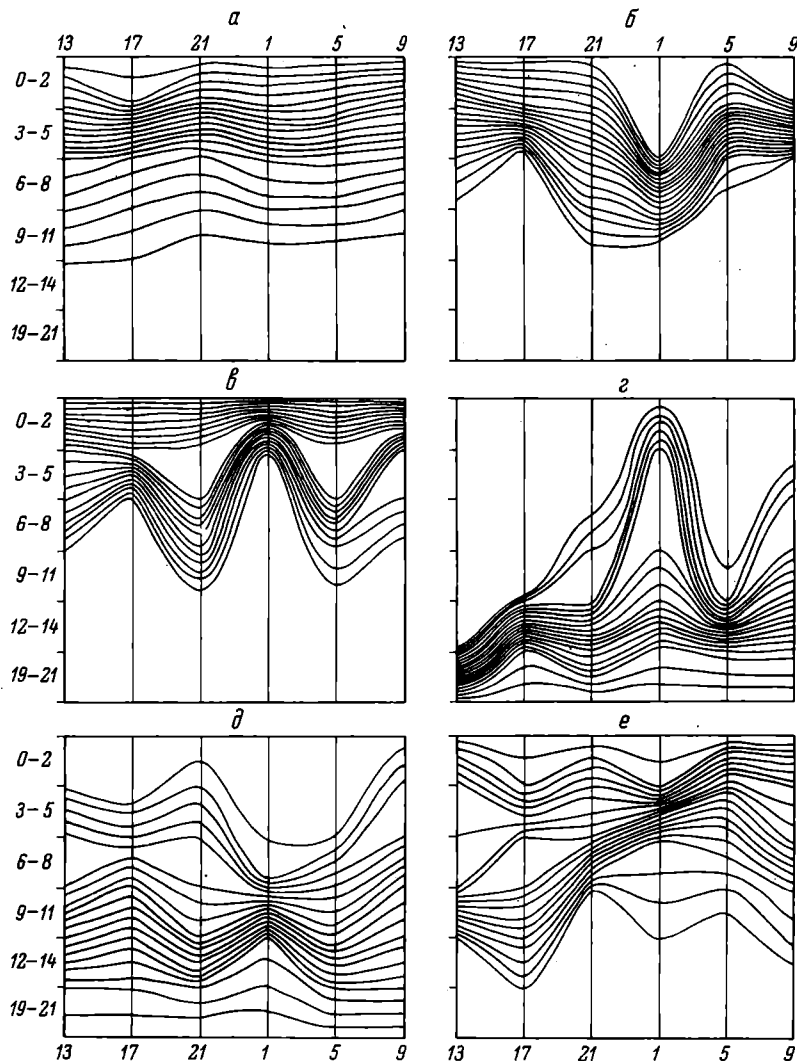


Рис. 4. Суточная вертикальная динамика плотности некоторых видов водорослей.

а - *Stephanodiscus dubius*, б - *Cryptomonas marssonii*, в - *Ceratium hirundinella*, г - *Stephanodiscus* sp., д - *Asterionella formosa*, е - *Tabellaria fenestrata*.
По оси ординат - глубина, м; по оси абсцисс - время, ч.

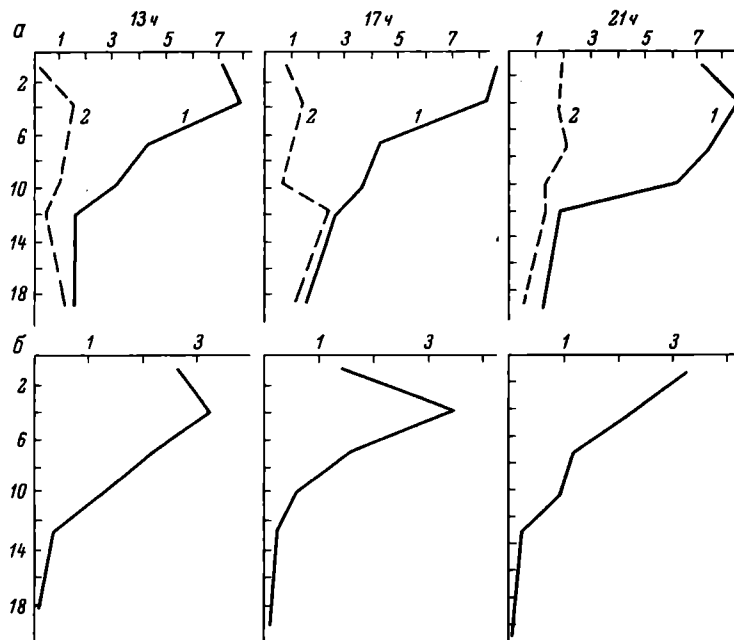


Рис. 5. Суточная вертикальная динамика фитопланктона.

а – концентрация пигментов. 1 – хлорофилл α , 2 – феопигменты. По оси ординат – глубина, м; по оси абсцисс – концентрация, мкг/л .
б – общая биомасса. По оси ординат – глубина, м; по оси абсцисс – биомасса, г/м^3 .

um hirundinella, *Tabellaria fenestrata*, *Stephanodiscus dubius* и др. (рис. 3). Вторую группу образовывали виды, предпочитающие толщу металимниона. Сюда могут быть отнесены *Melosira ambigua* и *Asterionella formosa*. *Stephanodiscus* sp. в отличие от других представителей водорослевого сообщества большую часть суток проводил ниже слоя температурного скачка.

Практически у всех видов водорослей были отмечены вертикальные перемещения, приводящие к изменению их численности на различных горизонтах. Исключение составляли лишь *Aphanizomenon flos-aquae* и *Stephanodiscus dubius*, вертикальное распределение которых менялось незначительно (рис. 4). Вертикальные перестройки представителей других видов фитопланктона охватывали всю толщу водоема и не обнаруживали общих тенденций (рис. 4). Не отмечалось также и связи между характером миграций в течение суток и изменением освещенности. Максимумы плотности ряда видов были разобщены в пространственно-временных

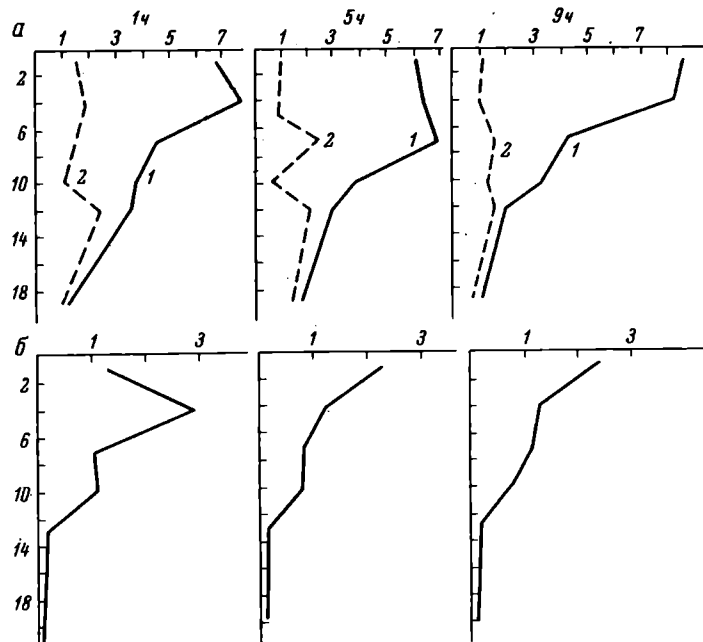


Рис. 5 (продолжение).

координатах, что хорошо выявляется при изображении вертикального распределения организмов в виде 5%-ных изопланкт. Так, основные части популяций *Tabellaria fenestrata* и *Asterionella formosa* занимают различные горизонты с 21 до 9 ч (рис. 4). Такое расхождение обнаруживают также *Stephanodiscus* sp., *Cyclotella comta*, *Ceratium hirundinella*, *Cryptomonas ovata* и некоторые другие.

Несмотря на значительные пространственно-временные перераспределения отдельных видов, вертикальный профиль биомассы фитопланктонного сообщества менялся незначительно. Биомасса водорослей в толще озера составляла 5.2 г/м^2 в 9 ч и 9.8 г/м^2 в 13 ч. Она была наибольшей в эпилимнионе и уменьшалась с глубиной. Суточные изменения вертикального распределения заключались главным образом в перемещении максимума биомассы в пределах верхнего 4-метрового слоя и некотором изменении ее величины в металимнионе (рис. 5). Еще более стабильным было распределение хлорофилла *a* в толще озера (рис. 5). Как и биомасса водорослей, концентрация пигмента в течение всех суток оставалась наибольшей в эпилимнионе и только ночью возрастала в металимнионе. В целом за сутки вертикальные профили биомассы и концентрации хлорофилла *a* были подобны (рис. 3). Различия между ними на-

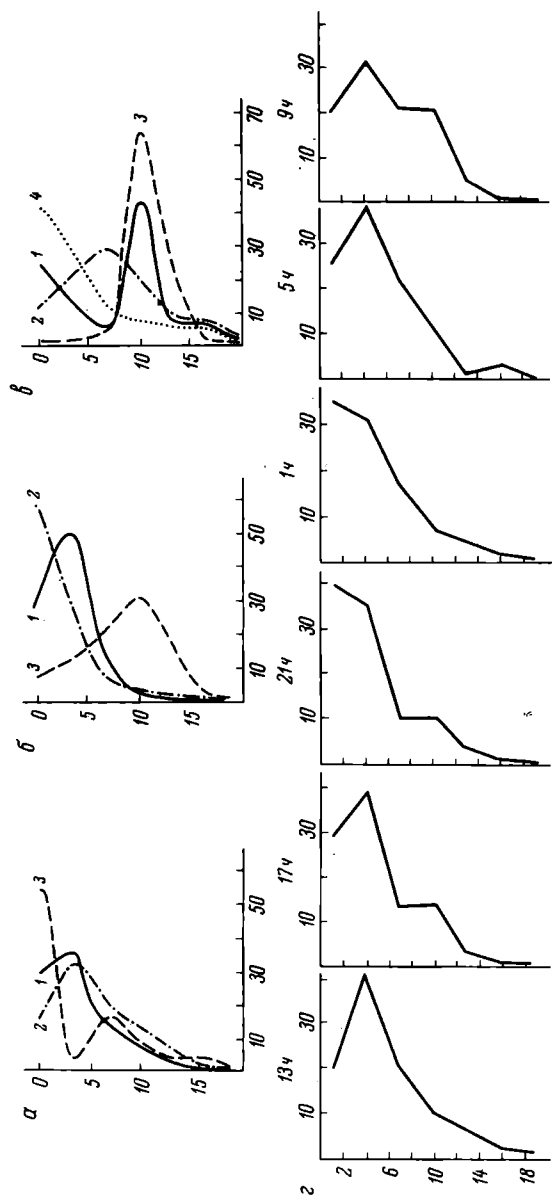


Рис. 6. Вертикальное распределение некоторых представителей зоопланктона в толще озера.

а-в - среднесуточное распределение численности отдельных видов. а - Cladocera; 1 - *Daphnia cucullata*, 2 - *Bosmina coregoni*, 3 - *Chydorus sphaericus*; б - Copepoda: 1 - *Eudiaptomus gracilis*, 2 - *Mesocyclops leuckarti*, 3 - *Cyclops scutifer*; в - Rotatoria: 1 - *Keratella cochlearis*, 2 - *Kellicottia longispina*, 3 - *Filinia longispina*, 4 - *Keratella quadrata*.

По оси ординат - глубина, м; по оси абсцисс - численность, %.

г - динамика суточного распределения биомассы фильтраторов. По оси ординат - глубина, м; по оси абсцисс - биомасса, г/м³.

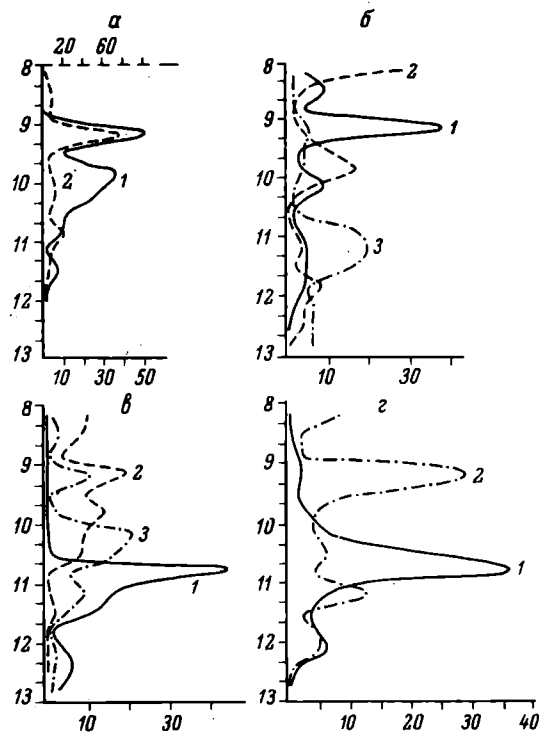


Рис. 7. Вертикальное распределение зоопланктона в зоне металимниона.

а - мертвый зоопланктон: 1 - веслоногие рачки, 2 - коловратки; б-г - живой зоопланктон. б: 1 - *Trichocerca capucina*, 2 - *T.rousseleti*, 3 - *Filinia longiseta*; в: 1 - *Daphnia lingispina*, 2 - *Diaphanosoma brachyurum*, 3 - *Chydorus sphaericus*; г: 1 - *Cyclops scutifer*, 2 - *Mesocyclops leuckarti*.

По оси ординат - глубина, м; по оси абсцисс: а - биомасса, мг/м^3 , б-г - численность, %.

блюдались лишь в гипolimнионе, где возрастало содержание хлорофилла на единицу биомассы (рис. 3). Такая особенность в распределении фотосинтетических пигментов отмечалась прежде и для других водоемов, как пресноводных, так и морских. По-видимому, это общая черта всех стратифицированных вод [32, 38].

Содержание феолипигментов, дериватов хлорофилла, на различных горизонтах значительно изменялось в течение суток (рис. 5). Их накопление происходило в вечернее и ночное время в верхних слоях эпилимниона и в металимнионе. Максимальная феофитинизация

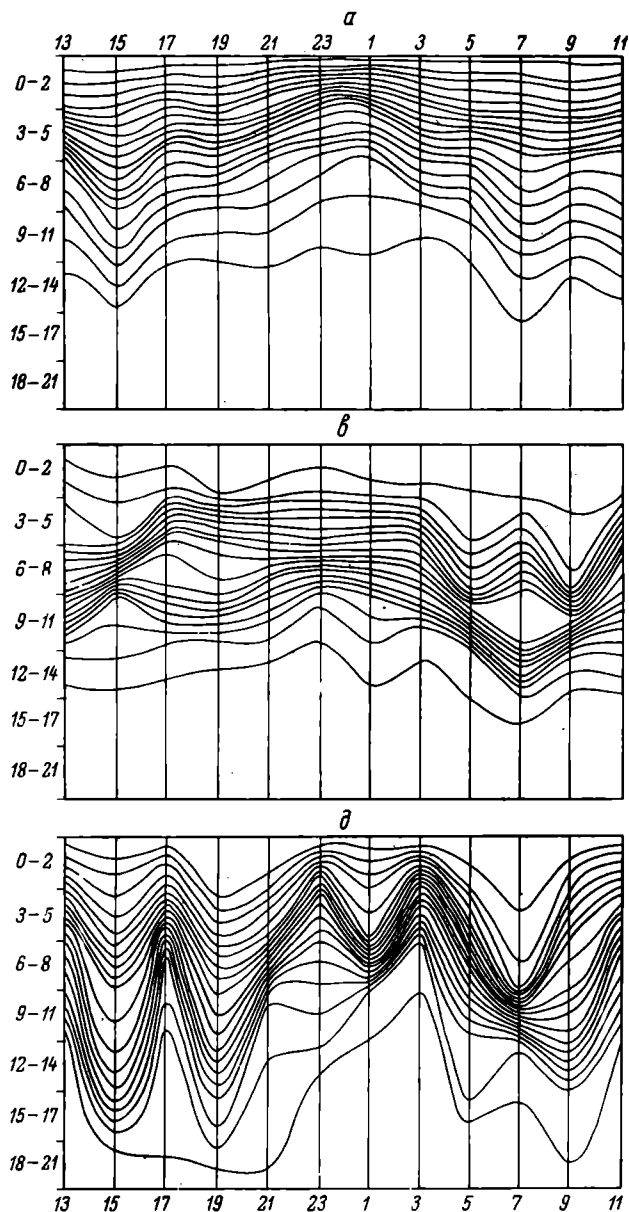


Рис. 8. Вертикальная динамика плотности ветвистоусых рачков.

а-в - на односуточной станции, г-е - на двухсуточной станции;
а, г - *Daphnia cucullata*, б, д - *D. longispina*, в, е -
D. cristata. Остальные обозначения те же, что на рис. 4.

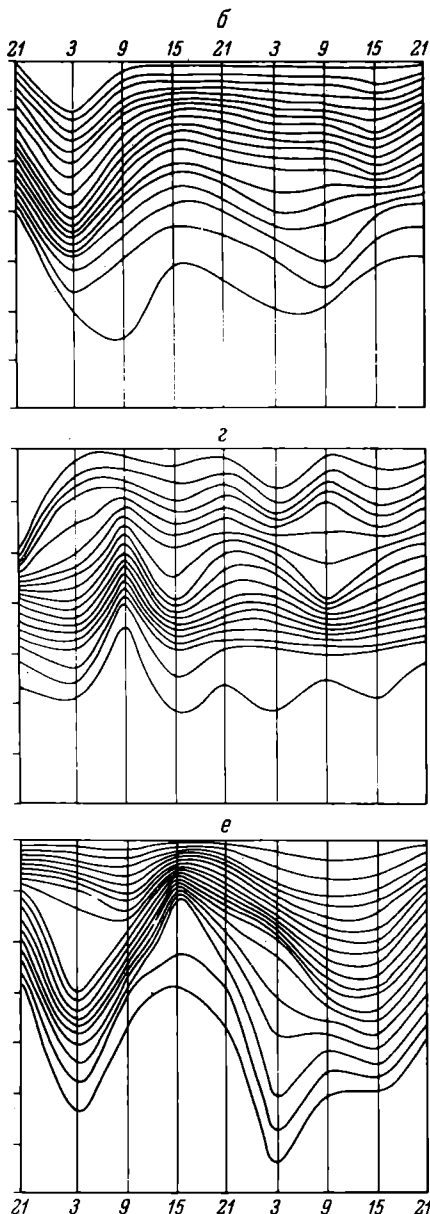


Рис. 8. (продолжение).

хлорофилла наблюдалась в гипolimнионе. В темное время суток концентрация феопродуктов хлорофилла α в толще воды возрастала (рис. 5), что в значительной степени может обуславливаться интенсивным питанием зоопланктона ночью [5, 21].

Зоопланктон оз. Сиверского в период исследования был представлен 64 видами, из них коловраток — 40, ветвистоусых — 16, веслоногих — 8. Кроме типично планктонных ракообразных в металимнионе присутствовали бентосные и фитофильные формы: *Paracyclops fimbriatus*, *Acanthocyclops viridis*, *Nitocrella hibernica*, *Atteila crassa*, *Sida crystallina* и ряд других. Эти рачки встречались в основном на металимниальных градиентах плотности.

Среднесуточное вертикальное распределение зоопланктона в озере показало их приуроченность к эпи- и металимниону. Обескислороженную 10-метровую толщу гипolimниона они избегали. Фильтраторы-фитофаги *Daphnia cucullata*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Bosmina coregoni*, *Eudiaptomus gracilis* большую часть времени проводили в средних слоях эпилимниона (рис. 6). Менее многочисленная *Daphnia longispina* предпочитала держаться несколько

глубже зоны обитания массовой *D. cucullata*. Среднесуточный максимум численности хватателя-фитофага *Cyc-*

lops scutifer лежал в металимнионе, а хищные циклопы рода *Mesocyclops* избирали поверхностную 2-метровую зону. Большинство видов коловраток предпочитало верхние слои эпи- и металимниона (рис. 6). Исключение составляла лишь *Kellicottia longispina*, среднесуточный максимум которой находился на глубине 6-8 м.

Зоопланктонные организмы в зоне металимниона распределялись крайне неравномерно. Они образовывали узкие, 30-60 см толщиной, слои, в их распределении можно увидеть интересные закономерности. Прежде всего необходимо отметить возрастание количества мертвых организмов в 2 верхних зонах металимниона с максимальными градиентами (рис. 7). Коловратки концентрировались на всех 3 скачках плотности. На этих же горизонтах увеличивалось число отмерших коловраток, причем наиболее многочисленными они были в верхней зоне, где составляли около 45% от общего числа живых и мертвых (рис. 7). *Chydorus sphaericus* образовывал в металимнионе также 3 слоя, совпадающие с участками возрастания плотности (рис. 7). Большинство этих рачков были живыми. Их концентрирование здесь, вероятно, связано с благоприятными условиями питания этого вида, ротовой аппарат которого приспособлен для соскабливания бактериальных обрастаний с крупных колоний водорослей и взвешенных частиц [25]. Именно этим объясняется приуроченность *Chydorus sphaericus* к поверхностному слою, в котором концентрируются колониальные синезеленые водоросли, и к металимниону, где отмершие планктеры и фекальные комочки представляют прекрасный субстрат для развития бактерий. Другие ветвистоусые - *Daphnia longispina* и *Diaphanosoma brachyurum* - образовывали наиболее плотные слои над средним и нижним градиентами, причем эти слои были разобщены между собой (рис. 7). Наиболее плотные слои *Cyclops scutifer* и *Mesocyclops leuckarti* находились на различных глубинах. *C. scutifer* образовывал скопление над слоем температурного скачка, *M. leuckarti* концентрировался на верхнем градиенте (рис. 7).

Суточные вертикальные перемещения большинства ветвистоусых рачков, приводящие к изменению их численности на разных горизонтах, были незначительны (рис. 8). Исключение составляла лишь *Daphnia cristata*. Доминирующая по численности *D. cucullata* занимала верхние слои эпилимниона. Вертикальные перемещения ее популяции были выражены слабо. Глубже располагался слой менее многочисленной *D. longispina*. *D. cristata* постоянно мигрировала в пределах эпилимниона. Перемещаясь в верхние или нижние слои озера, *D. cristata* проходила через зону обитания *D. longispina*. При этом популяция последней рассеивалась, образуя своего рода пространственно-временные „окна“. У *Chydorus sphaericus* и *Diaphanosoma brachyurum* взаимосвязи в миграциях были выражены в меньшей степени. Спектры избираемых этими клadoцерами пищевых частиц значительно различаются, в то время как у дафний они близки [1, 2, 26].

На двухсуточной станции картина миграции не повторилась (рис. 8). Различалась она и в двух следующих друг за другом сутках. Миграции у копепод были выражены сильнее, во всяком случае у большинства видов изменение численности охватывало эпи- и металимнион (рис. 9). Подобно тому, как это имело место у кладоцер, наиболее многочисленный вид *Mesocyclops leuckarti* мигрировал в меньшей степени (рис. 9). Зоны максимальной концентрации *M. crassus*, *M. oithonoides* и *C. scutifer* почти всегда разобщены в пространственно-временных координатах. Приуроченный к зоне металимниона *C. scutifer* с наступлением темноты поднимался на горизонт 3–5 м, после чего вновь спускался до границы гипolimниона, и лишь в 7 ч некоторая часть его популяции проникала на несколько метров ниже температурного скачка. Анализ пищевого комка этого циклопа позволил установить, что значительную долю, около 70%, в его рационе составлял детрит. При подъеме в верхние слои *C. scutifer* переходил от копрофагии к хищничеству и фитофагии. Вертикальные перестройки близких видов диаптомид *Eudiaptomus gracilis* и *E. graciloides* протекали различно. Отмечены различия и в миграциях их самцов и самок. Изменение численности вида на горизонте в течение суток показывает, что наиболее плотные скопления рачков проходят через каждый из горизонтов в разное время суток. Как и у кладоцер, у копепод не наблюдалось точного повторения вертикальных перестроек из суток в сутки.

В вертикальных перемещениях коловраток практически нельзя было отметить какой-либо связи с изменением освещенности (рис. 10). Подобно вертикальной динамике плотности других групп зоопланктона перестройки концентраций коловраток в одни сутки значительно отличались от таковых в предыдущих.

В целом фильтраторы-фитофаги концентрировались в средних слоях эпилимниона, их вертикальный профиль распределения был подобен среднесуточному профилю водорослей (рис. 6). Ночью максимум численности мирного планктона смещался к поверхности, а с рассветом опять опускался на глубину 3–5 м.

Таким образом, вертикальная структура планктонного сообщества озера довольно сложна и во многом определяется гидрологией водоема. Однако, как можно видеть из приведенных выше результатов, изменение температуры и кислородного режима оказывает на планктонные организмы не столько непосредственное влияние, сколько участвует в создании особых условий, например образовании концентрированных слоев отмерших планктеров и фекальных частиц. Почти полное разложение органики в толще металимниона делает эту зону источником биогенов. Обедненность биогенами толщи эпилимниона в озерах с автохтонным происхождением органики хорошо известна [20, 22, 29–31, 34, 35]. В условиях постоянного дефицита биогенов в эпилимнионе и их избытка в металимнионе особое значение приобретает процесс транспорта химических соединений из глубины в фотическую зону. Стратификация озерных вод не

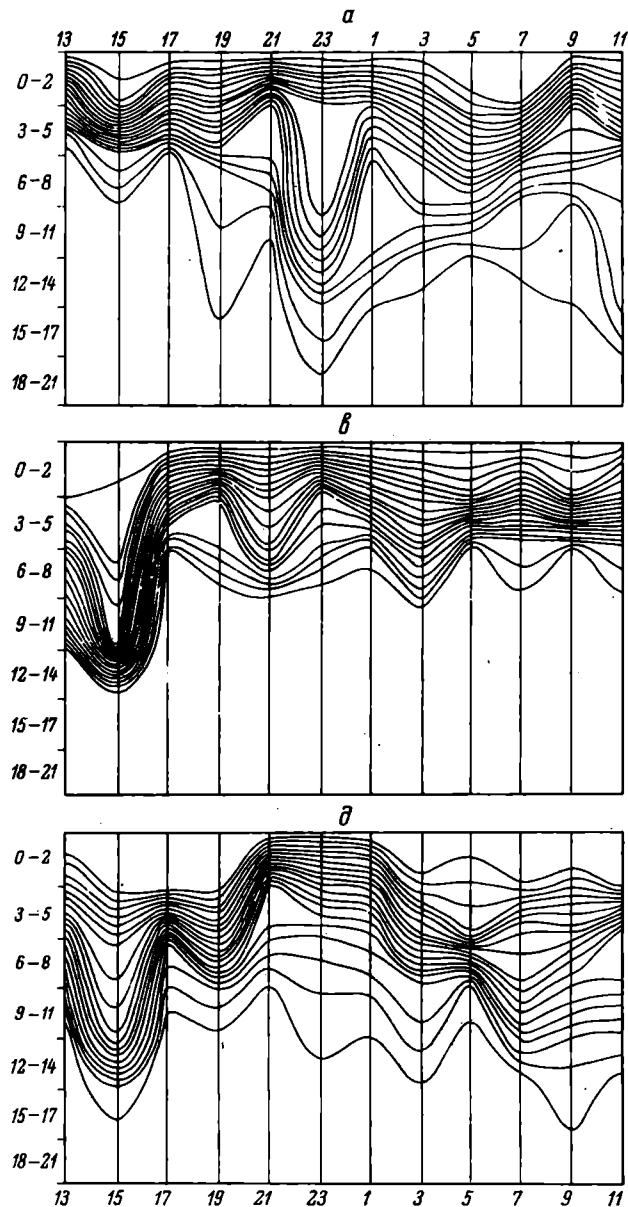


Рис. 9. Суточная вертикальная динамика плотности копепод.

а - *Eudiaptomus graciloides* (♀), б - *E. gracilis* (♀),
 в - *Mesocyclops oithonoides*, г - *Cyclops scutifer*,
 д - *Mesocyclops crassus*, е - *M. leuckarti*.
 Остальные обозначения те же, что на рис. 4.

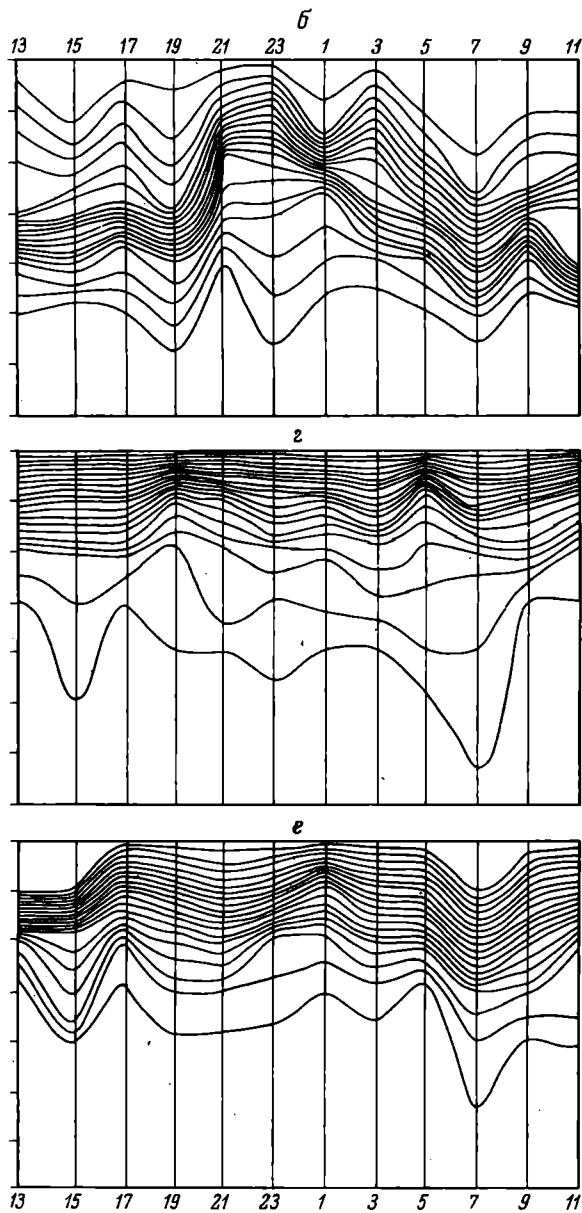


Рис. 9 (продолжение).

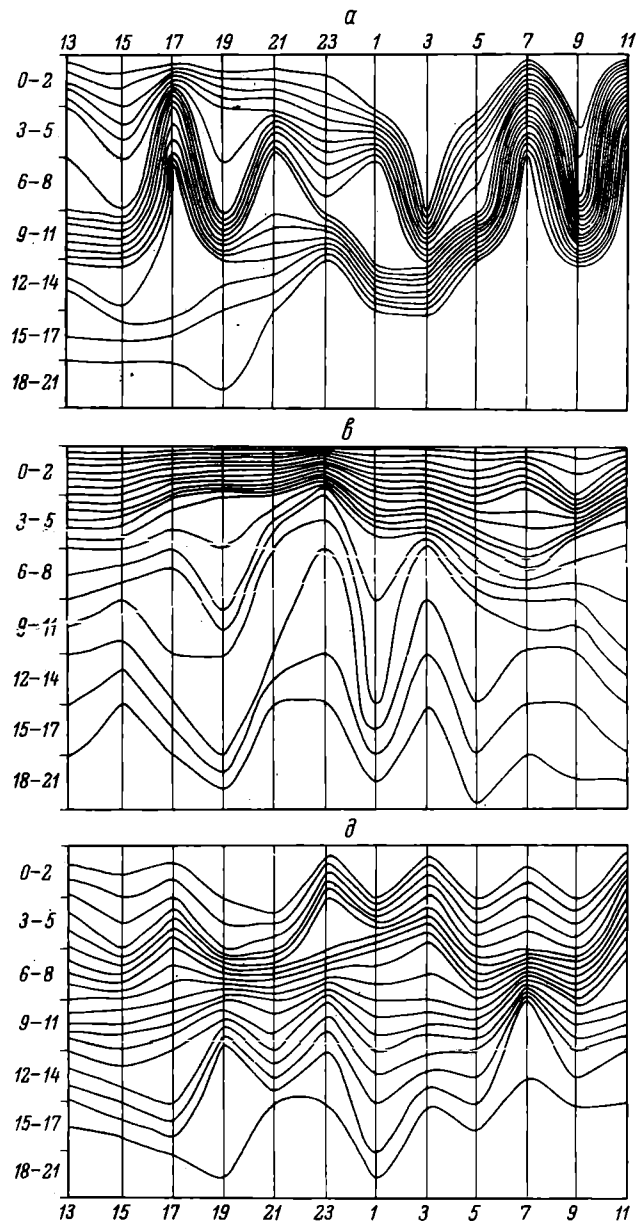


Рис. 10. Вертикальная динамика плотности коловраток.

а, в, д – на односуточной станции, б, г – на двухсуточной станции;
а – *Keratella cochlearis*, в – *K. quadrata*, б, д – *Kellcottia longispina*, г – *Trichocera capucina*. Остальные обозначения те же, что на рис. 4.

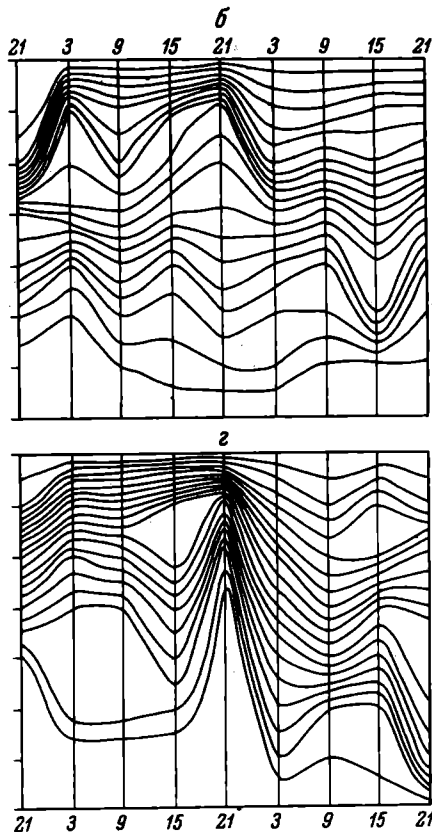


Рис. 10 (продолжение).

что не согласуется с представлениями о температуре как решающем факторе вертикального распределения *Cyclops scutifer* в оз. Сиверском [16].

При вертикальных перестройках планктонных организмов, как растительного, так и животного происхождения, максимумы их плотности в большинстве случаев разобшались в пространственно-временных координатах. На наш взгляд, это пример сопряженности отдельных элементов пелагической системы и взаимного влияния организмов друг на друга. Пространственно-временное распределение большинства видов водорослей и зоопланктеров в толще озера различно. В вертикальных перестройках отдельных организмов не удается обнаружить четкой взаимосвязи с освещенностью. Не повторялись перемещения зоопланктонных организмов и в различные сутки. Разнообразный характер этих перестроек даже у близких по размерам, форме и систематическому положению видов показывает независимость вертикальных перемещений планктеров от динамики

благоприятствует этому процессу, и вынос необходимых веществ на поверхность при отсутствии сильного ветрового перемешивания может осуществляться либо конвекционным путем, либо посредством вертикальных миграций гидробионтов. Учитывая, что первый путь протекает чрезвычайно медленно, становится понятной роль миграций в продукционных процессах стратифицированных озер. В таких водоемах увеличивается число активно мигрирующих водорослей [22, 31, 43]. Быстрое экскретирование вещества планктонными рачками способствует обмену между эпи- и металимниом, во многом определяя скорость оборота биогенов в озерах такого типа [23, 24, 28, 46].

Образование концентрированных слоев детрита в металимнионе объясняет приуроченность *C. scutifer* к этим глубинам и его копрофагию в период нахождения на них. Такие же результаты были получены в предыдущие годы,

водной массы. В противном случае изменение вертикальной структуры близких планктонных организмов имело бы единый тип. В пользу активности вертикальных перестроек фито- и зоопланктона, а также способности планктонных организмов противостоять незначительным конвекционным и ветровым потокам и внутренним волнам говорят и специальные исследования, проведенные на морском и пресноводном планктоне [4, 37].

Изменение численности организмов в единице объема на различных глубинах не дает представления об истинном характере вертикальных миграций, так как отражает только динамику их плотности в воде. В свою очередь перестройка плотности распределения гидробионтов может во многом отличаться от собственных миграций отдельных представителей фито- и зоопланктона. Изменение концентрации планктеров в основном определяется их миграциями при условии, если не происходит выедание. Однако даже небольшие направленные перемещения организмов могут привести к значительной динамике плотности. Оценить собственные перемещения планктеров возможно только при полном балансе их общей численности во всех сериях суточной станции, что практически не всегда достижимо. Собственно миграции планктеров можно выделить лишь специальными методами, например применением планктонных ловушек [19, 41, 42].

Исходя из изложенного, нам представляется более правильным при анализе суточных изменений численности организмов в толще воды говорить не о миграциях, а о динамике вертикальной плотности организмов.

Несмотря на постоянную перестройку вертикального распределения отдельных видов и их соотношения на различных горизонтах, такие обобщенные показатели, как тотальная биомасса фитопланктона, фильтраторов-фитофагов, содержание основных фотосинтетических пигментов в течение суток достаточно стабильно сохраняет свою вертикальную структуру. Эти показатели отражают пространственно-временное отношение продуцентов и первичных консументов в экосистеме озера. Максимумы суммарной суточной биомассы фитопланктона и его непосредственных потребителей пространственно сопряжены. В светлое время суток, когда концентрация хлорофилла и процесс первичного продуцирования были максимальны в поверхностном 2-метровом слое, растительный зоопланктон находился в более глубоких слоях. Ночью фитофаги переместились к поверхности, где интенсивно питались. При этом биосинтез и последовательный приход различных групп фитофагов, по-видимому, протекали синхронно. Как показывают несложные расчеты, количество потребленной за сутки биомассы водорослей было очень близко к величине суточной первичной продукции.

Эти расчеты проводились следующим образом. Величина первичной продукции оценивалась исходя из концентрации хлорофилла α (6.8 мг/м^3) и суточного ассимиляционного числа (САЧ) [7]. САЧ для данного периода в оз. Сиверском составляло $0.22 \text{ мг } O_2$ на

1 мкг хлорофилла α . Отсюда суточный фотосинтез составил 1.52 мг O_2 /л, а продукция, рассчитанная с учетом прозрачности и суммарной солнечной радиации [13, 14], 1.21 г C/m^2 . Количество потребленной консументами биомассы водорослей оценивалось по хлорофиллу α (для эвтрофной зоны он составляет 0.36% от нее), одна весовая часть которого образует 0.6 частей феопродуктивных [45]. Таким образом, суточный прирост феопигментов в толще воды служил показателем съеденной биомассы. В период суточных наблюдений прирост феопигментов в толще воды составил 8 мг/м² (рис. 3). Для получения реальной величины дериватов хлорофилла α , образованных за сутки, учитывалось также и количество феопигментов, разрушенных при прохождении фекальных частиц через кишечник зоопланктеров-копрофагов. Основным потребителем детрита в оз. Сиверском — *Cyclops scutifer*, усваивающий его на 68–91% [12], значительно снижает концентрацию феопродуктивных в металимнионе, где зависят фекальные частицы. Рачки металимниона (2.5 тыс. экз./м³) с 5 до 9 ч потребили 0.9 мг/м³ феопигментов (рис. 5). В пересчете на их общее количество и время пребывания в металимнионе это соответствует 13.56 мг/м³. Зная общее количество образованных за сутки феопигментов, находим, что величина съеденной в течение суток биомассы равна 9.97 г/м², или 0.997 г C/m^2 .

Безусловно, такие расчеты носят лишь реконструктивный характер, так как не учитывают роли второстепенных детритофагов и возможности других путей образования феопродуктивных.¹ Однако и они показывают, что зоопланктон протребляет лишь суточный прирост биомассы водорослей. Действительно, баланс между созданным и потребленным за день органическим веществом — необходимое условие поддержания стабильности экосистемы. Отсюда становится понятной роль последовательного перемещения отдельных групп фитофагов в верхние слои. Минимальная суточная биомасса водорослей (основной фонд фитопланктона), составляющая 5.2 г/м², синтезирует 12 г/м² нового вещества, т.е. более 200%, которое практически полностью потребляется зоопланктоном. При постепенном образовании органического вещества одновременное „включение“ всей фильтрационной мощности первичных консументов уничтожило бы его энергетические основы. Ускорение оборачиваемости биогенов и биогенная подкормка при выедании водорослей зоопланктоном также способствуют интенсификации биосинтетических процессов [18, 27, 39, 40].

Разнообразие вертикальных перестроек, по-видимому, и представляет адаптацию пелагической планктонной системы к постепенному потреблению первичной продукции.

¹ О возможности обратной феофитинизации хлорофилла существуют различные мнения [6, 47].

Л и т е р а т у р а

1. Б о г а т о в а И.Б. Питание дафний и диаптомусов в прудах. — Тр. ВНИИПРХ, 1965, т. 13, с. 165–178.
2. Б о г а т о в а И.Б. Питание и пищевые отношения *Bosmina longirostris* (O.F.Müller), *Ceriodaphnia quadrangula* (O.F. Müller) и *Diaphanosoma brachyurum* (Levin) в прудах. — Сборник научно-исследовательских работ ВНИИПРХ, 1969, т. 2, с. 72–89.
3. Б о г о р о в В.Г. Коэффициенты суточного вертикального распределения планктона. — ДАН СССР, 1939, т. 23, № 7, с. 702–704.
4. Б о г о р о в В.Г. Особенности суточной вертикальной миграции зоопланктона в полярных морях. — В кн.: Планктон мирового океана. М., 1974, с. 70–76.
5. Б у л ь о н В.В. Содержание феопигментов в планктоне. — Гидробиол. ж., 1978, т. 14, вып. 3, с. 62–70.
6. В е д е р н и к о в В.И., К о н о в а л о в Б.В., К о б л е н ц - М и ш к е О.И. Результаты применения спектрофотометрического метода определения феофитина в пробах морской воды. — Тр. Ин-та океанол. АН СССР, 1973, т. 95, с. 138–146.
7. В и н б е р г Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск, 1960, 330 с.
8. К у з н е ц о в С.И., Р о м а н е н к о В.И. Окислительно-восстановительный потенциал в поверхностных слоях иловых отложений озер различного типа. — ДАН СССР, 1963, т. 151, № 3, с. 679–682.
9. М а р к е в и ч Г.И. К методике анализа суточных планктонных ловов. — Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1980, № 48, с. 34–39.
10. М е т о д и к а изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М., 1975. 240 с.
11. М и н е е в а Н.М. Содержание хлорофилла α в водоемах Волго-Балтийской и Северо-Двинской систем. — Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1979, № 41, с. 31–34.
12. М о н а к о в А.В. Питание и пищевые взаимоотношения пресноводных копепод. Л., 1976. 167 с.
13. П ы р и н а И.Л. Определение первичной продукции фитопланктона по максимальному фотосинтезу, суммарной солнечной радиации и прозрачности воды. — Гидробиол. ж., 1979, т. 15, вып. 6, с. 115–119.
14. П ы р и н а И.Л., Р у т к о в с к а я В.А. Зависимость интенсивности фотосинтеза Волжского фитопланктона от проникающей в воду суммарной солнечной радиации. — В кн.: Биологические продукционные процессы в бассейне Волги, Л., 1976, с. 48–60.
15. Р и в ь е р И.К. Зоопланктон как показатель качества воды бассейна Верхней Волги — В кн.: Круговорот вещества и энергии в водоемах. Лиственничное, 1977, с. 212–215.

16. Р и в ь е р И.К. Вертикальные миграции веслоногих ракообразных в условиях летней и зимней стагнации. - Тез. докл. 3-го Всесоюз. симп. по поведению водн. беспозвоночных, Борок, 1978, с. 39.
17. С к о п и н ц е в Б.А., Б а к у л и н а А.Г., К у з - н е ц о в а Н.С. Органическое вещество в водах Рыбинского и Шекснинского (Череповецкого) водохранилищ, Белого и Сиверского озер в многоводные 1965-1966 гг. - В кн.: Абиотические факторы биологического круговорота в водоемах. Л., 1971, с. 67-86.
18. С у щ е н я Л.М. Количественные исследования трофических взаимоотношений пресноводного зоо- и фитопланктона. - Автореф. канд. дис. Минск, 1958. 16 с.
19. B o v b j r g R.V., F r e i t a g G., M c H a n e y D. A fixed net method to determine the vertical migration of plancton. - *Limnol. and Oceanograph.*, 1976, vol. 21, N 6, p. 920-922.
20. C r a n e N.L., S o m e r f i l d M.R. Nutrient limitation of phytoplankton in a central Arisone reservoir. - *Hydrobiologia*, 1976, vol. 51, N 4, p. 219-224.
21. C u r r i e R.G. Pigments in zooplankton faeces. - *Nature*, 1962, vol. 193, N 4819, p. 956-957.
22. F e e E.G. The vertical and seasonal distribution of chlorophyll in lakes of the Experimental Lakes Area, northwestern Ontario: implications for primary production estimates. - *Limnol. and Oceanogr.*, 1976, vol. 21, N 6, p. 767-783.
23. F e r r a n t e G.G. The characterization of phosphorus excretion products of a natural of limnetic zooplankton. - *Hydrobiologia*, 1976, vol. 50, N 1, p. 11-15.
24. F e r r a n t e G.G. The role of zooplankton in the intrabiocenotic phosphorus cycle and factors affecting phosphorus excretion in a lake. - *Hydrobiologia*, 1976, vol. 49, N 3, p. 203-214.
25. F r y e r G. Evolution and adaptive radiation in the Chydoridae (Crustacea: Cladocera): a study in comparative functional morphology and ecology. - *Philos. Trans. Roy. Soc. London B*, 1968, vol. 254, N 795, p. 221-385.
26. G l i w i c z Z.M. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. - *Ecol. polska A*, 1969, 17, N 36, p. 663-708.
27. G l i w i c z Z.M. Plancton photosinthetic activity and its regulation in two neotropical an-made lakes. - *Pols. arch. hydrobiol.*, 1976, vol. 23, N 1, p. 61-93.

28. H a e r t e l L., O s t e r b e r g Ch., C u r l H., P a r c P.K. Nutrient and plancton ecology of the Columbia River estuary. - Ecology, 1969, vol. 50, N 6, p. 962-978.
29. H a p p e y C.M. Some physico-chemical investigations of stratification in Abbots Pool, Somerset; the distribution of some dissolved substances. - J. Ecol., 1970, vol. 58, p. 621-634.
30. H a p p e y-W o o d C.M. Influence of stratification on the growth of planktonic Chlorophyceae in a small body of water. - Brit. Phycol. J., 1976, vol. 11, N 4, p. 371-381.
31. H a p p e y-W o o d C.M. Vertical migration patterns in phytoplankton of mixed species composition. - Brit. Phycol. J., 1976, vol. 11, N 4, p. 355-369.
32. H a u r y L.R. Small-scale pattern of a California current zooplankton assemblage. - Marine Biol., 1976, vol. 37, N 2, p. 137-157.
33. J e f f r e y S.W., H u m p h r e y G.F. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c₁ and c₂ in higher plants, algae and natural phytoplankton. - Biochem. and Physiol. Pflanzen, 1975, vol. 167, N 2, p. 191-195.
34. K a n u j k o w s k i D., Z e n t a r a S.Z. The diurnal Vertical migration of motile phytoplankton through temperature gradients. - Limnol. and Oceanogr., 1977, vol. 22, N 1, p. 148-151.
35. K l e m e r A.R. The vertical distribution of *Oscillatoria agardhii* var. *isotrix*. - Arch. Hydrobiol., 1976, vol. 78, N 3, p. 343-362.
36. L o r e n z e n C.G. Determination of chlorophyll and pheopigments: spectrophotometric equations. - Limnol. and Oceanogr., 1967, vol. 12, N 2, p. 343-346.
37. N y g a a r d G. Vertical and seasonal distribution of some motile fresh-water plancton algae in relation of some environmental factors. - Arch. Hydrobiol., vol. 51, N 1, p. 67-76.
38. P a e r l H.W., T i l z e r M.M., G ö l d - m a n C.R. Chlorophyll a versus adenosine triphosphate as algal biomass indicators in lakes. - J. Phycol., 1976, vol. 12, N 2, p. 242-246.
39. P o r t e r K.G. Selective grazing and differential digestion of algae by zooplankton. - Nature, 1973, vol. 244, N 5412, p. 179-180.

40. P o r t e r K.G. Enhancement of algal growth and productivity by grazing zooplankton. - Science, 1976, vol. 192, N 4246, p. 1332-1334.
41. R e y n o l d s C.S. Sinking movements of phytoplankton indicated by a simple trapping method 1. A *Fragilaria* population. - Brit. Phycol. J., 1976, vol. 11, N 3, p. 279-291.
42. R e y n o l d s C.S. Sinking movements of phytoplankton indicated by a simple trapping method. 11 Vertical activity ranges in a stratified Lake. - Brit. Phycol. J., 1976, vol. 11, N 4, p. 293-303.
43. R e y n o l d s C.S. Succession and vertical distribution of phytoplankton in response to thermal stratification in a lowland mere, with special reference to nutrient availability. - Ecology, 1976, vol. 64, N 2, p. 529-551.
44. S C O R-U N E S C O Working group N 17. Determination of photosynthetic pigments in sea water. - In: Monographs on oceanographic methodology. Paris, 1966, p. 9-18.
45. S h u m a n F.R., L o r e n z e n C.G. Quantitative degradation of chlorophyll by marine herbivore. - Limnol. and Oceanogr., 1975, vol. 20, N 4, p. 580-586.
46. T a g u c h i S. Short-term variation of photosynthesis in natural marine phytoplankton populations. - Marine Biol., 1967, vol. 37, N 3, p. 197-207.
47. Y e n t s c h C.S. Distribution of chlorophyll and phaeophytin in the open ocean. - Deep-Sea Research, 1965, vol. 12, N 5, p. 653-666.

ГОРИЗОНТАЛЬНАЯ ЦИРКУЛЯЦИЯ ВОД
В РЫБИНСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ И ВОЗМОЖНЫЕ
ЕЕ ИЗМЕНЕНИЯ ПРИ ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИИ СТОКА

Циркуляция вод и течения как важнейший показатель ее играют большую роль в режиме любого водоема. Сведения о течениях необходимы при изучении интенсивности водообмена, переформирования берегов и формирования донных отложений. С ними связано перераспределение тепла, растворенных и взвешенных веществ, живых организмов. Течения являются одним из важнейших экологических факторов, прямо и косвенно формирующих среду обитания водных животных и растений. Данные о течениях необходимы при решении многих практических задач.

Несмотря на большой интерес к течениям и их практическую значимость, в большинстве водоемов они изучены недостаточно. Это относится и к Рыбинскому водохранилищу, в котором наиболее детально исследованы вопросы динамики вод в нижнем и верхнем бьефе гидроэлектростанций, связь течений с длинными волнами, возникающими в ходе суточного и недельного регулирования их работы, дана генеральная схема стоковых течений в зимний период. Вопрос же общей циркуляции вод в водохранилище в безледный период до настоящего времени оставался открытым, что в первую очередь связано со сложностью самого процесса и отсутствием надежных приборов.

При исследовании течений обычно применяются 3 основных метода: 1) натурные наблюдения и их анализ; 2) математическое моделирование, предусматривающее расчеты характеристик течений; 3) физическое моделирование на гидравлических моделях. Натурные исследования занимают особое место, поскольку проверка результатов модельных экспериментов возможна только при наличии надежных материалов непосредственных измерений. Однако постановка таких исследований связана с привлечением большого числа специалистов, дорогостоящего оборудования, плавсредств и требует длительных наблюдений. В связи с этим все большее распространение

при изучении циркуляции вод в водоемах получает математическое моделирование. В то же время ввиду сложности структуры течения и трудностей решения исходных гидродинамических уравнений вопросы, связанные с расчетом течений в реальных водоемах, разработаны еще недостаточно. Все существующие в настоящее время модели имеют определенные допущения, ограничивающие сферу их применения.

Наиболее фундаментальные теоретические исследования, доведенные до возможности их практической реализации, выполнены по теории морских течений. При этом, очевидно, наиболее перспективным для применения в мелководных водоемах является направление с введением в теорию установившихся течений метода полных потоков [13-14] с последующим переходом к расчетам уклонов поверхности и скоростей течений на отдельных горизонтах. Численный расчет полных потоков при реальных контурах мелководного водоема был предложен А.И. Фельзенбаумом [11].

Эта модель успешно использовалась при изучении течений Азовского и Аральского морей [12], северо-западной части Черного моря [10], Рижского залива [5], при исследовании циркуляции вод Вагат-озера [6], Ладожского [7] и Белого [3] озер, Рыбинского водохранилища [4].

К более сложным моделям следует отнести трехмерные нестационарные модели. Одна из таких моделей использовалась для исследования крупномасштабной циркуляции вод Байкала [9].

Математическое моделирование при изучении циркуляции вод внутренних водоемов широко применяется зарубежными исследователями [15].

Учитывая известный опыт использования математических методов в изучении течений внутренних водоемов, мы предприняли попытку рассчитать горизонтальную циркуляцию вод в Рыбинском водохранилище, чтобы получить более полные представления о динамике его вод в безледный период при различных гидрометеорологических условиях.

Для расчета циркуляции вод Рыбинского водохранилища использована стационарная модель А.И. Фельзенбаума [11]. Применение этой модели позволяет учесть основные факторы, формирующие макроциркуляцию вод: ветер, морфометрические характеристики водоема, приходно-расходные элементы водного баланса. Кроме того, результаты расчетов позволяют исследовать пространственную структуру течений, проанализировать изменчивость циркуляции вод при различных гидрометеорологических ситуациях; выявить роль стоковых и компенсационных течений. Все это и определило выбор модели для расчета циркуляции вод в Рыбинском водохранилище и анализа ее изменчивости, несмотря на ряд ограничений (фиксированные для каждого конкретного случая параметры ветра, неизменность объема водохранилища, постоянные значения притока и стока), накладываемых стационарностью модели.

При решении задачи граничные условия формируются следующим образом.

1. На поверхности водоема тангенциальное напряжение ветра (T_x и T_y) уравновешивается турбулентным трением в воде:

$$A \frac{\partial U}{\partial Z} = -T_x, \quad A \frac{\partial V}{\partial Z} = -T_y, \quad P = P_a,$$

где A — коэффициент вертикального турбулентного обмена, $\frac{\partial U}{\partial Z}$ и $\frac{\partial V}{\partial Z}$ — вертикальные изменения составляющих скорости, P — давление.

2. На дне водоема: $U = V = W = 0$ (U и V — горизонтальные компоненты скорости, W — вертикальная составляющая скорости); движение отсутствует, выполняется условие прилипания.

3. На границе контура водоема $(S_n)_L = \Phi_L$, где (S_n) — нормальная к береговой черте L составляющая полного потока. На твердых границах $\Phi_L = 0$ — у берегов водоема отсутствует расход воды в направлении нормали к береговой черте. На жидких границах $\Phi_L \neq 0$. В наших расчетах на жидких границах (в местах впадения основных притоков в водохранилище — Волги, Мологи, Шексны) задавались значения среднемесячных расходов для конкретного расчетного варианта.

Так как уравнение для функции полных потоков (Ψ) получено при допущении о том, что превышение уровня, обусловленное воздействием ветра, много меньше глубины водоема ($\xi \ll H$), а расходы в направлении нормали к береговой черте отсутствуют, то выбор граничного контура, аппроксимирующего водоем, ограничивается условием $H_{гр} \approx 0.1 H_{ср} \div 0.2 H_{ср}$ [8]. Для Рыбинского водохранилища это условие соответствует изобате 0.5–1 м.

При построении сеточной области возникает вопрос о рациональном выборе шага сетки h . Наиболее жесткие ограничения на выбор шага накладывает поле глубин. Шаг должен быть таким, чтобы в каждой точке сеточной области выполнялось соотношение

$$\left| \frac{H_{i+1,j}^3 - H_{i-1,j}^3}{4 H_{i,j}^3} \right| < 1; \quad \left| \frac{H_{i,j+1}^3 - H_{i,j-1}^3}{4 H_{i,j}^3} \right| < 1.$$

В результате анализа батиметрической карты водохранилища и принимая во внимание данное условие, был выбран шаг сетки $h = 4$ км (рис. 1). Построенная сеточная область позволила удовлетворительно аппроксимировать контур водохранилища и получить достаточное число точек для построения интегральной циркуляции вод в водоеме.

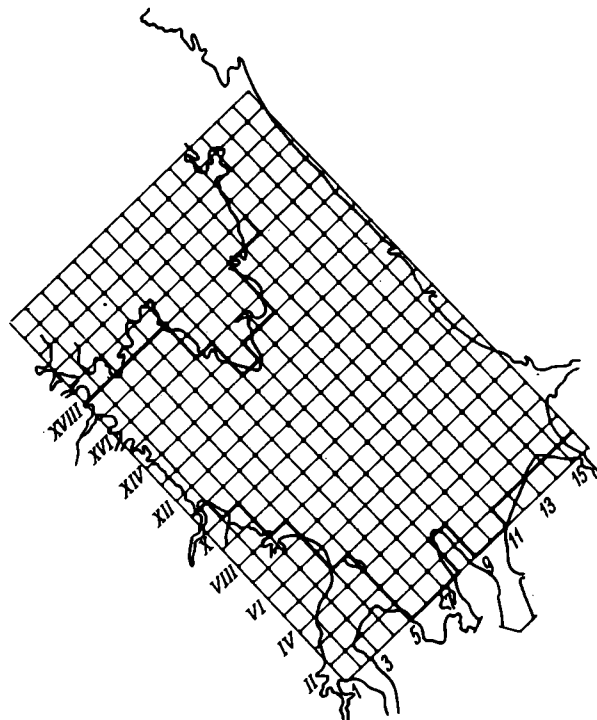


Рис. 1. Сеточная область Рыбинского водохранилища для расчета поля функции полных потоков ($h = 4$ км).

Для построения матрицы глубин в узлах сеточной области снимались с батиметрической карты глубины и проверялось выполнение вышеуказанного соотношения. Если оно не выполнялось, глубины сглаживались. В узлы граничного контура записывались нулевые значения глубин.

Точность расчета циркуляции во многом зависит от правильного построения полей ветра над водоемом. Расчеты произведены по полю однородного ветра. Анализ схем циркуляций по полю однородного и неоднородного ветра для Ладожского озера (площадь зеркала 17700 км^2) показал отсутствие принципиальных различий циркуляций, вызываемых неоднородностью поля ветра [7]. Очевидно, для Рыбинского водохранилища с площадью зеркала 4550 км^2 эти различия будут еще менее существенными. Учитывая это, в основу расчетов положен преобладающий за месяц ветер.

Расчет преобладающего за данный месяц направления ветра производился по формуле:

$$\alpha_{max}^0 = \left[1 + \frac{n_3 - n_1}{(n_3 - n_1) + (n_2 - n_4)} \right] \cdot 45^\circ,$$

Т а б л и ц а 1

Параметры преобладающего ветра для станции ПОМ
в 1948–1976 гг.

Месяц	α_{\max} , град.	$V_{\text{ср}}$, м/с
Май	323	4.8
Июнь	256	5.4
Июль	298	5.6
Август	310	6.7
Сентябрь	293	6.8
Октябрь	253	7.0

где n_3 – румб с максимальной повторяемостью, а $n_1 < n_2$, $n_2 < n_3$, $n_4 < n_2$. Найденный α_{\max}^0 отсчитывался от середины левого октанта.

Скорость ветра определялась как средневзвешенное значение всех скоростей для данного направления ветра (табл. 1). Материалом для вычисления послужили таблицы по повторяемости ветра на станции „Пункт открытого моря“ (ПОМ), расположенной в центральной части водохранилища.

Таким образом, исходными данными для расчетов на ЭВМ являлись массив глубин, значения функции Ψ в граничных точках сеточной области, скорость и направление ветра. При выполнении расчетов получали значения функции Ψ во внутренних точках сеточной области, превышение уровня в этих точках, скорости и направление течения на заданных горизонтах.

Дальнейшая обработка материала заключалась в построении полей изолиний функции полных потоков, являющихся линиями интегральной циркуляции вод в водохранилище и полей векторов течений на соответствующих горизонтах.

Расчет осредненной за многолетний период преобладающей циркуляции вод водохранилища проводился для 6 месяцев навигационного периода (с мая по октябрь). Величины притока задавались в соответствии со среднемноголетними месячными балансами за период с 1948 по 1976 г. Сток из водохранилища задавался равным суммарному притоку. Отметки глубин брались от среднего значения уровня для данного месяца за тот же период.

О б с у ж д е н и е р е з у л ь т а т о в р а с ч е т а

Использованная в работе модель дала возможность не только установить общую картину перемещения вод в водохранилище, но и полное оценить значение рельефа дна, конфигурации берегов, притока вод и сброса их через Рыбинский гидроузел.

Анализ схем интегральной циркуляции вод (рис. 2) позволяет выявить прежде всего основные циркуляционные зоны, их положение и размеры практически для всех месяцев вегетационного перио-

да. Из представленных материалов видно, что в Рыбинском водохранилище в подавляющем большинстве случаев наблюдаются три основные циркуляционные зоны: две антициклональные, расположенные в затопленных долинах Мологи и Шексны, и одна циклональная в центральной части Главного плеса. Хотя преобладающие для каждого месяца направление и скорости ветра отличаются незначительно, положение основных циркуляционных зон в водоеме не остается постоянным.

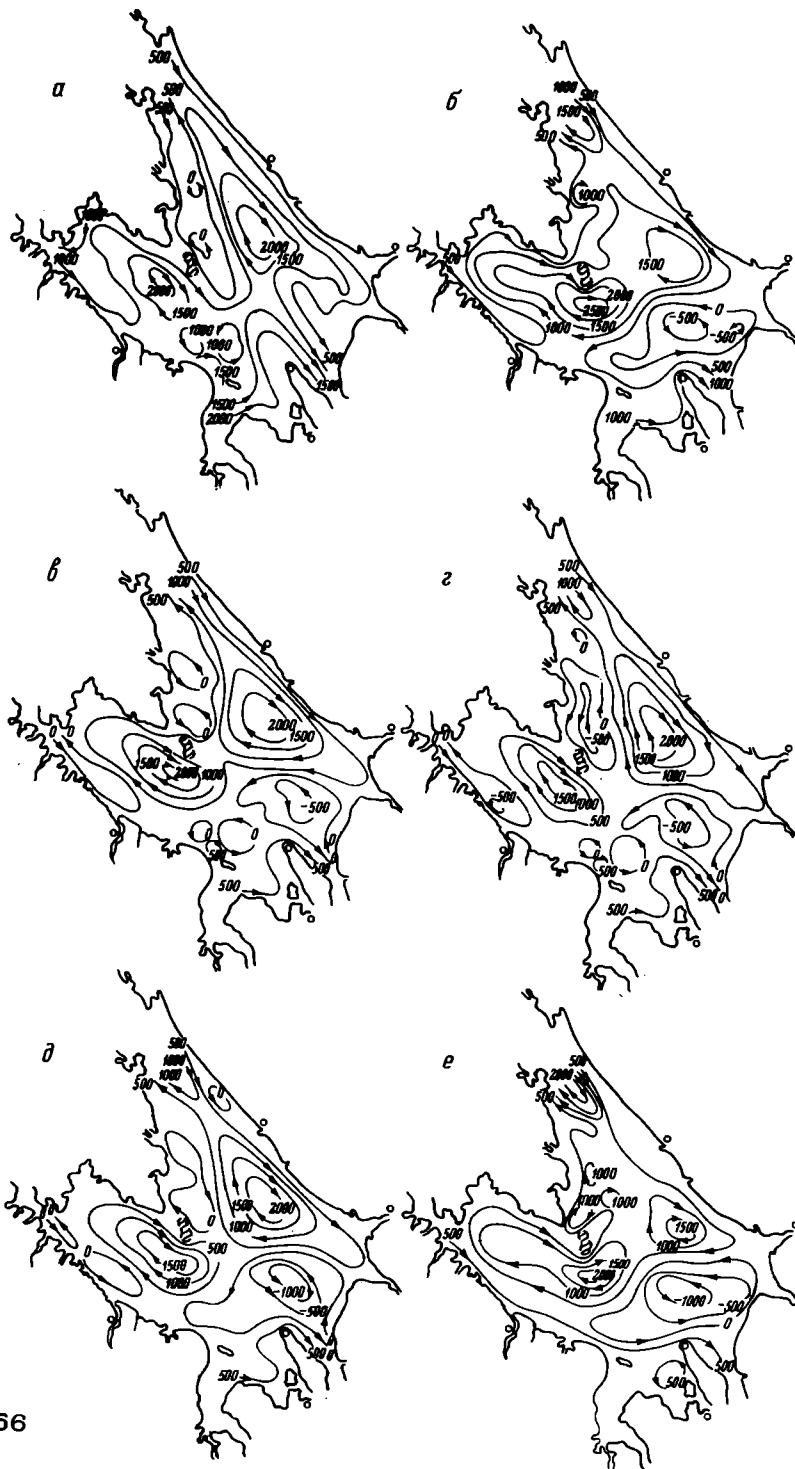
В мае, когда среднесуточный объем притока в водохранилище 6.11 км^3 , а направление преобладающего ветра 323° при скорости 4.8 м/с , в водоеме формируются две циркуляционные зоны, расположенные в открытых участках западной и северной частей Главного плеса (рис. 2, а). Оба вихря вытянуты вдоль продольной оси водохранилища, при этом моложский имеет размеры $24 \times 12 \text{ км}$, шекснинский — $47 \times 16 \text{ км}$. Расходы в направлении интегрального потока в этих зонах достигают $250 \text{ м}^3/\text{с}$ между вертикалями, проведенными через 1 км .

Воды моложского потока, подпираемые волжскими, огибают мыс Центральный и вовлекаются в антициклональную циркуляцию в северной части Главного плеса, где смешиваются с шекснинскими. Шекснинские воды, участвуя в антициклональном движении северной части Главного плеса, достигают устьев рек Согожи и Ухры, а затем вместе с волжскими водами поступают в приплотинный участок Главного плеса. Наиболее мощный волжский поток, выходя в Главный плес, направляется к северу, где небольшая его часть образует циклонический вихрь, а основная масса волжских вод огибает мыс Рожновский и, смешиваясь с водами центральной части, сбрасывается из водохранилища.

Течение в водохранилище в этот период двухслойное (табл. 2). Смена направления течения на противоположное происходит в слое $2-4 \text{ м}$. На этих горизонтах наблюдается наибольшая изменчивость скорости и неустойчивость по направлению.

При уменьшении притока в водохранилище и сбросов из него в июне формируются три макроциркуляционные зоны. Антициклональные вихри, существовавшие в мае в западной и северной частях Главного плеса, несколько смещаются к юго-востоку. Размеры циркуляционной зоны в западной части Главного плеса увеличиваются в продольном направлении до $30-35 \text{ км}$, а в поперечном остаются прежними и не превышают 15 км . Северная же циркуляционная зона в продольном направлении уменьшается примерно в 2 раза, а в поперечном остается такой же, как в мае.

Третья циркуляционная зона формируется в центральной части Главного плеса, севернее мыса Рожновского (рис. 2, б). Размеры этого образования меньше вышерассмотренных — $20 \times 15 \text{ км}$, а движение вод циклональное. Интегральный перенос в этом вихре выражен слабее, расходы его не превышают $160 \text{ м}^3/\text{с}$ на 1 км . Как и в мае, во всех районах водохранилища течение двухслойное. Изменение направления течения на противоположное происходит в слое $1-3 \text{ м}$ (табл. 3).



Т а б л и ц а 2

Характеристики течения в Рыбинском водохранилище в мае

Гори- зонт, м	Средняя скорость, см/с	Диапазон изме- нения скоростей течения, см/с	Диапазон измене- ния направления течения, град.	Разброс по направ- лению те- чения, град.
0	9,2	4,2-30,0	104-166	62
1	4,0	1,0-10,0	39-222	183
2	1,9	0,1-6,3	209-200	351
3	1,9	0,1-5,0	257-230	333
4	2,6	0,0-5,0	287-136	209
5	2,3	0,1-4,6	299-34	95
6	2,0	0,0-3,1	303-354	51

Т а б л и ц а 3

Характеристики течения в Рыбинском водохранилище в июне

Гори- зонт, м	Средняя скорость, см/с	Диапазон изме- нения скорости течения, см/с	Диапазон изме- нения направле- ния течения, град.	Разброс по направле- нию тече- ния, град.
0	9,8	3,7-29,4	40-111	71
1	4,3	0,3-9,7	284-201	277
2	2,2	0,3-5,8	215-208	353
3	2,4	0,1-5,6	71-46	335
4	3,1	0,4-6,2	186-289	103
5	2,9	0,4-5,9	217-282	65
6	2,6	0,6-4,3	236-278	42

Небольшая изменчивость притока, мало меняющиеся глубины в летние месяцы приводят к образованию устойчивой циркуляции вод, которая на протяжении июля-сентября остается практически постоянной. Как и в июне, прослеживаются три крупных циркуляционных образования. Два из них антициклональные, расположены в западной и северной частях Главного плеса, одно циклональное - в центральной его части (рис. 2, в-д). Расположение этих образований, раз-

Рис. 2. Схемы интегральной циркуляции вод ($\text{м}^3/\text{с}$) (среднее за 1948-1976 гг.).

а - в мае, б - в июне, в - в июле, г - в августе, д - в сентябре, е - в октябре.



Рис. 6. Схема интегральной циркуляции вод для мая маловодного года (а), положение полей битого льда 2 мая 1960 г. (б), распределение поверхностной температуры воды ($^{\circ}\text{C}$) 9 V 1960 (в).

ческих характеристик, из которых наиболее показательной является в данном случае температура воды.

При изучении гидрологического режима водохранилища и условий формирования водных масс накоплены большие материалы, характеризующие распределение температуры воды в различные сезоны года и в различные по водности годы [1].

Рассмотрим распределение температуры воды в мае маловодного и многоводного годов и соответствующие схемы интегральной циркуляции вод. Близким по водности к маловодному был 1960 год. Сопоставляя распределение температуры воды в мае 1960 г. и схему интегральной циркуляции вод для данного месяца (рис. 6, а, в) видим, что температурное поле формируется устойчивыми

Рис. 7. Распределение поверхностной температуры (°C) воды 12 V 1962.

циркуляционными потоками, расположенными в северной и западной частях Главного плеса. Этим циркуляционным зонам соответствуют пятна холодной воды с температурой 1–2°. Такая низкая температура воды в этих районах была связана с концентрацией льда в начале мая, обусловленной наличием антициклональных вихрей в циркуляции вод (рис. 6, б).

В мае 1962 г., близкого по водности к многоводному году, приток в водохранилище значительно превышал таковой маловодного года. При данной ситуации изолинии функции полных потоков вытянулись в направлении генерального переноса вод, характерного для стоковых течений. Однако и в этом случае сопоставление поверхностного распределения температуры воды с расчетной схемой интегральной циркуляции вод для многоводного года дало хорошие результаты (рис. 7).

Из рассмотренных материалов следует, что расчетные схемы циркуляции вод в мае маловодного и многоводного годов согласуются с полем распределения температуры воды в аналогичные по водности годы, несмотря на то, что в каждом конкретном случае гидрометеорологическая ситуация несколько отличалась от средних многолетних характеристик. Это свидетельствует о том, что расчетные схемы среднемесячной циркуляции вод удовлетворительно отражают процессы динамики вод в водохранилище.

Для оценки изменения циркуляции вод Рыбинского водохранилища под влиянием дополнительной приточности через Шекснинский гидроузел при переброске стока нами произведены расчеты с изменением той же модели. В качестве граничных условий задавались реальные значения притока на контуре водохранилища для лет с обеспеченностью 95, 50, 10%, кроме объемов воды, поступающих через Шекснинский гидроузел. Расходы через него задавались равными реальным среднемесячным расходом в год соответствующей обеспеченности плюс дополнительные, принятые для моделируемого этапа переброски. Расчеты проводились для 6 месяцев безледного периода – с мая по октябрь. Анализ полученных схем интегральной циркуляции показал, что завершение первой очереди переброски вод



приведет к уменьшению расходов в антициклональном вихре, расположенном в восточной части Главного плеса, и в циклоническом образовании в его центральной части.

В мае, июне и октябре многоводного года произойдет полный размыв антициклонального вихря в восточной части Главного плеса. В течение всего вегетационного периода расходы в направлении интегрального переноса от Шекснинского плеса к сбросному участку возрастут, что несомненно приведет к усилению водообменных процессов в восточной части Главного плеса.

Расчеты скоростей и направлений течений на отдельных горизонтах показывают, что ожидать их заметных изменений относительно существующих не приходится.

Л и т е р а т у р а

1. Б у т о р и н Н.В. Гидрологические процессы и динамика водных масс в водохранилищах Волжского каскада. Л., 1969. 322 с.
2. Л и т в и н о в А.С. Некоторые данные о ветровых течениях в Рыбинском водохранилище. — В кн.: Гидрометеорологический режим Верхне-Волжских водохранилищ. Л., 1966, с. 50–60.
3. Л и т в и н о в А.С. Опыт расчета установившихся ветровых течений на большом мелководном водоеме. — В кн.: Органическое вещество и элементы гидрологического режима волжских водохранилищ. Л., 1972, с. 186–193.
4. Л и т в и н о в А.С., Ф о м и ч е в И.Ф. Опыт расчета установившихся ветровых течений Рыбинского водохранилища. — Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1978, № 40, с. 50–54.
5. Л и т в и н о в П.И., Ф е л ь з е н б а у м А.И. О расчете установившихся ветровых течений в Рижском заливе. — Океанология, 1973, т. 14, вып. 1, с. 76–84.
6. Л и ф ш и ц В.Х., Р а у т и а й н е н Ю.С. Пример расчета установившихся течений в озерах с применением метода полных потоков. — Тр. Северного науч.-исслед. ин-та гидротехники и мелиорации, 1965, вып. 23, с. 56–68.
7. Л у х о в и ц к и й О.Л., Т и т о в В.С., Ф и л а т о в Н.Н. Изменчивость циркуляции вод Ладожского озера. — В кн.: Изменчивость гидрофизических полей в озерах. Л., 1978, с. 147–162.
8. М е т о д и к а расчета установившихся течений в мелководных морях. Под ред. Г.В. Еремеевой. М., 1970. 64 с.
9. Т е ч е н и я в Байкале. Под ред. А.Н. Афанасьева, В.И. Верболюва. Новосибирск, 1977. 160 с.
10. Т о л м а з и н Д.М., Ш н а й з м а н В.А., А п и х о в с к а я Ж.М. Проблемы динамики вод северо-западной части Черного моря. Киев, 1969. 157 с.

11. Ф е л ь з е н б а у м А.И. Теоретические основы и методы расчета установившихся морских течений. М., 1960. 127 с.
12. Ш к у д о в а Г.Я., К о в а л е в Н.П. Опыт применения гидродинамической стационарной модели для расчета течений в мелком море. - Метеорол. и гидрол., 1969, № 10, с. 67-71.
13. Ш т о к м а н В.Б. Уравнение поля полных потоков, возбуждаемых ветром в неоднородном море. - ДАН СССР, т. 54, № 5, 1946, с. 238-244.
14. Ш т о к м а н В.Б. Влияние рельефа дна на направление среднего переноса, возбуждаемого ветром или полем масс в неоднородном океане. - ДАН СССР, т. 59, № 4, 1948, с. 186-199.
15. L i c k W. Numerical Models of Lake Currents, U.S. Environmental protection agency of research and development environmental Research laboratory, Duluth, Minnesota, 55804, 1976. 140 p.

О ВНУТРЕННЕМ ВОДООБМЕНЕ
В РЫБИНСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

Для каждого водного объекта, в частности для водохранилища, можно выделить два типа водообмена — внешний и внутренний [2–4]. Внешний водообмен, при котором воды с присущими им физико-химическими параметрами поступают в водоем извне и выходят за его пределы, определяется водным балансом водохранилища, т.е. процессами стока и влагооборота, и представляет водообмен с бассейном водосбора, грунтами, слагающими ложе, и атмосферой.

Внутренний водообмен, иначе водообмен между водными массами или участками водных масс одного или того же водоема, отражает перемещение частиц воды внутри водоема в результате горизонтальных течений, вертикального обмена и турбулентного перемешивания. Он обеспечивает обмен веществом и энергией между различными частями водоема и является одним из факторов формирования его водных масс.

Внутренний водообмен, по В.И. Вербову [4], совершается под действием сил земного тяготения, трения на поверхностях раздела вода–атмосфера и вода–подстилающая поверхность (грунты), молекулярного и турбулентного трения внутри воды, отклоняющей силы вращения Земли (силы Кариолиса).

Интенсивность внешнего водообмена, определяя гидродинамические условия существования стоковых течений в водоеме, оказывает влияние на внутренний водообмен.

Попытка определения сменности вод отдельных участков (см. рисунок) Рыбинского водохранилища была предпринята К.А. Бакулиным [1] при среднем годовом стоке рек Волги, Мологи и Шексны без учета малых рек боковой проточности (табл. 1).

Коэффициент сменности объемов участков определяется как отношение среднего годового притока в участок ($V_{пр}$) к объему участка ($W_{уч}$):

$$A_{смен} = \frac{V_{пр}}{W_{уч}}. \quad (1)$$

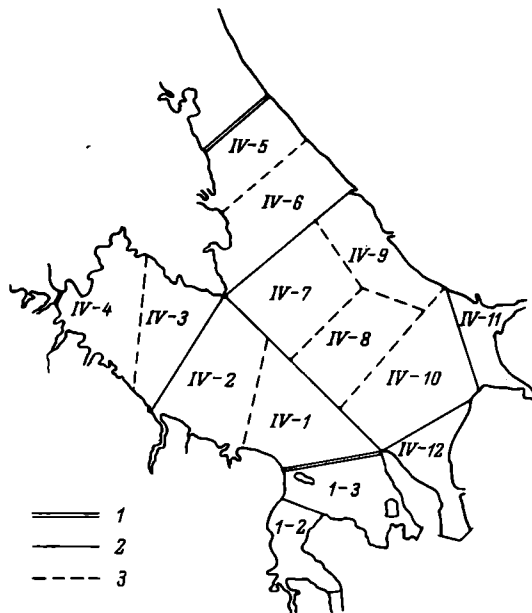


Схема характерных участков для расчета интенсивности внутреннего водообмена (по: [1]).

1 - граница плесов, 2 - граница больших участков, 3 - граница малых участков.

Такое определение коэффициента сменности, как показателя интенсивности внутреннего водообмена, учитывает сменность вод под влиянием стоковых течений. Оно пригодно только для расчетов в русловых участках водохранилищ и в зимний период. В безледный период, когда на большей части акватории водохранилища преобладают ветровые течения [5], применение этого метода нецелесообразно.

Использование математической модели для расчета установившихся течений в мелководных водоемах на основе теории полных потоков [6-8] дает возможность учета интегрального переноса вод через любой, произвольно взятый участок водохранилища.

Данная модель позволяет учесть 3 основных фактора (ветер, рельеф дна, приходно-расходные части водного баланса), формирующие циркуляцию вод в мелководном водоеме.

Разность значений функций полных потоков в двух любых произвольных точках дает расход воды между вертикалями, проведенными через эти точки, что послужило основанием для использования поля функции полных потоков при расчете внутреннего водообмена. С учетом направления интегрального переноса интенсивность внутреннего водообмена для каждого конкретного участка можно оценить следующим выражением:

Т а б л и ц а 1

Сменность объемов по участкам плесов
при уровне на 2 м ниже НПУ (по: [1])

Участки	Волжский		Моложский		Шекснинский	
	$A_{\text{смен}}$	смен- ность, сутки	$A_{\text{смен}}$	смен- ность, сутки	$A_{\text{смен}}$	смен- ность, сутки
1	46	8	17	1	47	8
1+2	15	24	11	33	16	23
1+2+3	8	46	-	-	15	24
1+2+3+4	-	-	-	-	6	61
1+2+3+4+5	-	-	-	-	4	91

$$M_B = \frac{\sum Q_{\text{пр}} + \sum Q_{\text{ст}}}{2W_{\text{уч}}}, \quad (2)$$

где M_B – коэффициент мгновенного водообмена, $\sum Q_{\text{пр}}$ – сумма расходов воды, втекающих в участок, $\sum Q_{\text{ст}}$ – сумма расходов воды, вытекающих из участка, $W_{\text{уч}}$ – объем воды, заполняющей участок.

Коэффициент мгновенного водообмена M_B показывает, какая часть водной массы сменяется за 1 с. Величина, обратная $M_B \times (\frac{1}{M_B})$, дает время, необходимое для того, чтобы вся водная масса, заполняющая участок, сменилась на новую при условии неизменности циркуляционных процессов в водоеме.

Поскольку применяемая модель дает возможность расчета установившейся интегральной циркуляции при неизменном объеме как отдельных участков, так и всего водоема в целом, то для любого замкнутого участка i его объем $W_{\text{уч}i} = \text{const}$, и тогда $\sum Q_{\text{пр}} = \sum Q_{\text{ст}}$, а коэффициент мгновенного водообмена можно выразить как

$$M_B = \frac{\sum Q_{\text{пр}}}{W_{\text{уч}}}. \quad (3)$$

Для расчета интенсивности водообмена отдельных участков Рыбинского водохранилища¹ в подледный период нами были использованы схемы результирующего переноса вод, рассчитанные при отсутствии ветра, т.е. число стоковых течений [3]. В качестве граничных условий на контуре водохранилища использовались среднеемноголетние значения притока в феврале за 1948–1976 гг. Уро-

¹ Для простоты расчетов границы участков соответствовали приведенным в работе К.А. Бакулина [1].

Т а б л и ц а 2

Сменность объемов по участкам плесов в подледный период в феврале 1948–1976 гг.

Участок	Время смены объема воды, сутки	Участок	Время смены объема воды, сутки
IV - 4	12.9	IV - 7	115.7
IV - 3	57.9	IV - 8	57.9
IV - 2	57.9	IV - 9	115.7
IV - 1	38.6	IV - 10	28.9
IV - 3	28.9	IV - 11	38.6
IV - 5	38.6	IV - 12	8.3
IV - 6	57.9	-	-

вень водохранилища для этого расчета брался соответствующим среднегодовому февральскому уровню за указанный период.

Согласно полученной расчетной схеме, наиболее интенсивный интегральный перенос в это время происходит в русловых участках водохранилища. Скорости течений в этих участках (Волжском, Моложском, Шекснинском) достигают 3–6 см/с. С выходом в Главный плес скорости потока падают до 3–0.5 см/с и вновь возрастают до 10–15 см/с в горле сбросного участка Главного плеса.²

В подледный период интенсивность внутреннего водообмена определяется только стоковыми течениями, т.е. в конечном счете объемами притока и сброса, а также морфометрией водоема, которая обуславливает траектории перемещения потока. Наиболее проточными в этот период являются участки IV-4, IV-1, I-3, IV-10, IV-11, IV-12, прилегающие к речным плесам и сбросному участку Главного плеса (табл. 2). В этот период интенсивность внутреннего водообмена в водохранилище невелика, время смены объемов для отдельных участков составляет от 8 до 116 суток.

Для оценки средней интенсивности внутреннего водообмена в безледный период нами были использованы расчетные схемы интегральной циркуляции вод Рыбинского водохранилища для 6 месяцев — с мая по октябрь. В качестве граничных условий на контуре водохранилища при расчетах задавались среднегодовыми объемами притоков и сбросов для каждого месяца за 1948–1976 гг. [3].

В расчетах задавались характеристики преобладающего для каждого месяца ветра, вычисленные по методике А.А. Каминского и О.А. Дроздова [7] (табл. 3). Материалом для вычисления послужили таблицы повторяемости ветра по месяцам (%) для станции „Пункт открытого моря“ (ПОМ), расположенной в центральной части водохранилища.

² Все районы водохранилища указываются по М.А. Фортунатову [9].

Т а б л и ц а 3

Характеристики преобладающего ветра для станции ПОМ

Месяц	Направление, град.	Скорость, м/с
Май	323	4.8
Июнь	256	5.4
Июль	298	5.6
Август	310	6.7
Сентябрь	293	6.8
Октябрь	253	7.0

При оценке интенсивности водообмена в экстремальные по водности годы на контуре водохранилища задавались среднемесячные расходы притоков и сбросов в многоводный 1955 год и маловодный 1972-й. Параметры преобладающего ветра оставались неизменными. Отметки глубин соответствовали среднемесячному уровню конкретного месяца, для которого производились расчеты.

Оказалось, что в безледный период для участков, в интенсивности водообмена которых основную роль играют стоковые течения (участок I-3 Волжского плеса, IV-12 - Главного), проявляется четкая зависимость времени смены воды, заполняющей данный участок, от объема притока в водохранилище и сбросов через Рыбинский гидроузел в течение месяца. Так, среднее время смены объема воды участка I-3 Волжского плеса в мае составляет 14.5 суток, а в многоводный год оно уменьшается до 5.3 суток. С уменьшением объемов волжского притока в летние месяцы интенсивность водообмена этого участка резко уменьшается, и среднее время смены объема воды в сентябре составляет уже 58 суток (табл. 4). В сбросном участке Главного плеса смена вод происходит быстрее также в весенние месяцы при пропуске вод весеннего половодья. Среднее время смены объема водной массы этого участка в мае составляет 3.5 суток, уменьшаясь в многоводный год до 2.8 суток и возрастая до 5.8 суток в маловодный. На протяжении других месяцев безледного периода интенсивность водообмена Главного плеса снижается к осени.

Для всех других участков Главного плеса интенсивность внутреннего водообмена определяется ветровой циркуляцией и в гораздо меньшей степени зависит от водности года. Для них характерно увеличение интенсивности водообмена к осени, что связано с уменьшением объема этих участков вследствие понижения уровня в течение лета и роста ветровой активности. Оценка изменений в интенсивности водообмена отдельных участков Рыбинского водохранилища при увеличении объемов, поступающих через Шекснинский гидроузел, связанном с территориальным перераспределением стока, проведенная по описанной методике, показала, что для участков, водо-

Т а б л и ц а 4

Время смены объемов отдельных участков Рыбинского водохранилища, сутки

Участок	Среднее за 1948-1976 гг.				Многоводный 1955 год				Маловодный 1972 год			
	У	УІ	УІІ	УІІІ	ІХ	Х	У	УІ	УІІ	УІІІ	У	Х
ІУ-4	4,8	4,0	3,6	2,7	2,6	2,4	5,5	4,5	4,6	3,7	2,8	2,7
ІУ-3	8,9	7,2	6,4	6,1	6,1	7,2	10,5	8,3	7,2	6,8	8,3	7,7
ІУ-2	10,5	5,8	6,4	7,7	5,8	6,4	9,6	6,1	7,2	7,7	8,9	7,2
ІУ-1	12,5	6,1	8,9	14,5	8,9	5,3	6,8	6,5	11,6	28,9	10,5	6,1
І-3	14,5	23,1	19,3	19,3	57,9	28,9	5,3	12,9	23,1	38,6	14,5	57,9
ІУ-5	5,5	3,6	4,5	4,5	3,4	2,8	6,4	5,5	4,8	5,0	4,6	2,7
ІУ-6	5,8	12,9	5,8	4,6	5,8	9,6	12,9	19,3	9,6	8,9	4,5	4,0
ІУ-7	10,5	4,8	8,3	7,2	8,3	8,3	5,8	6,8	6,1	5,5	7,2	5,5
ІУ-9	8,9	7,7	6,8	6,8	6,1	6,1	11,6	10,5	7,7	7,7	8,3	5,5
ІУ-9	5,5	7,7	5,3	4,8	4,5	6,8	6,4	7,2	6,1	5,5	4,5	6,8
ІУ-10	5,8	8,9	8,3	8,3	6,1	6,4	5,8	7,7	8,9	8,9	7,7	5,5
ІУ-11	4,8	9,6	6,8	4,8	5,8	6,8	5,5	11,6	8,9	6,8	4,6	6,8
ІУ-12	3,5	8,3	8,9	7,2	6,8	8,3	2,8	3,7	8,3	8,3	5,8	12,9

обмен которых определяется интенсивностью шекснинского потока, уменьшение времени смены вод составит от 5 до 20%. Для участков восточной части Главного плеса, водообмен которых в настоящее время устанавливается вихревым образованием в этой части акватории, разрушение данного вихря приведет к некоторому уменьшению интенсивности водообмена – увеличению времени смены вод. В западной части Главного плеса интенсивность внутреннего водообмена практически не изменится.

Предлагаемый метод расчета интенсивности водообмена отдельных участков, учитывающий как роль стоковых течений, так и ветрового переноса, позволяет выделять в водоеме зоны различной проточности, проводить анализ сезонной и межгодовой изменчивости внутреннего водообмена. Все это имеет важное значение при изучении процессов распространения и трансформации водных масс, а также формирования качества воды в целом.

Л и т е р а т у р а

1. Б а к у л и н К.А. Морфометрические характеристики Рыбинского водохранилища. – В кн.: Биологические и гидрологические факторы местных перемещений рыб в водохранилищах. Л., 1968, с. 72–87.
2. Б о г о с л о в с к и й Б.Б. Внешний водообмен водоемов и некоторые особенности водных масс пресных озер. – В кн.: Режим озер. Вильнюс, 1970, с. 237–259.
3. Б у т о р и н Н.В., Л и т в и н о в А.С., Ф о м и ч е в И.Ф., П о д д у б н ы й С.А. Горизонтальная циркуляция вод в Рыбинском водохранилище и возможные ее изменения при территориальном перераспределении стока. – Наст. кн.
4. В е р б о л о в В.И. Вопросы исследования водообмена в озеровидных водоемах и изученность течений в Байкале. – В кн.: Режим озер. Вильнюс, 1970, с. 259–266.
5. Л и т в и н о в А.С. Некоторые данные о ветровых течениях в Рыбинском водохранилище. – Сб. работ Рыбинской ГМО, Л., 1966, вып. 3, с. 50–60.
6. Л и т в и н о в А.С., Ф о м и ч е в И.Ф. Опыт расчета установившихся ветровых течений Рыбинского водохранилища. – Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1978, № 40, с. 50–54.
7. М е т о д и к а р а с ч е т а установившихся течений в мелководных морях. – Метод. письмо ГОИНа, М., 1970, 64 с.
8. Ф е л ь з е н б а у м А.И. Теоретические основы и методы расчета установившихся морских течений. М., 1960, 128 с.
9. Ф о р т у н а т о в М.А. Цветность и прозрачность воды Рыбинского водохранилища как показатель его режима. – Тр. Ин-та биол. водохр., М.; Л., 1959, вып. 2(5), с. 246–357.

МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ И ВОДНЫЙ РЕЖИМ
РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА В 1976 г.

Микробиологические анализы, как и в предыдущие годы, проводились на 6 стандартных станциях: 1 – бывшее с. Коприно, 2 – у затопленного г. Мологи, 5 – к юго-западу от с. Измайлово, 6 – у с. Средний Двор, 7 – в центре водохранилища, у с. Наволок, 9 – к северо-востоку от с. Брейтово. Пробы воды для анализа отбирали 1–2 раза в месяц начиная с конца апреля до ноября.

По данным Рыбинской гидрометеорологической обсерватории ежемесячное поступление воды в водохранилище достигало своего максимума в апреле (7851 млн м³) (табл. 1). Наиболее высокий уровень воды наблюдался в первых числах июля – 102.4 м (рис. 1). В дальнейшем начиналось равномерное падение уровня вплоть до 98.7 м, в декабре 1976 г. он стал на 3.25 м ниже НПГ. Таким образом, максимальная площадь водного зеркала водохранилища 1 июля 1976 г. равнялась 1617 км² и была на 451 км² больше, чем в 1975 г., а к декабрю 1976 г. снизилась до 3120 км².

Минимальный объем водохранилища (9.98 км³) наблюдался в середине марта. Наполнение водохранилища началось в первых числах апреля, к 1 июля объем его достиг 26.53 км³, а к концу года вновь снизился до 13.7 км³.

Данные по уровню воды и водообмену Рыбинского водохранилища были получены нами в Рыбинской гидрометеорологической обсерватории. Всего в водохранилище (табл. 1) в 1976 г. поступило 32.846 км³ воды и было сброшено через гидроузел 28.070 км³. Иными словами, без учета испарения с площади водного зеркала, которое выражается близкими величинами к количеству выпавших осадков, водный баланс был положительный и равнялся 4.776 км³.

Вскрытие водохранилища от льда произошло позднее обычного, 11 мая во время первого стандартного рейса у с. Измайлово оно еще было покрыто льдом. Наивысшая температура воды в этот период была у с. Коприно (7.5°), а в центре водохранилища не превышала 2.2°. Максимальная температура в поверхностном слое

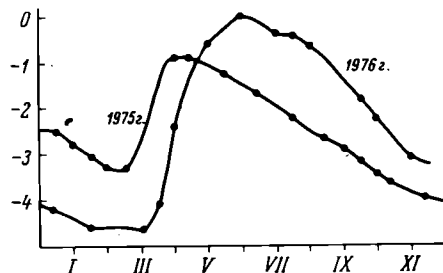
Т а б л и ц а 1

Водный баланс водохранилища в 1976 г., млн м³

Составляющие баланса	Январь	Фев- раль	Март	Ап- рель	Май	Июнь	Июль	Ав- густ	Сен- тябрь	Ок- тябрь	Но- ябрь	Де- кабрь	Сумма
Боковая приточность вместе с р. Мологой	206	169	197	4830	4014	2140	1496	1042	402	316	284	330	15426
Приток через Уг- личский гидроузел	110	221	489	2818	2472	2028	726	540	391	215	168	460	10638
Приток через Шек- синский гидроузел	236	270	351	60	1181	1185	606	643	80	57	83	73	4825
Осадки на площадь водного зеркала	86	42	87	143	111	579	265	220	85	49	136	154	1957
Суммарный приток	638	702	3124	7851	7778	5932	3093	2445	958	637	671	101	32846
Сброс через Рыбин- ский гидроузел	1418	917	1372	596	311	3352	4247	3129	3562	3439	3281	2446	28070
Аккумуляция	-480	-215	-248	+7255	+7467	+2580	-1154	-684	-2604	-2802	-2610	-1429	+4776

Рис. 1. Уровень воды в 1975 и 1976 гг.

По оси ординат – уровень воды относительно НПГ, м;
по оси абсцисс – месяцы.



отмечалась в конце июля, в районе Среднего Двора она достигала $23,4^{\circ}$ при средней величине по акватории водохранилища (табл. 2) $21,1^{\circ}$.

Прозрачность воды в 1976 г. была несколько больше, чем в предыдущем, и в конце июля в средней части водохранилища достигала 220 см по диску Секки. Второе ее резкое повышение с 70–100 до 150–180 см наблюдалось в последних числах октября (табл. 3).

Наибольшие различия электропроводности воды по площади водохранилища отмечены в середине мая – от 143 у Коприно, до 242 мкСм в центре у с. Наволок. Летом величины ее в результате смешения отдельных водных масс выравниваются и в августе колеблются всего лишь в пределах 169–188 мкСм. В среднем по всем станциям за летний период 1976 г. электропроводность равнялась 180 мкСм (табл. 4).

Определение суточной величины продукции органического вещества фитопланктоном проводилось по методу В.И. Романенко [1–3]. В определенный объем интегрированной по глубине пробы воды добавляли раствор меченого $\text{NaH}^{14}\text{CO}_3$ и экспонировали 1 ч при постоянном освещении 2500 лк в люминостате. После фиксации вода профильтровывалась через мембранные фильтры, и на них определялась радиоактивность водорослей. Таким способом на всех станциях была получена интенсивность фотосинтеза при стандартном освещении за 1 ч.

Для перехода от анализа фотосинтеза в люминостате к определению фотосинтеза в поверхностной пробе воды, в каждом рейсе на первой утренней станции отбиралась вода в 4 склянки. В двух из них изотопным методом определялась суточная величина фотосинтеза в аквариуме на палубе судна при естественной температуре и освещении ($\Phi_{\text{а}}$), в двух других – в люминостате ($\Phi_{\text{л}}$). Первые пробы служили живым интегратором, который отмечал влияние всех изменений температуры и освещенности за данные сутки на фотосинтез водорослей. Отношение $\frac{\Phi_{\text{а}}}{\Phi_{\text{л}}}$ выражалось коэффициентом K_1 и позволяло рассчитать интенсивность фотосинтеза в интегрированной пробе воды для любого пункта водохранилища:

Т а б л и ц а 2

Температура воды в водохранилище в 1976 г., °С

Станция	11 V	24 V	9 VI	29 VI	13 VII	28 VII	17 VIII	2 IX	15 IX	4 X	21 X	Средняя
Коприно	7.5	12.5	14.4	17.2	16.0	21.2	16.8	15.4	13.8	6.6	2.0	13.03
Молога	6.6	13.3	14.0	17.2	16.2	21.2	16.8	15.0	14.0	6.0	1.4	13.8
Измайлово	-	10.8	12.8	15.0	15.4	21.6	17.2	15.2	14.0	5.0	1.4	12.8
Средний Двор	2.2	11.4	12.4	15.4	15.0	23.4	17.4	15.2	14.0	7.0	1.8	12.3
Наволоч	4.0	11.0	13.0	15.8	14.8	21.5	17.0	15.0	14.0	5.6	0.8	12.04
Брейтово	6.6	13.6	13.0	15.8	15.3	21.6	18.2	15.4	14.0	5.8	2.0	12.8
Средняя	5.38	12.1	13.5	16.1	15.4	21.7	17.2	15.2	13.9	6.0	1.6	-

Т а б л и ц а 3

Прозрачность воды по диску Секки в водохранилище в 1976 г., см

Станция	11 V	24 V	9 VI	29 VI	13 VII	25 VII	17 VIII	2 IX	15 IX	4 X	21 X	Средняя
Коприно	85	100	80	90	110	120	90	120	120	120	150	108
Молога	80	90	90	100	120	145	110	100	100	100	160	109
Измайлово	-	140	120	90	140	220	120	100	100	70	160	126
Средний Двор	115	100	140	120	150	220	140	110	130	100	140	133
Наволоч	80	150	130	140	120	210	100	130	160	90	180	135
Брейтово	100	140	95	110	130	150	140	130	150	110	150	128
Средняя	92	120	109	108	128	177.5	116	115	126	98	157	-

Т а б л и ц а 4

Электропроводность воды в водохранилище в 1976 г., мксм

Станция	11 V	24 V	9 VI	29 VI	13 VII	28 VII	17 VIII	2 IX	15 IX	4 X	21 X	Средняя
Коприно	143	159	168	196	184	182	177	182	190	202	200	180
Молога	168	165	171	174	177	187	184	178	173	183	184	177
Измайлово	-	203	198	198	173	177	169	174	169	160	166	178
Средний Двор	175	238	213	200	185	174	171	169	182	165	169	186
Наволоч	242	207	198	195	186	178	188	163	178	170	162	188
Брейтово	155	144	172	187	178	175	172	176	189	180	164	172
Средняя	177	186	187	192	181	179	177	174	180	177	174	-

Т а б л и ц а 5

Интенсивность фотосинтеза фитопланктона при постоянном освещении 2500 лк в интегрированной пробе по глубине эвфотической зоны в водохранилище в 1976 г., мкг С/л·ч⁻¹

Станция	11 V	24 V	9 VI	29 VI	13 VII	17 VIII	2 IX	15 IX	4 X	21 X	Средняя
Коприно	4.37	7.03	9.17	8.18	5.75	20.09	6.81	3.26	1.96	4.36	7.09
Молога	4.16	22.95	14.51	7.07	11.47	18.08	11.61	3.35	4.68	5.17	10.29
Измайлово	-	9.67	3.8	5.72	7.72	5.41	5.11	3.96	4.49	3.83	5.52
Средний Двор	2.14	6.20	2.79	2.09	7.03	6.49	7.28	4.15	2.82	4.18	4.52
Наволоч	5.33	6.66	1.51	5.72	5.71	11.48	3.78	2.52	4.08	2.66	4.95
Брейтово	4.38	6.57	8.49	5.67	12.52	7.37	9.09	4.40	7.16	5.38	7.10
Средняя	4.08	9.85	6.71	5.72	8.37	11.49	7.28	3.60	4.19	4.09	-

Т а б л и ц а 6

Интенсивность фотосинтеза фитопланктона в водохранилище в
в мкг С /л·сутки

Станция	11 У	24 У	9 УІ	29 УІ	13 УІІ
Коприно	63.4	167.3	97.2	92.5	276
Моюга	64.5	546	154	79.9	551
Измайлово	-	230	40.3	64.6	371
Средний Двор	31.0	148	29.6	23.6	337
Наволох	77.2	159	16.0	64.6	274
Брейтово	63.5	156	89.9	64.1	601
Средняя	59.9	234	71.2	64.9	402
Средняя интенсивность фотосинтеза, г С/м ² ·сутки ⁻¹	0.116	0.589	0.163	0.147	1.080

$\Phi_{\alpha} = \Phi_{\lambda} \cdot K_1$. Продукция фитопланктона под 1 м² за сутки ($\Phi_{\text{м}^2}$) рассчитывалась по формуле: $\Phi_{\text{м}^2} = \Phi_{\alpha} \cdot 0.7 \cdot 3\text{л} \cdot 1000$, где Φ_{α} – продукция фитопланктона в 1 л интегрированной по глубине пробы воды (г С/л·сутки⁻¹), 0.7 – коэффициент связи между фотосинтезом по глубине и прозрачностью воды по диску Секки [5], л – прозрачность воды по диску Секки (м), 1000 – переход от литров к кубическим метрам.

Если принять, что интенсивность фотосинтеза при стандартных условиях пропорциональна количеству живого фитопланктона, то по данным табл. 5 можно судить о распределении фитопланктона в течение летнего сезона по акватории водохранилища. В течение лета распределение фитопланктона по отдельным станциям было весьма неравномерным. Особенно обильное развитие фитопланктона наблюдалось в районе бывшего г. Моюги, несколько слабее в районе Коприна и Брейтова.

Величины интенсивности фотосинтеза по каждой станции (табл. 6) осреднены для каждого рейса, а средние пересчитаны на величину фотосинтеза в г под 1 м² в сутки.

В 1976 г. продукция фитопланктона по всей акватории колебалась в среднем от 65 до 400 мкг С /л·сутки⁻¹. Максимальные величины ее были отмечены в середине июля: 551 – в районе Коприна, 601 – у Брейтова. Средняя величина в июле по всему водохранилищу равнялась 1.08, за летний сезон – 0.314, что составило 56.5 г С под 1 м² за все лето; это лишь в 1.2 раза больше, чем в предыдущем году.

Деструкция органического вещества в водохранилище в летний период определялась по снижению содержания кислорода при инкубации изолированного объема воды в течение суток в темноте при температуре водоема. Анализ потребления кислорода проводился в

28 VII	17 VIII	2 IX	15 IX	4 X	21 X	Средняя
169	231	139	53.2	9.06	60.3	123
132	208	237	54.6	21.5	71.3	269
59.6	62.2	104	64.5	20.7	53.3	150
24.5	74.6	149	67.6	12.9	57.7	99
44.3	132	77.1	41.1	18.8	36.7	106
50.6	84.8	185	71.7	32.9	74.2	160
80	132	149	58.8	19.3	58.9	-
0.297	0.321	0.359	0.156	0.039	0.194	-

поверхностном слое и пересчитывался на весь столб воды до дна водоема, исходя из положения полного перемешивания воды в водохранилище и равенства температуры по вертикали.

Для пересчета потребленного кислорода на углерод результаты анализа (табл. 7) умножали на коэффициент $K = 0.375 \times 0.9 = 0.337$, где 0.9 – дыхательный коэффициент, 0.375 – переходный множитель от кислорода к углероду.

Наибольшая суточная деструкция органического вещества в конце июля наблюдалась в районах Коприна ($0.334 \text{ мг С /л.сутки}^{-1}$) и Среднего Двора (0.214), наименьшие величины отмечались в начале и в конце октября при низкой температуре в открытой части водохранилища – $0.005\text{--}0.011 \text{ мг С /л.сутки}^{-1}$. Последние показатели были рассчитаны по гетеротрофной ассимиляции CO_2 [7]. Средняя величина деструкции по всему водохранилищу за вегетационный период составляла $0.17 \text{ мг O}_2 \text{ /л.сутки}^{-1}$, или $0.88 \text{ г С /м}^2 \cdot \text{сутки}^{-1}$ и была почти вдвое больше соответствующей величины в 1975 г.

Анализ общей численности бактерий как обычно учитывали на мембранных фильтрах методом А.С. Разумова (табл. 8).

В 1976 г. уровень воды был почти на 1 м выше, чем в 1975-м. Отметим, что предыдущие 3 года были маловодными. В 1976 г. можно было ожидать повышения количества бактерий в воде, однако в среднем оно равнялось 1.40 против 1.67 млн/мл в 1975 г. Более 2 млн бактерий в 1 мл наблюдалось у Коприна, у бывшего г. Мологи и в открытой части водохранилища весной во время паводка, осеннее увеличение отмечено в начале октября (табл. 8).

Темновая фиксация углекислоты происходит в процессах хемосинтеза и гетеротрофной ассимиляции. Для ее определения склянки объемом 60 мл заполнялись испытуемой водой. В каждую из них вносился 1 мл раствора $\text{Na}_2^{14}\text{CO}_3$ с радиоактивностью около

Т а б л и ц а 7

Деструкция органического вещества в воде Рыбинского водохранилища в 1976 г., мкг С /л-сутки-1

Станции	11 У	24 У	9 У I	29 У I	13 У II	28 У II	17 У III	2 IX	15 I X	4 X	21 X	Средняя
Коприно	0.038	0.019	0.023	0.109	0.064	0.334	0.026	0.191	0.056	0.005	0.011	0.080
Загопленный												
г. Молога	0.024	0.098	0.060	0.113	0.109	0.135	0.030	0.161	0.045	0.036	0.013	0.075
Измайлово	0.024	0.041	0.023	0.109	0.071	0.161	0.023	0.109	0.026	0.054	0.011	0.059
Средний Двор	0.003	0.018	0.023	0.045	0.071	0.214	0.057	0.135	0.139	0.018	0.005	0.066
Наволук	0.040	0.027	0.015	0.045	0.045	0.188	0.045	0.109	0.109	0.036	0.009	0.061
Брейтово	0.016	0.019	0.015	0.083	0.075	0.161	0.047	0.218	0.161	0.010	0.009	0.074
Средняя	0.024	0.031	0.027	0.084	0.073	0.199	0.038	0.154	0.107	0.032	0.010	-

Т а б л и ц а 8

Общее количество бактерий в воде водохранилища в 1976 г., млн/мл

Станции	11 У	24 У	9 У I	29 У I	13 У II	28 У II	17 У III	2 IX	15 I X	4 X	21 X	Средняя
Коприно	2.41	1.78	1.43	1.55	1.28	1.62	1.63	1.17	2.27	1.74	1.05	1.63
Молога	2.18	1.76	1.66	1.30	1.72	1.45	1.75	1.34	1.21	1.38	1.49	1.57
Измайлово	-	1.46	1.36	1.07	1.33	1.14	1.01	1.00	1.05	1.58	1.00	1.20
Средний Двор	1.45	1.16	1.08	1.01	1.87	0.99	1.63	0.93	1.25	1.52	1.07	1.13
Наволук	2.04	0.99	1.38	0.89	1.67	0.99	1.03	1.24	1.06	1.33	1.25	1.26
Брейтово	1.52	1.33	1.21	1.09	1.67	1.37	0.74	1.88	1.10	1.22	1.33	1.31
Средняя	1.91	1.41	1.35	1.15	1.76	1.26	1.29	1.26	1.32	1.46	1.19	-

1.10⁶ имп/мин на 1 мл. Инкубация воды проводилась 24 ч при температуре водоема. За весь сезон эта величина составила 0.3–2 мкг С/л·сутки⁻¹, что указывает на отсутствие сколько-нибудь заметных процессов хемосинтеза в водной массе водохранилища (табл. 9).

По численности бактерий рассчитывалась их биомасса. Было принято, что средний объем одной бактерии равен 0.5 мкм³, влажность – 85%, содержание углерода в сухой биомассе – 50%.

На основании этих величин и конкретных анализов гетеротрофной ассимиляции CO₂ можно было рассчитать и продукцию бактериальной биомассы. Расчет проводился по формуле:

$$P = \frac{C_a \cdot 100}{6} \text{ мкг С/л·сутки}^{-1},$$

где P – продукция, C_a – гетеротрофная ассимиляция CO₂, мкг С/л·сутки⁻¹ (табл. 10).

В течение вегетационного периода продукция биомассы бактерий в отдельные периоды и по отдельным станциям колебалась от 1.5 до 38 мкг С/л·сутки⁻¹. Наибольшая продукция отмечена в июне и середине августа, наименьшая – в октябре при температуре воды, приближавшейся к 20°. Среднесуточные величины по отдельным станциям изменялись в пределах 10–15 мкг С/л·сутки⁻¹. В среднем за сезон продукция составила 11.9 мкг С/л·сутки⁻¹ и была вдвое меньше, чем в 1975 г.

Исходя из биомассы бактерий и их продукции было рассчитано время удвоения числа бактерий (табл. 11).

В 1976 г. бактерии в воде Рыбинского водохранилища размножались очень медленно, намного медленнее, чем в 1975-м. Удовлетворительного объяснения этому нам не удалось найти. Весной и осенью при низкой температуре воды оно выражалось цифрами порядка 150–300 ч, невысокие величины были и летом. Лишь 29 июня и 17 августа время удвоения было равно 53 и 38 ч в среднем для всех станций. В целом это в 1.5–2 раза больше, чем в предыдущие годы.

Вышеприведенные данные по продукции и деструкции органического вещества, хотя и носят ориентировочный характер, позволили с известным приближением сделать пересчет на все водохранилище (табл. 12).

В течение вегетационного периода суточная продукция органического вещества фитопланктона достигала своего максимума в начале июля и приближалась к 5000 т углерода. За летний период наблюдалось два максимума – в конце мая и начале июля – и сильный спад в июне – примерно до 700 т углерода.

Продукция бактериальной биомассы в 1976 г. была значительно меньше продукции фитопланктона и колебалась от 150 до 775 т С·сутки⁻¹, снижаясь вместе с фотосинтезом.

Т а б л и ц а 9

Гетеротрофная ассимиляция CO_2 в воде водохранилища в 1976 г., $\text{мкг С / л.сутки}^{-1}$

Станция	11 V	24 V	9 VI	29 VI	13 VII	28 VII	17 VIII	2 IX	15 IX	4 X	21 X	Средняя
Коприно	0.72	0.35	0.64	1.96	0.68	1.11	1.43	0.44	0.74	0.26	0.21	0.78
Молога	0.44	1.82	0.61	1.54	0.41	1.13	1.47	1.32	0.77	0.24	0.24	0.91
Измайлово	-	0.77	0.34	1.03	0.37	0.54	1.07	0.25	0.94	0.28	0.20	0.58
Средний Двор	0.06	0.34	0.19	0.63	0.37	0.88	2.82	0.29	1.11	0.13	0.09	0.63
Наволук	0.75	0.51	0.29	0.58	0.29	0.58	2.26	0.89	0.70	0.17	0.18	0.65
Брейтово	0.30	0.36	0.24	0.89	0.34	1.35	2.31	0.57	0.76	0.34	-	0.73
Средняя	0.45	0.69	0.39	1.11	0.41	0.93	1.89	0.63	0.84	0.32	0.18	-

Т а б л и ц а 10

Продукция бактериальной биомассы в воде водохранилища в 1976 г., $\text{мкг С / л.сутки}^{-1}$

Станция	11 V	24 V	9 VI	29 VI	13 VII	28 VII	17 VIII	2 IX	15 IX	4 X	21 X	Средняя
Коприно	12.0	5.9	10.7	32.7	11.4	18.5	23.9	7.3	12.4	4.3	3.5	12.9
Молога	7.3	30.4	10.2	25.7	6.8	18.9	24.5	22.0	12.8	4.0	4.0	15.1
Измайлово	-	12.8	5.7	17.2	6.2	9.0	17.9	4.2	15.7	4.7	3.3	9.6
Средний Двор	1.0	5.7	3.2	10.5	6.2	14.7	27.1	4.8	18.5	2.2	1.5	10.5
Наволук	12.5	8.5	4.8	9.7	4.8	9.7	37.7	14.8	11.7	2.8	3.0	10.9
Брейтово	5.0	6.0	4.0	14.9	5.7	22.5	38.6	9.5	12.7	5.7	-	12.4
Средняя	7.5	11.5	6.4	18.4	6.8	15.5	31.6	10.4	13.9	5.6	3.0	-

Т а б л и ц а 11

Время удвоения численности бактерий в воде водохранилища в 1976 г., ч

Станция	11 V	24 V	9 VI	29 VI	13 VII	28 VII	17 VIII	2 IX	15 IX	4 X	21 X	Среднее
Коприно	138	200	90	37	87	60	50	102	124	257	200	122
Молога	168	44	107	47	-	55	52	45	63	218	240	187
Измайлово	-	78	153	46	142	86	37	144	48	211	189	113
Средний Двор	720	133	225	69	185	50	45	146	49	450	480	232
Наволоч	107	76	180	65	240	72	24	65	65	313	276	135
Брейтово	200	150	175	53	184	43	19	128	57	138	-	114
Среднее	266	113	155	53	168	61	38	105	68	265	277	-

Т а б л и ц а 12

Суммарные величины продукции и деструкции органического вещества в водохранилище в 1976 г., т C / сутки⁻¹ на весь водоем

Показатель	11 V	24 V	9 VI	29 VI	13 VII	28 VII	17 VIII	2 IX	15 IX	4 X	12 X
Площадь, км ²	3973	4147	4474	4676	4621	4475	4445	4445	4330	4175	3964
Первичная продукция	460	2458	725	687	4990	1329	1427	1554	651	155	3771
Объем, км ³	20.47	22.19	24.53	26.53	26.03	24.77	24.52	23.53	22.19	20.39	18.75
Деструкция	491	741	638	2879	1900	4920	932	3623	2374	652	188
Гетеротрофная ассимиляция CO ₂	9.2	15.3	9.6	29.4	10.7	23.0	46.3	14.8	18.6	6.5	3.4
Продукция бактериальной биомассы	153.0	255	157	488	177	384	775	245	308	114	56

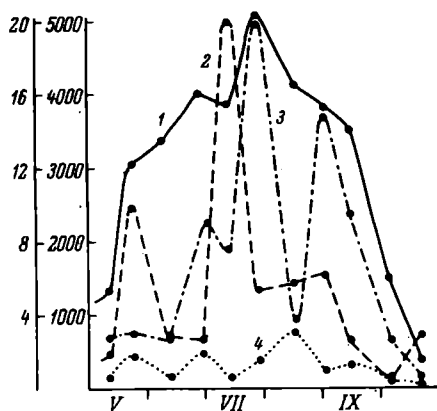


Рис. 2. Интенсивность биологических процессов в водоеме на весь водоем в сутки и температура воды.

1 — температура, 2 — деструкция, 3 — первичная продукция, 4 — продукция бактерий. По оси ординат слева — температура воды, °C, справа — органическое вещество, т углерода (C); по оси абсцисс — месяцы.

Максимальная деструкция органического вещества наблюдалась в конце июля — $4920 \text{ т C/сутки}^{-1}$, после падения в середине августа она вновь увеличилась в сентябре почти до $3623 \text{ т C/сутки}^{-1}$.

Динамика этих процессов теснейшим образом связана с температурой воды (рис. 2).

Суммарные микробиологические и гидрологические данные за 1976 г. следующие:

	На все водохранилище, т C	Под 1 м^2 , г C
Продукция фитопланктона по ^{14}C	252 000	58,9
Деструкция органического вещества	290 000	67,8
Продукция бактерий	51 900	12,1
Гетеротрофная ассимиляция CO_2	3 040	0,71
Среднее количество бактерий	1.40 млн/мл	
Среднее время размножения	155 ч	
Средний объем водохранилища с мая по октябрь	22,5 км ³	
Средняя площадь водохранилища с мая по октябрь	4277 км ²	

Данные солнечной радиации в районе водохранилища за вегетационный период 1976 г., любезно предоставленные Рыбинской гидрометеорологической обсерваторией, были пересчитаны нами в ккал на 1 м^2 за месяц. Исходя из этих данных рассчитано количество солнечной энергии, использованной фитопланктоном в процессе фотосинтеза (табл. 13). Последний был пересчитан на величину валовой продукции путем умножения на 1.25 [4].

Т а б л и ц а 13

Эффективность использования солнечной энергии
фитопланктоном в водохранилище в 1976 г.

Показатель	Май	Июнь	Июль
Суммарная солнечная энергия, ккал/м ²	143200	118300	146000
Суммарная солнечная энергия без альбедо, ккал/м ²	129000	106000	131000
Валовая продукция, г С / м ² (фотосинтез по ¹⁴ С · 1,25)	12,2	8,9	28,3
Валовая продукция фитопланктона, ккал на 1 м ² в месяц	114	83,3	265
Эффективность использования энергии, %	0,088	0,078	0,202

Т а б л и ц а 13 (продолжение)

Показатель	Август	Сентябрь	Октябрь	Сумма за период вегетации
Суммарная солнечная энергия, ккал/м ²	106200	88600	31100	622400
Суммарная солнечная энергия без альбедо, ккал/м ²	96000	79000	28000	568000
Валовая продукция, г С / м ² (фотосинтез по ¹⁴ С · 1,25)	12,6	7,8	3,6	73,4
Валовая продукция фитопланктона, ккал на 1 м ² в месяц	118	73	33,7	687
Эффективность использования энергии, %	0,123	0,092	0,120	$\alpha = 0,12$

Солнечная радиация колебалась от 129000 ккал на 1 м² в мае, до 28000 ккал в октябре. Из сопоставления этих величин и месячной валовой продукции фитопланктона были рассчитаны показатели использования солнечной радиации фитопланктоном. По месяцам вегетационного периода эти величины колебались от

Т а б л и ц а 14

Примерные запасы фенола ($K_m + S_n$) в воде Рыбинского водохранилища, мкг С/л

Станция	1975 г.					1976 г.	
	18 VI	4 VII	22 VII	30 VII	18 VIII	2 IX	15 IX
Коприно	13	93	90	28	110	25	-
Затопленный г. Молога	14	50	73	-	115	15	16
Измайлово	78	92	84	56	24	24	-
Средний Двор	66	88	66	-	40	-	41
Наволоч	28	35	84	40	32	25	14
Брейтово	46	142	47	29	54	27	9
Средняя	41	83	74	38	63	23	14

П р и м е ч а н и е. Точные данные о содержании фенола в воде мы не могли получить, так как константа Михаэлиса (K_m) для фенола не была определена. Обычно эта величина не должна превышать 3-5 мкг/л.

0,078% в июне до 0,202% в июле; в среднем за вегетационный период они составляли 0,12% и были близки к использованию солнечной энергии в предыдущие годы.

Одновременно с анализами первичной продукции, деструкции и динамики общей численности бактерий в 1975 и 1976 гг. в стандартных рейсах проводился анализ запасов и интенсивности потребления фенола. С этой целью был использован метод Райта-Хобби [8, 9], использованный нами [6] применительно к фенолу. Сущность его заключается в том, что в воду вносится меченое по ^{14}C испытываемое соединение и после инкубации от 1 до 3 ч определяется радиоактивность бактерий, поглощающих данное вещество. Исходя из уравнения Линеивера и Брука, основанного на правиле Михаэлиса-Ментгена по кинетике энзиматических процессов, расчет скорости потребления данного органического вещества можно проводить графическим методом.

Последовательность проведения эксперимента в полевых условиях следующая:

1. Интегрированную пробу воды, от поверхности до тройной прозрачности по диску Секки, разливали по 30 мл в 8 склянок.

2. В каждую пару склянок последовательно вносили стерильный раствор меченого фенола в концентрациях 0,05, 0,1, 0,15 и 0,2 мл активностью $0,26 \cdot 10^6$ имп/мин/мл.

3. Склянки инкубировали 3 ч в темноте при температуре водоема.

Т а б л и ц а 15

Скорость потребления фенола в воде водохранилища
в 1975–1976 гг., мкг С/л·сутки

Станция	1975 г.					1976 г.	
	18 VI	4 VII	22 VII	30 VII	18 VIII	2 IX	15 IX
Коприно	4,2	2,94	5,15	1,64	10,1	0,84	0,24
Затопленный							
г. Молога	3,38	4,03	2,93	–	8,25	0,20	0,34
Измайлово	6,35	3,15	2,3	2,2	3,21	0,23	0,24
Средний Двор	3,01	2,86	1,75	–	3,10	–	0,46
Наволоч	3,20	3,68	3,0	1,6	3,42	0,24	0,34
Брейтово	2,02	3,59	4,0	1,83	7,35	0,87	0,43
Средняя за рейс	3,64	3,37	3,19	1,82	6,17	0,67	0,34

4. По истечении времени инкубации в каждую склянку вносили 0,25 мл формалина.

5. Бактерии отфильтровывали на мембранном фильтре № 3 с диаметром пор 0,3–0,4 мкм и затем пропускали 10 мл физиологического раствора для промывания фильтра от меченого фенола.

6. Фильтры просушивали и радиоактивность бактерий измеряли под счетчиком Гейгера–Мюллера.

Для вычисления количества фенола и быстроты его потребления был построен график, на котором по оси абсцисс откладывалась заданная концентрация фенола, а по оси ординат – $\frac{Rt}{r}$, где R – радиоактивность фенола, внесенного в воду, t – время инкубации (ч), r – радиоактивность бактерий на фильтре. Скорость потребления фенола микрофлорой рассчитывалась по формуле: $V = \frac{(A + S_n) \cdot Rt}{Rt}$ мкг С/л/ч, где $(A + S_n)$ – запас и количество фенола, внесенного в пробу, мкг С/л, R – радиоактивность фенола в данной пробе воды, имп/мин, t – время инкубации пробы, ч.

Общее содержание фенола в Рыбинском водохранилище – $(S_n + K_m)$, где K_m – константа Михаэлиса, в течение 1975 г. и частично в 1976–м колебалось в пределах 10–142 мкг С фенола/л (табл. 14). Скорость потребления фенола микроорганизмами была вычислена по вышеприведенной формуле. Максимальная скорость его потребления наблюдалась в августе 1975 г. в районе Коприна и затопленного г. Мологи и резко упала поздней осенью (табл. 15). Полученные величины более полно отражают динамику потребления фенола в Рыбинском водохранилище и близко соответствуют данным, полученным В.И. Романенко и С.И. Кузнецовым [6] в единичном рейсе по водохранилищу.

Анализы запасов и скорости потребления фенола микрофлорой воды в районе Череповца показали, что содержание его в устье Суды ($K_m + S_n$) равнялось 7 мкг С/л при скорости потребления 0,31 мкг С в сутки, в устье Кошты соответственно 72 и 3,8 мкг С/л в сутки. В наиболее загрязненной р. Серовке концентрация фенола была меньше – 48 мкг С/л, но скорость потребления высокая – 184 мкг С фенола на 1 л в сутки.

Иными словами, подтвердились наши ранние наблюдения [6] о том, что при значительном выносе в водоем фенольных вод здесь развивается соответствующая микрофлора и идет интенсивное потребление фенола, а концентрация его остается невысокой.

Л и т е р а т у р а

1. Кузнецов С.И., Романенко В.И., Кузнецова Н.С., Карпова Н.С. Характеристика микробиологических и гидрологических процессов в Рыбинском водохранилище в 1974 г. – В кн.: Гидрологические и гидрохимические аспекты изучения водохранилищ. Рыбинск, 1978, с. 148–161.
2. Романенко В.И. Сравнение кислородного и радиоуглеродного методов определения интенсивности фотосинтеза фитопланктона. – В кн.: Микрофлора, фитопланктон и высшая водная растительность внутренних водоемов. Л., 1967, с. 61–74.
3. Романенко В.И. Величина суточного и кратковременного фотосинтеза фитопланктона при определении с помощью C^{14} . – Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1970, № 5, с. 18–22.
4. Романенко В.И. Определение интенсивности дыхания микрофлоры в воде по гетеротрофной ассимиляции CO_2 . – Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1972, № 13, с. 15–17.
5. Романенко В.И. Связь между интенсивностью фотосинтеза при равномерном распределении водорослей в толще воды и прозрачностью по диску Секки. – Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1973, № 19, с. 15–18.
6. Романенко В.И., Кузнецов С.И. Использование меченого ^{14}C фенола для определения его запасов и скорости потребления микрофлорой водоемов. – Микробиология, 1976, т. 45, вып. 1, с. 166–168.
7. Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология микроорганизмов пресных водоемов. Л., 1974. 193 с.
8. Hobbie J.E., Wright R.T. A new method for study of bacteria in lakes: description and results. – Mitt. Internat. Limnol., 1968, vol. 14, p. 64–71.
9. Wright R.T., Hobbie J.E. On uptake of organic solutes in lake water. – Limnol. and Oceanogr., 1965, vol. 10, p. 22–28.

ЗИМНИЙ ЗООПЛАНКТОН
РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Подледный период в жизни водоема характеризуется следующими своеобразными особенностями. Отсутствует непосредственный контакт воды с атмосферным воздухом. Снеговой покров и лед изменяют влияние внешней температуры. До начала таяния снега на льду тепловой поток имеет обратное направление – из грунта в воду. Сильнее всего в течение зимы прогреваются придонные слои. Зимний кислородный режим в основном определяется степенью насыщенности воды перед образованием ледяного покрова.

В Рыбинском водохранилище осенних запасов кислорода обычно хватает на большую часть периода с ледоставом. По мере сработки уровня усиливается влияние бедных кислородом и богатых органикой болотных и грунтовых вод притоков [1]. Убыли кислорода, особенно в придонных слоях затопленных русел рек, способствует процесс бактериального окисления метана [7, 9].

Подледный период характеризуется также полным отсутствием ветрового перемешивания, ветровых и компенсационных течений.

Средняя продолжительность периода ледостава на Рыбинском водохранилище 155 суток, максимальная – до 190 [2]. Таким образом, годовой цикл жизни водоема разбит на два сходных по длительности, но качественно различных по экологии периода.

Большинство форм зоопланктона, активно размножающихся летом, перед ледоставом из пелагиали исчезает, откладывая зимние яйца. Некоторые виды, распространенные в период открытой воды, усиленно размножаются и зимой. Основу же зоопланктона подо льдом образуют холодноводные виды, входящие в субарктический и арктический комплексы, характерные для тундрового ландшафта.

Изучение подледного зоопланктона Рыбинского водохранилища было начато в 1947 г., а затем продолжалось в 1953–1956 гг. Сбор материала производился в Волжском плесе на русле Волги и на обеих поймах. В планктоне обнаружены *Keratella* sp., *Polyarthra*, копепоидитные стадии циклопов, диаптомусы, зрелые *Daphnia longispina*, босмины. Биомасса составляла 0,005–0,01

г/м³, лишь в редких случаях в более глубоких участках – 0.3 г/м³ [5].

Позже [6] на русле Мологи были обнаружены локальные скопления ракообразных, состоящие из циклопов, диаптомид и *Daphnia longispina*, биомасса достигала 1.5 г/м³. Отмечалась резкая неравномерность в вертикальном распределении зоопланктона [9]. Однако эти сведения были основаны на эпизодических наблюдениях. Зоопланктон отбирался сетью Джеди от дна до поверхности, что не позволило проследить четкую картину вертикального распределения, а также динамику в течение зимы.

Цель исследований, проведенных на Рыбинском водохранилище в 1975 и 1977–1979 гг., – выяснение видового состава зоопланктона зимой, его горизонтального и вертикального распределения, количественных показателей. Особое внимание было уделено изучению влияния экологических факторов, а также биологии массовых видов.

Сбор материала производился в 6 экспедициях по всему водохранилищу. Кроме того, на 4 станциях в районе русла Мологи вблизи дер. Бор-Дорки велись постоянные наблюдения в течение всего периода ледостава 2–4 раза в месяц с учетом гидрологических и гидрохимических условий (температура, минерализация воды, течения, прозрачность, электропроводность, газовый режим – содержание кислорода и метана). Изучались также вертикальное распределение бактерий и интенсивность процесса бактериального окисления метана.

Все измерения производились по общепринятым методикам, пробы зоопланктона отбирались через каждый метр по вертикали планктобатором объемом 5 л с вертикально открывающимися крышками. В лаборатории пробы обрабатывались тотально. Коловратки определялись в живом виде. Всего обработано около 270 проб.

В и д о в о й с о с т а в

В зимнем зоопланктоне, как и в летнем, присутствуют обе большие группы метазойного планктона – коловратки и ракообразные. Среди ракообразных как по числу видов, так и особенно по численности организмов преобладают веслоногие над ветвистоусыми.

Список встреченных подо льдом видов приводится ниже.

Класс Rotatoria

Сем. Synchaetidae

Под Synchaeta

Synchaeta pectinata Ehrb.

S. oblonga Ehrb.

S. grandis Zach.

Род Polyarthra

Polyarthra dolichoptera Idels.

Сем. Asplanchnidae

Род Asplanchna

Asplanchna herricki Guerne.

Сем. Brachionidae

Род Brachionus

Brachionus angularis aestivus Gosse

Род Keratella

Keratella cochlearis macracantha (Lauterborn)

K. quadrata (Müll.)

K. hiemalis Carl.

Род Kellicottia

Kellicottia longispina longispina (Kellic.)

Род Notholca

Notholca squamula squamula (Müll.)

N. cinetura Skor.

N. cornuta Carl.

Сем. Conochilidae

Conochiloides natans (Sel.)

Сем. Filiniidae

Род Filinia

Filinia maior (Cold.)

Класс Crustacea

Отряд Cladocera

Сем. Daphnidae

Daphnia longispina Müll.

D. cristata Sars

D. longiremis Sars

Сем. Bosminidae

Bosmina longirostris (Müll.)

B. longispina Leydig

B. coregoni Baird.

Отряд Copepoda

Сем. Cyclopidae

Macrocyclops albidus (Jur.)

Cyclops strenuus Fisch.

C. kolensis Lill.

C. insignis Claus.

C. vicinus Ulan.

Paracyclops fimbriatus (Fisch.)

Diacyclops bicuspidatus (Claus.)

Сем. Diaptomidae

Eudiaptomus gracilis (Sars).

Среди всех перечисленных видов только часть присуща именно подледному периоду. Это коловратки *Synchaeta oblonga*, *Polyarthra dolichoptera*, *Keratella hiemalis*, *Filinia maior*, *Conochiloides natans*, *Notholca squamula*, *N. cinetura*, *N. cornuta* (рис. 1). В 1977-1978 гг. в пробах обнаруживались *N. squamula squamula* - типичный представитель подвида с короткими и относительно широкими шипами. Все особи, встреченные зимой 1979 г., имели тонкие, длинные, игловидные шипы, причем срединные были заметно длиннее остальных. Коловратки более всего походили на *N. squamula*, найденные в р. Нева [3]. *N. cinetura* также характеризуется более длинными срединными шипами (рис. 1).

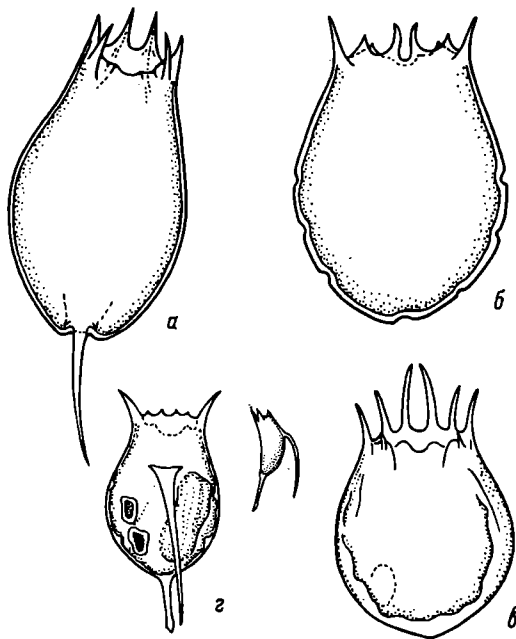


Рис. 1. Коловратки зимнего планктона.

а - *Notholca cinetura*, б - *N. squamula* (обнаружена в 1975-1978 гг.), в - *N. squamula* (найдена в пробах в 1979 г.), г - *N. cornuta*.

Из ракообразных к зимним видам относятся *Cyclops kolensis*, *C. strenuus*, *Eudiaptomus gracilis*. Это, видимо, зимняя генерация *Eudiaptomus* [10]. Наибольшей численности диаптомусы достигают в период открытой воды [4], однако и зимой идет размножение особей зимней генерации: постоянно встречаются науплиусы и самки с прикрепленными сперматофорами и яйцами.

Среди ветвистоусых зимой встречаются *Daphnia cristata*, *D. longiremis*, *D. longispina* и *Bosmina longirestris*. Рачки имеют яйца и зародыши, хотя размножение идет очень медленно.

Коловратки, образующие зимний комплекс, активно размножаются, достигают большой плотности, соизмеримой с тем, что наблюдается среди *Rotatoria* летом.

Размножение *Cyclops kolensis* начинается перед вскрытием водоема, в течение зимы происходит рост копеподитов.

Остальные виды, встречающиеся в зимнем планктоне, — животные, оставшиеся от периода открытой воды, пассивно переживающие неблагоприятные условия. Большая часть их к концу зимы отмирает.

Р а с п р е д е л е н и е

Исследования в марте 1977 г. показали, что наиболее богаты зоопланктоном участки бывших русел рек. Здесь наблюдаются 2 скопления коловраток: подледное и в слое температурного скачка. В последнем также располагается плотное скопление копепод. На мелководьях до глубины 5–6 м в планктоне обнаружены лишь коловратки, образующие небольшие подледные скопления; веслоногие встречаются единичными экземплярами.

Русло Волги в районе Коприна всегда характеризовалось бедностью зоопланктона вследствие повышенной проточности.

Среди обследованных участков Мологи наибольшие скопления зоопланктона обнаружены в затопленном русле реки у дер. Бор-Дорки. Правая и левая поймы на этом участке значительно беднее зоопланктоном в течение всего периода ледостава.

Вертикальное распределение зоопланктона наиболее подробно прослежено в районе Бор-Дорки на русле Мологи, которое имеет V-образную излучину. Ширина русла 220 м, глубина колебалась от 14,4 до 17 м в зависимости от изменения уровня. На этой станции наблюдались выделение метана и высокая численность микроорганизмов в толще воды [8].

Начальный период развития подледного зоопланктона прослежен в 1979 г. Уже через 2–3 недели после образования ледяного покрова при толщине его 20–28 см в декабре было обнаружено подледное скопление коловраток; численность циклопов увеличивалась в более глубоких слоях (рис. 2). В декабре и январе количество кислорода до дна практически не изменялось (12,6–11,5 мг/л). В этот период шла интенсивная отдача тепла грунтами, и водная толща приобрела положительные температуры.¹ В начале февраля глубже 10 м температура воды повысилась от 2 до 3,1° (рис. 2).

Исследования в 1978 г. были начаты 17 февраля. В начале марта от поверхности до глубины 10 м температура изменялась

¹ Зимний температурный режим прослежен С.С. Бакастовым.

Рис. 2. Вертикальное распределение коловраток (1), веслоногих (2) и температуры (3) на русле р. Мологи у дер. Бор-Дорки.

По оси ординат — глубина русла (м); по оси абсцисс — численность (тыс. экз./м³) и температура (°C). На изображении распределения 10 IV 1979 масштаб увеличен вдвое.



от 0 до 0,5°, с 10 м до дна — от 0,5 до 2,1–2,8°; слой скачка располагался на глубине 11–12 м (рис.3). Массовые скопления бактерий (до 2,1 млн кл./мл) отмечены непосредственно подо льдом и в слое скачка, где их количество возрастало до 3,2 млн кл./мл, что выше обычных зимних величин и приближается к летним показателям.

Зима характеризовалась низким уровнем, быстрым развитием дефицита кислорода в придонных слоях. Уже 27 февраля глубже 12 м кислорода было около 1 мг/л. В начале марта количество его в металимнионе снизилось с 7 мг/л на 10 м до 0,5 мг/л на 12 м. Непосредственно над илом кислород отсутствовал. Здесь шло активное окисление метана (рис. 3).

Вертикальное распределение зоопланктона с 17 февраля по 21 марта оставалось стабильным. Подледное скопление коловраток имело высокую численность. В зоне термоклина образовалось второе скопление. Циклопы располагались в слоях с наиболее высокой температурой и содержанием кислорода около 2–5 мг/л. Слои воды на глубине от 3–4 до 7–8 м были почти лишены зоопланктона; у дна при полном отсутствии кислорода пелагических животных вообще не было. Плотные скопления коловраток были приурочены к слоям, где отмечалась наибольшая численность бактерий — их источника пищи (рис. 2, 3).

В течение марта концентрация метана в придонных слоях увеличилась с 0,55 до 1,12 мл/л, одновременно увеличилась и интенсивность его бактериального окисления. С изменением кислородного режима этот процесс шел в более верхних слоях, бескислородная зона расширялась и к концу марта поднялась до глубины 10,5 м [8]. Это вызвало подъем придонного скопления коловраток и циклопов еще выше над поверхностью ила (рис. 3).

В 1979 г. благодаря длительному осеннему периоду ветрового перемешивания, позднему ледоставу и более высокому уровню воды еще 29 марта в придонных слоях было 2,85 мг O_2 /л, и лишь 10 апреля кислорода у дна стало менее 1 мг/л, т.е. придонная бескислородная зона образовалась более чем на месяц позже по сравнению с 1978 г. Дефицит кислорода у дна вызвал перемещение скопления в горизонт 11–13 м. Однако эти перемещения от дна не носили столь четко выраженного характера, как в 1978 г.

Сходные в общих чертах картины вертикального распределения, наблюдавшиеся в 1978 и 1979 гг., значительно различаются по срокам. В 1978 г. поступление талых вод под лед и подъем уровня начались в период с 21 по 29 марта. В конце марта уровень повысился на 1 м, и подледное скопление коловраток исчезло будучи размытым продвинувшимися в русло пойменными тальми водами. В необычно холодную зиму 1979 г. все процессы в водоеме запаздывали более чем на месяц, и даже 10 апреля наблюдалась картина, характерная для устойчивого периода зимней стагнации, когда наблюдается мощное развитие подледного скопления коловраток (рис. 2).

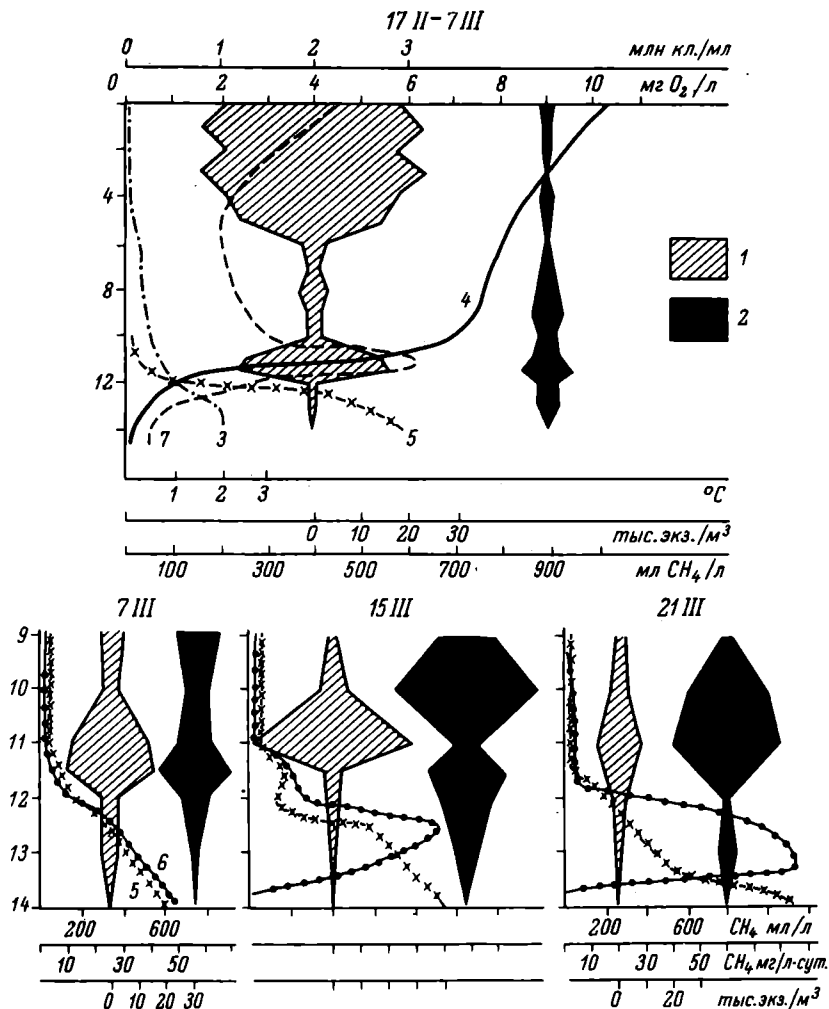


Рис. 3. Вертикальное распределение коловраток (1), копепод (2), температуры (3), кислорода (4), метана (5), интенсивности его бактериального окисления (6) и бактерий (7) на русле р. Мологи в феврале-марте 1978 г.

По оси ординат - глубина (м); по оси абсцисс - бактерии (млн кл./мл), кислород (мг O_2 /л), температура ($^{\circ}C$), зоопланктон (тыс. экз./м³), метан (мл CH_4 /л), интенсивность его окисления CH_4 мг/л-сутки (газовый режим по: [8]).

Вертикальное распределение,
сезонная динамика численности
и структура популяций
отдельных видов

В течение декабря 1978—января 1979 г. развитие коловраток шло очень медленно, численность их до февраля почти не возрастала. И только со второй половины февраля начиналось усиленное их размножение. Среди Rotatoria самой многочисленной подо льдом была *Synchaeta oblonga*.

В 1978 г. с середины февраля по первую декаду марта количество синхет увеличивалось очень быстро, они размножались в подледном слое, заняли почти всю толщу воды, опустились до 4—5 м и образовали сходное по численности плотное скопление в металимнионе на глубине 11—13 м. В конце марта по мере поступления мутных талых вод под лед поверхностное скопление исчезло, общее количество коловраток в толще воды уменьшилось (рис. 4).

В начале марта 1979 г. количество синхет оставалось таким же, как в феврале, однако к середине месяца численность их стремительно возросла и достигла тех же показателей, что и в 1978 г. Общая картина вертикального распределения синхет 14 марта 1979 г. оказалась такой же, как 15 марта 1978 г. Они заняли почти всю толщу воды, образовали металимнионное скопление. Март — период наиболее интенсивного размножения *S. oblonga* (*S. pectinata* и *S. grandis* встречаются единичными экземплярами). К концу подледного периода в 1978 и 1979 гг. наблюдалось некоторое увеличение количества *S. oblonga* (рис. 4). Максимальная численность синхет в подледном скоплении составляет 51 тыс. экз./м³.

Polyarthra dolichoptera появлялась в планктоне на месяц позже синхет — в январе. Численность этого вида нарастала сравнительно медленно, наибольшее их количество встречалось со второй половины февраля по конец марта. В 1978 г. в конце марта *P. dolichoptera* исчезла сразу после подъема уровня. В 1979 г. количество этого вида держалось с середины февраля на невысоком уровне, и лишь в середине апреля началось их интенсивное размножение (рис. 5).

Многочисленны зимой *Keratella hiemalis* (холодолобивый вид) и *K. cochlearis macracantha*. Последний в течение всего подледного периода 1979 г. размножался слабо, лишь в апреле численность его возросла. В это же время интенсивно размножалась и *K. hiemalis* (рис. 6). В большинстве случаев эти коловратки приурочены к верхним 4 м толщ воды, особенно в период интенсивного размножения. В 1978—1979 гг. максимальное развитие *Synchaeta oblonga* и *Polyarthra dolichoptera* наблюдалось в периоды зимней стагнации в феврале и марте. В отличие от этих видов количество *Keratella hiemalis* и *K. cochlearis* в течение всей зимы оставалось на невысоком уровне.

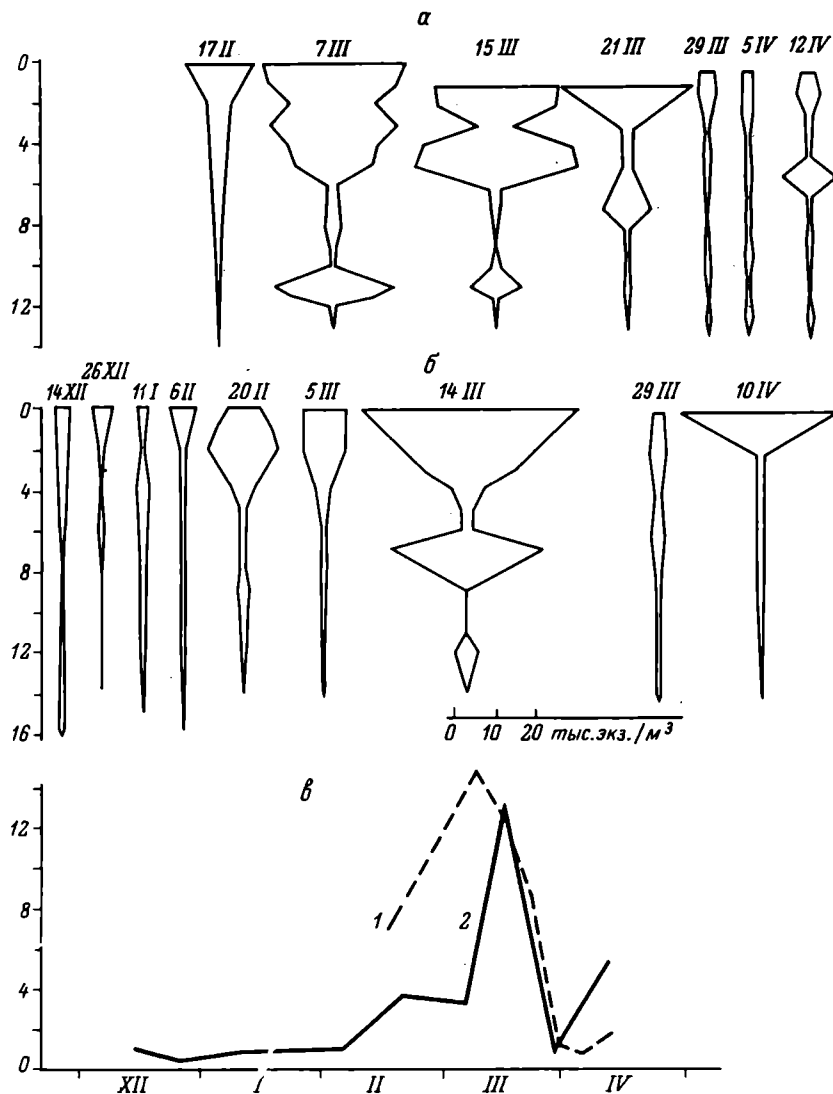


Рис. 4. Вертикальное распределение и динамика *Synchaeta oblonga* на русле р. Мологи.

а - 1978 г., б - 1979 г. По оси ординат - глубина, м; по оси абсцисс - численность, тыс. экз./м³. в - динамика численности. 1 - 1978 г., 2 - 1979 г. По оси ординат - численность, тыс. экз./м³; по оси абсцисс - месяцы.

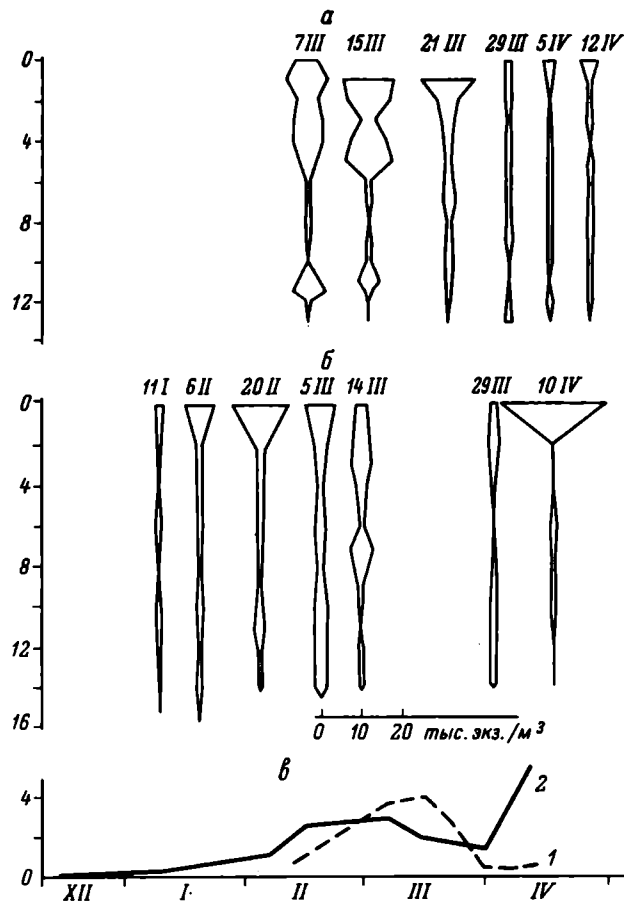


Рис. 5. Вертикальное распределение и динамика *Polyarthra dolichoptera* на русле р. Мологи. Обозначения те же, что на рис. 4.

не и лишь после разрушения снежного покрова на льду (конец марта-начало апреля) эти коловратки размножались особенно интенсивно. Численность *K. hiemalis* на пойме в конце марта 1979 г. достигала 240 экз./м³.

Среди коловраток рода *Notholca* наиболее многочисленна *N. sinetura*, встречающаяся и на русле и на пойме, но предпочитающая мелководные участки с температурой воды 0-10°, где среднее ее количество равно 0,5-0,8 тыс. экз./м³, а на русле - 0,2-0,3 тыс. экз./м³. В начале марта 1978 г. на правой пойме Мологи (глубина 1,8-1,5 м) у Бор-Дорки наблюдалось массовое развитие этого вида, численность составляла 6,2 тыс. экз./м³.

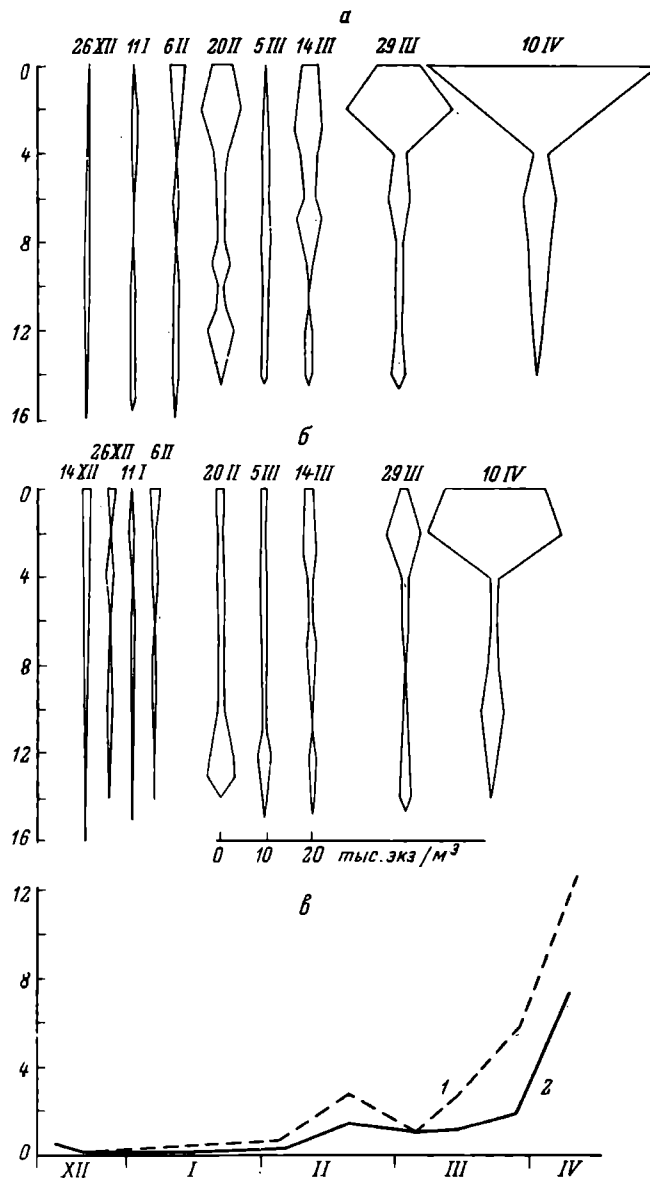


Рис. 6. Вертикальное распределение и динамика коловраток в 1979 г. на русле р. Мологи.

а - *Keratella hiemalis*, б - *Keratella cochlearis macracantha*, в - сезонная динамика этих видов. 1 - *K. hiemalis*, 2 - *K. cochlearis*. Остальные обозначения те же, что на рис. 4.

Conochiloides natans в 1978 г. появился в конце февраля, численность его (тыс. экз./м³) постепенно нарастала. В последних числах марта наблюдались максимальное развитие, перед разрушением ледяного покрова *C. natans* почти исчез.

Февраль		Март				Апрель	
17	7	15	21	29		5	12
0.03	0,2	0,4	1.0	0.02		0	0,03

В 1979 г. коловратки появились значительно позже. Только в конце марта были обнаружены первые экземпляры, 10 апреля наблюдалась максимальная численность (в среднем для всего столба воды 4.7 тыс. экз./м³). Распределение *C. natans* в толще воды крайне неравномерно. Обычно коловратки образовывали плотные скопления в придонных слоях: в марте 1978 г. на глубине 10–11 м их количество составляло 2.4–7.2 тыс. экз./м³, в апреле 1979 г. в горизонте 11–12 м численность доходила до 30.5 тыс. экз./м³.

Максимальная суммарная численность всех коловраток в скоплениях достигает 330 тыс. экз./м³, биомасса – 0.2–0.4 г/м³.

Среди копепоид в подледном планктоне наиболее многочисленны *Eudiaptomus gracilis* и *Cyclops kolensis*. Соотношение этих видов на русле в 1978 и 1979 гг. было различным. Зимой 1978 г. диаптомусов было очень мало, к концу марта они почти исчезли (табл. 1). В 1979 г. *E. gracilis* был многочислен и образовывал большую биомассу в течение всего подледного периода (табл. 2). До середины февраля диаптомусов на русле было значительно больше, чем циклопов. При обследовании всего сообщества диаптомусы в течение января–февраля составляли 53–59% от общего количества ракообразных (табл. 1). Но уже с начала марта 1979 г. соотношение этих двух видов изменилось: стали преобладать копепоиды *C. kolensis*. Численность копепоидов *C. kolensis* с декабря по апрель увеличилась в 1979 г. с 220 до 25140 экз./м³. Постепенное возрастание количества циклопов на русле происходит вследствие медленных, постоянных, направленных в придонные слои русла перемещений рачков со всех прилегающих пойменных участков, где уже с февраля копепоиды встречались единицами.

Циклопы зависят плотными скоплениями в 1–3 м от дна на протяжении всего русла Молюги в пределах Центрального плеса. К началу апреля скопления сильно уплотняются. Подобные концентрации ракообразных встречаются лишь летом в прибрежье. Это связано с началом копуляции циклопов, что было прослежено в 1978 и 1979 гг. Биомасса *C. kolensis* в скоплении достигала 5.3–7.5 г/м³ (в числителе – численность, тыс. экз./м³, в знаменателе – биомасса, г/м³).

Т а б л и ц а 1

Соотношение основных видов ракообразных на русле Мологи, % от общего количества

Вид	1978 г.								1979 г.							
	17 II	27 II	7 III	15 III	21 III	29 III	5 IV	12 IV	24 I	6 II	20 II	5 III	29 III	10 IV	26 IV	
Cyclops kolensis (копелодиты + взрослые особи)	68	83	93	87	99	98	99.0	99.2	39.2	24.2	34.5	64.5	74.0	78.2	76.6	
Eudiaptomus gracilis (копелодиты + взрослые особи)	32	16.5	7	13	1	2	1	0.8	53.4	53.0	59.0	26.0	19.0	19.5	21.0	
Cyclops vicinus		0.1		0			0	0	1.5	3.0	2.5	1.5	2.0	0.2	2.0	
C.insignis		0.4		0			0	0	0		0		0	0	0	
C.strenuus		0		0			0	0	2.2	1.0	0.5	1.0		0	0	
Daphnia cristata		0		0			0	0	3.0	14.0	2.0	4.0	1.0	0.5	0	
Bosmina		0		0			0	0	0.7	3.0	1.0	3.0	2.0	1.6	0.4	

Т а б л и ц а 2

Количественные показатели зоопланктона в подледный период на русле Мологи

Группа	1978 г.					
	7 III	15 III	21 III	29 III	5 IV	12 IV
Rotatoria	<u>23.494</u> 0.0333	<u>21.977</u> 0.0287	<u>13.672</u> 0.0171	<u>3.152</u> 0.0034	<u>2.427</u> 0.0028	<u>4.241</u> 0.0053
Cyclopidae	<u>2.626</u> 0.0401	<u>5.141</u> 0.0851	<u>6.999</u> 0.1139	<u>6.384</u> 0.1866	<u>6.599</u> 0.2732	<u>18.793</u> 0.7901
Diaptomidae	<u>26</u> 0.0012	<u>129</u> 0.0022	<u>782</u> 0.0394	<u>17</u> 0.0001	<u>29</u> 0.0001	<u>100</u> 0.0056
Copepoda (обш.)	<u>2.652</u> 0.0415	<u>5.270</u> 0.0873	<u>7.781</u> 0.1533	<u>6.401</u> 0.1867	<u>6.628</u> 0.2733	<u>18.893</u> 0.7957
Cladocera	<u>13</u> 0.0001	<u>29</u> 0.0002	<u>109</u> 0.0037	<u>0</u> 0	<u>29</u> 0.0004	<u>0</u> 0

1978-1979 гг.

	1978-1979 гг.								
	14 XII	26 XII	11 I	6 II	20 II	5 III	14 III	29 III	10 IV
Rotatoria	$\frac{2.300}{0.0044}$	$\frac{1.200}{0.0016}$	$\frac{2.325}{0.0041}$	$\frac{4.065}{0.0036}$	$\frac{11.833}{0.0106}$	$\frac{8.975}{0.0126}$	$\frac{23.960}{0.0549}$	$\frac{12.575}{0.0096}$	$\frac{34.852}{0.0364}$
Cyclopidae	$\frac{400}{0.0040}$	$\frac{25}{0.0004}$	$\frac{1.400}{0.0059}$	$\frac{1.778}{0.0139}$	$\frac{3.363}{0.0666}$	$\frac{9.725}{0.2070}$	$\frac{5.126}{0.1703}$	$\frac{8.050}{0.1630}$	$\frac{31.651}{0.8318}$
Diaptomidae	$\frac{3.550}{0.0484}$	$\frac{2.375}{0.0224}$	$\frac{1.525}{0.0111}$	$\frac{1.778}{0.0351}$	$\frac{5.171}{0.1380}$	$\frac{3.675}{0.1831}$	$\frac{1.236}{0.0247}$	$\frac{2.925}{0.2155}$	$\frac{8.526}{0.4947}$
Copepoda (общ.)	$\frac{3.950}{0.0524}$	$\frac{2.400}{0.0228}$	$\frac{2.925}{0.0170}$	$\frac{3.556}{0.0490}$	$\frac{8.534}{0.2046}$	$\frac{13.400}{0.3901}$	$\frac{6.362}{0.1950}$	$\frac{10.975}{0.3785}$	$\frac{40.177}{1.3265}$
Cladocera	$\frac{350}{0.0163}$	$\frac{125}{0.0076}$	$\frac{75}{0.0009}$	$\frac{311}{0.0046}$	$\frac{271}{0.0094}$	$\frac{425}{0.0125}$	$\frac{146}{0.0033}$	$\frac{450}{0.0071}$	$\frac{1.038}{0.0494}$

П р и м е ч а н и е. В числителе - численность, тыс. экз./м³, в знаменателе - биомасса, г/м³.

		6 II	17, 20 II	5-7 III	14-15 III	21 III	29 III	5 IV	10-12 IV
1978 г.	-	$\frac{11.2}{0.21}$	$\frac{10.4}{0.18}$	$\frac{25.9}{0.45}$	$\frac{34.0}{0.58}$	$\frac{51.8}{1.6}$	$\frac{52.2}{1.62}$	$\frac{162.0}{7.53}$	
1979 г.		$\frac{2.4}{0.13}$	$\frac{7.0}{0.23}$	$\frac{33.8}{0.8}$	$\frac{21.4}{0.95}$		$\frac{24.2}{1.12}$	$\frac{166.0}{5.28}$	

Среди *E. gracilis* зрелые особи постоянно встречались в популяции. С начала подледного периода 1979 г. они составляли 10-28,5% от общего количества ракообразных.

	24 I	6 II	20 II	6 III	29 III	10 IV
♀♀	5.1	7	14	2	9	6.6
♂♂	10.3	8	14.5	8.5	4	3.5
Копеподиты	38	38	30.5	15.5	6	9.8

Количество копеподитов в течение зимы снизилось в 2-6 раз. Создается впечатление, что копеподиты либо отмирали, либо выедались циклопами более интенсивно, чем взрослые особи. При постоянном созревании копеподитов количество зрелых самцов и самок *E. gracilis* должно было бы значительно возрасти, а оно к весне имело тенденцию к уменьшению.

В течение подледного периода на русле наблюдалось менее интенсивное возрастание численности диапомид (с 500 экз./м³ в январе-феврале до 7880 экз./м³ в апреле), чем *S. kolensis*. Уплотнение популяции *E. gracilis* на русле происходило не только вследствие миграций рачков с пойм в наиболее благоприятные условия, но и благодаря размножению диапомусов, росту и созреванию копеподитов в течение всей зимы.

Количественная характеристика подледного зоопланктона

При выяснении изменений биомассы и численности зоопланктона в период ледостава на русле Мологи были вычислены средние величины для всего столба воды, как это принято для многолетних стандартных наблюдений на Рыбинском водохранилище. Увеличение биомассы на русле начинается с конца февраля. В 1979 г. биомассы были выше уже в начале марта за счет большого количества крупных *E. gracilis*, оставшихся с осени (табл. 2). Средние показатели в этом году за февраль-апрель (0.54 г/м³) были выше, чем за тот же период 1978 г. (0.26 г/м³). Общая биомасса (г/м³) подледного зоопланктона на русле Мологи составляла:

1978 г.

17 II	7 III	15 III	21 III
0,1917	0,0749	0,1162	0,1741

1978 г.

29 III	5 IV	12 IV	Средние II-IV
0,1901	0,2765	0,8010	0,26

1978-1979 гг.

14 XII	26 XII	11 I	6 II	20 II	5 III
0,0731	0,0321	0,0220	0,0572	0,2246	0,4152

1978-1979 гг.

14 III	29 III	10 IV	XII-IV	II-IV
0,2532	0,3952	1,4123	0,32	0,54

Средняя биомасса за весь подледный период 1978-1979 гг. составила $0,32 \text{ г/м}^3$, что вполне сопоставимо с показателями для таких же участков русла Мологи за период открытой воды (в числителе - численность, тыс. экз./м³, в знаменателе - биомасса, г/м³).

Брейтово	Молога	Бор-Дорки
IV-XI 1978	IV-XI 1978	XII-IV 1978-1979
$\frac{51,58}{0,7}$	$\frac{62,7}{0,76}$	$\frac{21,95}{0,32}$

Выводы

Подледный период в жизни зоопланктона Рыбинского водохранилища - самостоятельный период. Основная масса планктонных животных представлена видами, характерными для зимы и не встречающимися при открытой воде. Подо льдом различные реакции организмов на экологические факторы проявляются гораздо ярче, чем в период открытой воды, так как зимой окружающая водная среда отличается значительно более высокой стабильностью и вертикальной неоднородностью, чем летом.

Исследованный участок затопленного русла Мологи очень богат зоопланктоном, средняя биомасса за период ледостава (декабрь-апрель) составила в 1979 г. $0,32 \text{ г/м}^3$, что лишь в 2-3 раза ниже показателей для аналогичных участков в период открытой воды (апрель-ноябрь).

Коловратки размножаются в верхнем горизонте, непосредственно подо льдом по всему водохранилищу, включая и мелководья. Syn-

chaeta, Polyarthra, Keratella достигают наибольшей численности над глубокими участками, особенно над бывшим руслом Мологи, где они образуют еще одно скопление в слое температурного скачка. На поймах более интенсивно размножаются представители рода Notholca. Conochiloides natans образует плотные скопления только в придонных слоях русла.

Над иловыми отложениями затопленных русел идут активные микробиологические процессы, бактерии присутствуют в количестве 1.5–3.2 млн кл./мл. Это создает хорошие условия для питания Rotatoria.

Веслоногие держатся в придонных слоях. В течение зимы их скопления сильно уплотняются за счет миграций с пойменных участков в наиболее теплые и кормные условия глубоких затопленных русел. Основу зимнего рачкового планктона образует Cyclops kolensis. Количество диаптомид сильно изменяется по годам: в 1978 г. их почти не было, в 1979 г. они образовывали большие численность и биомассу. Однако и в 1979 г. их количество в зоопланктонном сообществе к весне уменьшилось. Все копепоиды *C. kolensis*, особенно к концу зимы, наполняются жировыми каплями, что свидетельствует о хороших условиях питания рачков. Среди циклопов не наблюдается каннибализма, хотя скопления их, как в 1978 г., могут быть почти чистой монокультурой, и не отмечается поглощения растворенной органики. Можно предположить, что питание рачков происходит за счет металимниальных скоплений коловраток (1978 г.), либо за счет коловраток и копепоидов диаптомусов (1979 г.). Последнее прослеживается по изменению структуры популяций *E. gracilis* в течение зимы. Несомненно, что подвижный образ жизни копепоидов *C. kolensis*, их рост, созревание, копуляция, образование яиц требуют питательных веществ, и циклопы активно питаются зимой. Однако эти предположения требуют дальнейших экспериментальных решений и наблюдений в природе.

Зимой зоопланктон в течение длительного времени концентрируется в одних и тех же районах и может быть легко доступен как пища для рыб.

В апреле – конце подледного периода – популяция *C. kolensis* чрезвычайно сильно уплотняется, опускается ближе ко дну, происходят интенсивное созревание циклопов, их копуляция и вылупление науплиев. У зрелых циклопов жировые накопления в теле полностью исчезают.

Л и т е р а т у р а

1. Безлер Ф.И., Трифонова Н.А. Материалы по распределению кислорода в Рыбинском водохранилище в зимний период. Бюл. Ин-та биол. водохр., 1960, № 8–9, с. 72–79.

2. Колкутин В.И., Тачалов С.Н., Епифанова В.Ф. Ледовый режим. – В кн.: Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Водоохранилища Верхней Волги. Л., 1975, с. 71–84.
3. Кутикова Л.А. Род *Notholca*. – В кн.: Коловратки фауны СССР. Л., 1970, с. 614–632.
4. Маловицкая Л.М. Сезонная динамика *Eudiptomus gracilis* Sars. и *E. graciloides* (Copepoda, Calanoida) в Рыбинском водохранилище. – Бюл. Ин-та биол. водохр., 1961, № 10, с. 35–38.
5. Монаков А.В. Зоопланктон Волжского устьевого участка Рыбинского водохранилища за период 1947–1954 гг. – Тр. Биол. ст. „Борок“, 1958, вып. 3, с. 214–225.
6. Мордухай-Болтовской Ф.Д., Монаков А.В. Распределение зоопланктона в Рыбинском водохранилище в весенний период. – В кн.: Биологические аспекты изучения водохранилищ. Л., 1963, с. 91–108.
7. Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л., 1972. 363 с.
8. Саралов А.И. Газохроматический метод определения интенсивности микробиологического окисления метана в водоемах. – Микробиология, 1979, т. 48, вып. 1, с. 125–129.
9. Сорокин Ю.И. Роль хемосинтеза в продукции органического вещества в водоемах. I. Подледный хемосинтез в водной толще Рыбинского водохранилища. – Микробиология, 1957, т. 26 (6), с. 736–744.
10. Щербаков А.П. Планктонные ракообразные. – В кн.: Глубокое озеро. М., 1967, с. 181–207.

КОЛИЧЕСТВЕННАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА БЕНТОСА
РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА ЗА 1941–1978 гг.

Рыбинское водохранилище – одно из крупнейших, старейших и наиболее изученных водохранилищ Советского Союза. Гидробиологические исследования на нем проводятся почти непрерывно с 1941 г., первого года его существования, и до настоящего времени. Поскольку его главная промысловая рыба – лещ – является бентофагом, то особое внимание всегда уделялось изучению основного компонента его кормовой базы – организмам макрозообентоса. В дальнейшем, как это широко распространено в гидробиологической и ихтиологической литературе, макрозообентос для краткости будем называть просто бентосом. Цель данной работы – оценить уровень количественного развития бентоса в настоящее время, сравнить его с предыдущим периодом и попытаться выявить тенденцию его дальнейшего развития. Современное состояние бентоса оценивается по результатам двух бентосных съемок, проведенных нами в мае и августе 1978 г.

Количественно развитие бентоса обычно характеризуется численностью и биомассой животных на 1 м² площади дна. Мы приводим данные в основном по биомассе, так как во многих использованных нами работах сведения о численности отсутствуют; кроме того, при учете численности допускаются гораздо большие ошибки, чем при определении биомассы. При промывке грунтов через крупноячеистый газ часто теряется более 50% организмов, потери же биомассы обычно не превышают нескольких процентов. Биомасса важна для оценки бентоса как кормовой базы рыб. Мы не останавливаемся также на описании видового состава бентоса, так как он известен по многочисленным публикациям; существенных изменений в нем в период наших наблюдений не обнаружено.

С о с т о я н и е б е н т о с а в 1941–1976 гг.

Перед началом залития водохранилища был сделан прогноз развития биомассы (г/м²) бентофауны.

Плес	По: [53]	По: [12]
Волжский	24	10
Моложский	47	7
Шекснинский	19,5	6,8
Главный	33,3	26,9
Средняя	-	22,1

Несмотря на столь разные цифры, оба автора ссылаются на расчеты Б.С. Грезе.

Первые сведения о бентосе Рыбинского водохранилища относятся к осени 1941 г. [23]. Биомасса (г/м^2) на различных участках была: залитая пашня - 12,1-44,7, залитый луг - 11,9-24,1, песчаное побережье - 5,4-10,8, низинное болото - 27,1-58,0, торфяное болото - 4,3-9,1.

В 1942 и 1943 гг. гидробиологические исследования на водохранилище не проводились. В 1944-1946 гг. в Волжском плесе вел наблюдения Г.Г. Винберг [10], интересовавшийся в основном заселением водной фауны вновь заливаемых участков, так что составить представление о бентосе всего плеса по его данным нельзя. По данным Д.В. Сдобникова и др. [49], биомасса (г/м^2) плесов выражалась следующими величинами: Волжский - 13,7, Шекснинский - 3,9, Моложский - 2,5, средняя - 6,7. Но из этой работы можно понять, что авторы дают биомассу не одного бентоса, а бентоса вместе с зоо- и фитопланктоном. И.Ф. Овчинников [39] характеризовал бентос (г/м^2) Рыбинского водохранилища в 1945-1948 гг. по плесам так:

Год	Волжский	Моложский	Шекснинский	Водохранилище в целом
1945	15,2	4,5	27,6	10,9
1946	8,8	5,6	6,1	6,7
1947	5,1	3,4	9,8	5,4
1948	7,0	-	-	-

Эти цифры относятся к неосушной зоне и включают крупных моллюсков, составлявших в 1945 г. 44% биомассы бентоса, в 1946 г. - 17,7%. В те же годы на осушной зоне бентос давал биомассу 5 г/м^2 .

И.И. Иоффе [12] отмечала, что в июле 1946 г. средняя для водохранилища биомасса равнялась 8,33 г/м^2 , причем 55% приходилось на долю водяного ослика *Asellus aquaticus* L. В июле 1948 г. биомасса (г/м^2) плесов выражалась следующими цифрами: Волжский - 26,28, Шекснинский - 7,97, Моложский - 4,63, Главный - 3,8, средняя - 4,97 г/м^2 .

В 1946-1949 гг. бентос Моложского плеса изучала В.Ф. Фенюк [54]. В эти годы на русловых участках и залитых озерах средняя биомасса равнялась 2,6-3,3, на мелководьях - 3-6,5 г/м^2 .

В 1966 г. О.А. Ключарева [16] отметила, что за время, прошедшее с 1949 г., заметных изменений в бентосе Моложского плеса не произошло.

В 1952–1953 гг. исследования в Шекснинском плесе вела Н.Ю. Соколова [50], оценивая среднюю биомассу за эти годы в 1,18–6,42 г/м², причем личинки хирономид давали 62,3–86,6% общей биомассы.

Первая большая бентосная съемка всего водохранилища проведена в августе 1952 г. Ф.Д. Мордухай-Болтовским [32]. С тех пор под его руководством такие съемки проводились более или менее регулярно. Так, за 1952–1978 гг. проведено 19 съемок, их результаты (табл. 1) приведены по данным разных авторов [25–28, 32, 42, 45]. Эти показатели мы округлили до десятых долей грамма, поскольку методика работ и количество проб не позволяют получить более высокую точность.

Разные исследователи пользовались различными приборами для сбора бентоса: дночерпателями Петерсена с площадью захвата 1/40 и 1/10 м², дночерпателями Экмана–Берджа площадью 1/40 и 1/25 м², стандартными и утяжеленными, пневматическими трубчатými дночерпателями Ивлева и Марковского. В зависимости от характера грунтов оценка плотности бентофауны по данным дночерпателей различных систем может различаться в несколько раз [3, 6]. При промывке пробы применяли мельничный газ с номерами от 8 до 49, в 50-е годы при разборке проб нередко пользовались флотацией в крепком растворе соли [32]. Выборка организмов из грунта производилась сотрудниками и препараторами разной квалификации и степени заинтересованности в результатах работы. Проводя контрольную проверку содержания организмов в грунте после обработки проб разными препаратами, мы обнаружили, что качество разборки может значительно колебаться. По мнению такого специалиста, как Ларс Брундин [59], большинство потерь бентоса происходит в процессе ручной разборки пробы. Влияние субъективного фактора может быть настолько значительным, что даже если разные исследователи берут одновременно пробы в одном и том же месте дночерпателями одного типа и стараются придерживаться единой методики их обработки, то полученные результаты могут достоверно отличаться [57, 58].

Места станций при бентосных съемках часто выбирались в зависимости от того, какие районы особенно интересовали исследователя, и менялись в зависимости от погодных условий, наличия судна и других факторов. Так, в августе 1952 г. на песках было сделано 11 станций, в мае 1953 г. – только 3 [32]. Н.Ю. Соколова [50] 65–70% станций брала в пределах осушной зоны. Количество станций колебалось от 40 до 175 (табл. 1).

Отсюда можно сделать вывод, что данные разных исследователей сравнивать трудно, а к приводимым ими цифрам нужно относиться с большой осторожностью, так как они часто показывают только порядок изучаемой величины. В 60-х годах методика

Т а б л и ц а 1

Биомасса бентоса Рыбинского водохранилища, г/м²

Дата	Количес- тво стан- ций	Главный плес										Речные плесы							
		торфянистый ил			почва			пески			переходный ил			серый ил			песчаный ил		
		X	O	Σ	X	O	Σ	X	O	Σ	X	O	Σ	X	O	Σ	X	O	Σ
VIII 1952	89	3.0	1.0	4.5	0.3	0.8	+	0.1	0.1	0.1	-	-	-	6.4	0.6	8.1	-	-	-
У 1953	69	3.7	1.3	5.6	0.3	1.1	+	0.1	0.2	0.1	-	-	-	8.0	1.4	9.7	-	-	-
IX 1953	78	1.6	0.4	2.2	0.5	0.1	0.9	0.1	0.1	0.5	-	-	-	3.9	0.8	5.6	-	-	-
У 1954	61	1.9	0.4	2.3	0.4	0.9	0.1	0.1	0.2	0.1	-	-	-	10.0	2.1	12.4	-	-	-
VIII 1954	91	1.5	0.5	2.4	0.1	0.4	0.1	0.1	0.2	0.1	-	-	-	4.7	1.3	6.3	-	-	-
У 1955	75	1.7	0.6	2.5	0.1	0.2	0.3	0.2	0.1	0.5	-	-	-	6.1	1.1	7.6	-	-	-
VIII-IX 1955	85	1.5	0.4	2.0	0.2	0.8	1.1	0.1	0.4	0.6	-	-	-	3.2	1.9	5.5	-	-	-
У 1958	75	1.0	0.6	1.8	0.1	0.5	0.8	0.1	0.3	0.4	2.4	0.8	3.3	5.5	3.5	9.6	-	-	-
VIII-IX 1958	60	2.2	0.2	3.0	0.2	0.5	0.7	0.1	0.5	0.6	5.8	0.8	7.0	9.1	2.2	12.7	-	-	-
У 1961	55	1.7	0.5	2.3	0.1	0.6	1.2	+	0.1	0.2	-	-	-	9.0	3.0	13.1	-	-	-
IX 1961	47	-	-	3.4	-	0.8	-	-	-	0.4	-	-	-	-	-	10.5	-	-	-
У 1968	87	0.5	0.8	1.7	0.2	0.6	1.0	+	0.6	0.7	1.1	0.4	1.8	4.8	5.4	10.8	0.1	2.9	3.7
IX 1968	92	1.2	1.4	2.9	0.1	0.9	1.1	+	0.7	0.7	2.7	3.6	6.5	5.6	6.0	12.7	0.8	3.4	4.5
У 1970	58	0.3	1.1	1.4	0.1	0.9	1.0	+	0.5	0.5	-	-	-	4.5	9.6	16.6	0.3	6.4	6.8
X 1970	40	1.5	1.0	2.6	0.3	1.5	2.1	-	-	-	-	-	-	9.3	13.7	23.5	2.4	5.7	8.9
IX 1973	47	0.2	1.6	1.8	0.0	0.3	0.4	-	-	-	0.4	3.8	4.6	12.7	5.1	19.3	2.9	6.1	9.6
X 1976	63	0.4	1.6	2.4	0.1	0.7	1.0	+	1.1	1.4	13.0	4.8	19.5	12.4	4.4	17.8	2.0	3.4	6.2
У 1978	175	2.5	2.2	4.8	0.5	4.3	5.0	0.2	2.0	2.4	1.1	4.6	6.1	10.3	13.1	24.7	2.5	9.7	13.2
VIII 1978	55	0.0	2.0	2.0	0.0	4.0	4.2	0.0	3.7	4.1	-	-	-	3.7	11.2	15.1	0.1	6.1	7.6
Среднее за 1952-1968 гг.	964	1.8	0.7	2.8	0.2	0.4	0.9	0.1	0.3	0.4	3.0	1.4	4.7	6.4	2.4	9.6	0.4	3.2	4.1
Среднее за 1970-1978 гг.	438	0.8	1.6	2.5	0.2	2.0	2.3	0.1	1.8	2.1	4.8	4.4	10.1	8.8	9.5	19.5	1.7	6.2	8.7

Примечание. + - биомасса < 0.05 г/м², O - ольховеты, X - хирономиды, Σ - общий бентос.

бентосных работ, проводимых сотрудниками ИБВВ АН СССР, была унифицирована, поэтому их результаты можно рассматривать как удовлетворительный сравнительный материал [35]. Но для рыбопродукционных расчетов, когда нужны не сравнительные, а абсолютные данные, они мало пригодны. И дело не в том, что эти результаты неточны, а в том, что эту точность нельзя определить, невозможно доказать степень их репрезентативности, так как ее можно установить только путем статистической обработки данных. При проведении же бентосных съемок в Рыбинском водохранилище (и не только в нем) нарушается основное требование статистики, изложенное в любом учебнике по этому предмету, на которое гидробиологи, как правило, не обращают внимания. Это правило требует, чтобы пробы отбирались случайным образом, так как все вероятностно-статистические положения установлены для случайных величин, и все статистические выводы будут верны лишь при соблюдении принципа случайного отбора, становясь неопределенными, необоснованными при его нарушении [2]. Исследователь, берущий пробы на „наиболее типичных“ по его мнению участках, тоже может получить правильные результаты, но, оценивая их правильность, он базируется на всем предыдущем опыте и интуиции, а не на статистических доказательствах. Поэтому принятие или непринятие его выводов в значительной степени зависит от его научного авторитета.

Характерная черта современной экологии — количественный подход к описанию процессов, происходящих в экосистемах. Включенное в ее парадигму (а парадигма может быть определена и как набор предписаний для научной группы [20]) требование количественного измерения всех необходимых параметров экосистемы можно дополнить. Необходимо оценивать точность всех подобных измерений и основанных на них расчетов. Для получения данных с известной точностью мы вынуждены были отказаться от „стандартных станций“ предыдущих съемок и бентосную съемку 1978 г. провести по новой методике.

М е т о д и к а п р о в е д е н и я р а б о т

Весенняя съемка проводилась с 10 по 18 мая в период, предшествующий массовому нагулу рыб-бентофагов; температура придонных слоев воды равнялась 3.4–7.6°, вылет хирономид еще не начался. Рассчитать количество проб, необходимое для получения средних величин с заранее заданной точностью, мы не могли, так как отсутствовали необходимые для подобных расчетов сведения о вариабельности бентоса (значения среднеквадратических отклонений σ биомасс бентоса на отдельных биотопах и в целом по водохранилищу). Поэтому количество проб планировалось исходя из возможностей обработки материала в течение зимнего сезона. Ре-

шено было взять 180 проб, но из-за отсутствия навигационного оборудования в отдельных районах 5 проб взять не удалось. Все пробы брались автоматическим дночерпателем ДАК-250 [5] с площадью захвата $1/40 \text{ м}^2$, вес его 10 кг, высота коробки 25 см. ДАК-250 зарекомендовал себя как наиболее подходящий прибор для илистых грунтов, но на песчаных грунтах он работает недостаточно хорошо, в этих условиях наиболее эффективен дночерпатель Ван-Вина [6]. Пробы, взятые им параллельно с ДАК-250, показали, что наши данные по биомассе бентоса на песках занижены примерно в 1.5–2 раза в основном за счет недоучета крупных особей олигохет *Isochaetides newaensis* Mich, глубоко зарывающихся в песок; данные по песчаным грунтам приведены без корректировки.

Для получения репрезентативных данных особенно важно выбрать правильно места станций. Теория выборок [14, 17, 55] предлагает несколько вариантов размещения сети станций по водоему в зависимости от наличия исходной информации о нем. Для гидробиологических работ особенно привлекательным кажется расслоенный случайный отбор, при котором планирование сети станций проводится отдельно для каждого типа грунта и затем рассчитывается средняя взвешенная биомасса, но для этого надо иметь точные данные о площадях отдельных грунтов и их местоположении. Если, например, площади грунтов определены с точностью до 10%, то уже это вносит в оценку биомассы ошибку в 10%; ошибки же определения площадей грунтов, как правило, неизвестны. Карта грунтов Рыбинского водохранилища составлена по результатам грунтовой съемки 1955 г. [21], когда формирование грунтов еще не закончилось, поэтому мы вынуждены были выбрать простой (неограниченный) случайный отбор проб. Достоинство его в том, что он не требует никакой предварительной информации о грунтах, количество станций на том или ином типе грунта автоматически получается пропорциональным его площади, средние величины при достаточно большом числе проб являются несмещенными. Недостаток простого случайного отбора – для достижения равной точности приходится брать значительно больше проб, чем при расслоенном случайном отборе.

Все водохранилище по карте было разделено примерно на 600 равных квадратов, положение каждого из них описывалось значениями абсциссы и ординаты в декартовой системе координат. Затем по таблице случайных чисел [66] было отобрано 135 значений абсцисс и ординат; в полученных таким образом 135 случайных квадратах на водоеме были взяты пробы (исключая 2 квадрата). Подобным же способом были выбраны места еще 42 станций, но уже с учетом характера грунта. Эта дополнительная сеть станций использовалась только для оценки средних показателей развития бентоса на данном типе грунта и не включалась в расчеты средней по всему водоему.

Поскольку 133 случайные пробы распределяются по грунтам примерно пропорционально их площади, то по данным этих проб можно составить приблизительное представление о площадях, занимаемых отдельными типами грунтов в настоящее время. Эти данные сопоставлены с результатами грунтовой съемки 1955 г. [21] и прогнозом состояния грунтов после перестройки грунтового комплекса [22], %.

Грунт	1955 г.	1978 г.	Прогноз
Песок	20	34	75
Почва	55	23	0
Ил серый и песчанистый	8	17	25
Ил переходный	4	6	0
Ил торфянистый	13	14	0

Учитывая, что экспедиционное судно, с которого производились работы, не могло подходить к берегу ближе 2-метровой изобаты, а побережье с глубинами 0-2 м занято в основном песками, доля песков фактически несколько больше, а прочих типов грунтов - меньше. Отсюда можно сделать вывод, что сейчас грунтовой комплекс Рыбинского водохранилища находится примерно между состоянием в 1955 г. и прогнозом.

При выборе номера газа мы исходили из того, что к макробентосу обычно относятся животные, имеющие длину более 2-3 мм, т.е. выбираемые из пробы без применения оптики. Такие организмы задерживаются газом № 8-11. Эти номера газа рекомендовал для бентосных съемок Ф.Д. Мордухай-Болтовской [31]; потери биомассы при этом незначительны [4]. Поэтому основную часть проб мы промывали через газ № 11, а 54 пробы в мае и 11 проб в августе последовательно через газ № 11 и № 39. Животных, прошедших через первый газ и задержанных вторым, относили к мейобентосу. Количественные характеристики мейобентоса - предмет особого исследования.

При планировании бентосных съемок обычно рекомендуется брать на станции несколько проб [30, 46, 47, 63]. Разумеется, чем больше проб, тем точнее данные о станции, но зато при постоянном общем количестве проб меньше получается станций. Показатели развития бентоса в близко расположенных пробах не независимы, а скоррелированы; чем ближе пробы, тем больше вероятность того, что биомасса в них будет близка, что является следствием агрегированного распределения организмов бентоса. Поэтому увеличение точности, получаемое при взятии на станции нескольких проб, не компенсирует ее уменьшение от сокращения числа станций. Следовательно, на станции нужно брать по одной пробе, но за счет этого увеличивать число станций [14, 60, 65].

Т а б л и ц а 2

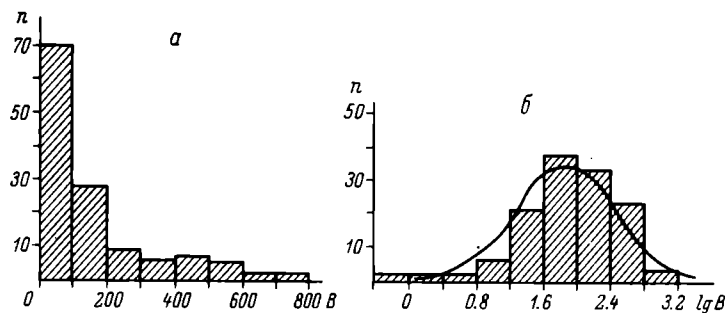
Макрозообентос Рыбинского водохранилища в мае 1978 г.

Организмы		$\bar{X} \pm S_{\bar{X}}$	$S_{\bar{X}}, \%$	$\bar{X}, \%$	$CL_{0.95}$	J_s
Хирономиды	N	310±40	12.9	15.8	251-382	3.12
	B	2.8±0.6	21.4	35.9	1.94-4.03	7.74
Олигохеты	N	1533±151	9.8	78.1	1238-1898	2.26
	B	4.5±0.7	15.6	57.7	3.46-5.85	4.26
Моллюски	N	113±20	17.7	5.8	73-153	4.68
	B	0.3±0.06	20.0	3.8	0.18-0.42	7.15
Общий бентос	N	1963±163	8.3	100	1639-2365	1.90
	B	7.8±1.01	12.9	100	6.05-9.95	3.26

П р и м е ч а н и е. \bar{X} - средняя арифметическая, $S_{\bar{X}}$ - ее стандартная ошибка, $\bar{X}, \%$ - доля организмов в общем бентосе, $CL_{0.95}$ - доверительный интервал для средней при вероятности 95%, J_s - индекс Мориситы, N - численность, B - биомасса.

С о с т о я н и е б е н т о с а в 1978 г.

Нас интересовала величина средней биомассы бентоса в целом для водохранилища. Зная ее, можно сравнивать Рыбинское водохранилище с другими водоемами и оценивать его кормность для рыб-бентофагов. Количественные характеристики развития общего бентоса и его основных компонентов вычислены по данным основной сети станций (133 пробы) (табл. 2), указаны их стандартные ошибки, рассчитанные общепринятыми статистическими методами [41]. Средняя биомасса этих 133 проб в мае равна 7.8 г/м^2 , но для того чтобы рассчитать доверительный интервал, внутри которого лежит величина биомассы бентоса всего водохранилища, надо знать характер статистического распределения биомассы организмов в водоеме. Гидробиологи обычно не обращают на это внимания, и подобные вычисления проводятся исходя из закономерностей нормального распределения, которое на практике встречается редко. Построив гистограмму плотности распределения биомассы бентоса (см. рисунок, а), мы увидели, что она имеет вид, характерный для логнормального распределения, т.е. нормально распределены не исходные величины, а их логарифмы (см. рисунок, б). Проверка соответствия эмпирического распределения теоретическому проводилась с использованием критерия Пирсона χ^2 [41]. Найденное значение χ^2 равно 13.9, что меньше χ^2 табличного, равного 15.1 при вероятности 0.99. Следовательно, можно утверждать, что биомасса бентоса распределена по логнормальному закону. Подобное распределение обнаружено нами ранее для бентоса Веселовского водохранилища [18]. Логнормальное распределение,



Плотность распределения биомассы бентоса.

а – исходные значения, б – их логарифмы; кривая – теоретические частоты нормального распределения $\lg B$. По оси ординат – количество проб (n); по оси абсцисс – биомасса (B или $\lg B$).

или в более общем виде отрицательно-биномиальное распределение, характерно для гидробионтов [38]. Зная вид распределения, можно найти доверительный интервал для средней по методу Эллиотта [62] (табл. 2).

Для возможности сравнения с предыдущими съемками данные о биомассе бентоса в 1978 г. приведены отдельно для речных и Главного плесов (табл. 1). В среднем по водохранилищу наиболее богата фауна серых илов, наименее богата – песков (табл. 3).

Зная площади, занимаемые различными грунтами, и среднюю биомассу бентоса на них, можно подсчитать вклад, вносимый тем или иным грунтом в общую биомассу бентоса водоема, %.

Серый ил	40.1	Песчанистый ил и	
Почва	21.9	заиленный песок	9.7
Песок	11.1	Торфянистый ил	7.2
		Переходный ил	7.1
		Торф	2.9

Поскольку серый ил является наиболее важным типом грунта с точки зрения возможности нагула рыб, то сведения о развитии биомассы ($г/м^2$) бентоса на нем в мае 1978 г. приводим для каждого плеса отдельно.

Плес	Хирономиды	Олигохеты	Общий бентос
Шекснинский	12.3	22.4	37.3
Моложский	11.5	7.8	19.4
Волжский	8.6	8.6	17.9
Главный	7.3	6.3	14.6
Средняя	9.5	11.4	22.2

Т а б л и ц а 3

Биомасса бентоса на различных грунтах в мае 1978 г., г/м²

Грунт	Хирономиды	Олигохеты	Моллюски	Общий бентос
Серый ил	9,5 \pm 2.4 2.84	11.4 \pm 2.7 2.59	1 \pm 0.5 6.53	22,2 \pm 3.4 1.65
Переходный ил	4,0 \pm 1.6 3.03	4,1 \pm 1.6 2.82	0,7 \pm 0.2 2.56	8,8 \pm 2.3 1.79
Торфянистый ил	2,8 \pm 0.8 2.55	2,2 \pm 0.4 1.55	0,1 \pm 0.04 3.23	5,1 \pm 0.8 1.42
Песчанистый ил, заиленный песок	1,6 \pm 0.5 2.51	8,3 \pm 1.5 1.69	0,7 \pm 0.3 4.25	10,7 \pm 1.8 1.54
Почва	1,7 \pm 0.5 4.84	4,0 \pm 0.9 3.14	0,2 \pm 0.05 2.86	5,9 \pm 1.0 2.12
Песок	0,3 \pm 0.05 2.21	2,2 \pm 0.4 2.59	0,2 \pm 0.04 3.82	2,7 \pm 0.4 2.18
Торф	0.2	3.4	1.3	5.8

П р и м е ч а н и е. В нижней строке для каждого типа грунтов приводится индекс Мориситы. Ошибку средней и индекс Мориситы для торфа не рассчитывали, так как на его долю приходится только 5 станций.

Наибольшие биомассы бентоса наблюдаются в северной части Шекснинского плеса в районе, примыкающем к г. Череповцу. В отдельных пробах биомасса достигает здесь 100 г/м² главным образом за счет олигохет. Важной характеристикой бентоса помимо численности и биомассы является степень его агрегированности, для оценки которой мы воспользовались широко применяемым зарубежными исследователями индексом Мориситы [64]. Его значения (табл. 2, 3), вычисленные для всего водоема или отдельных типов грунтов, показывают прежде всего неоднородность биотопов с точки зрения требований, предъявляемых к ним той или иной группой животных. Высокие значения индексов агрегированности моллюсков (учитывались только мелкие кормовые моллюски-пизидииды) показывают, что благоприятных мест для их развития значительно меньше, чем для других организмов; наиболее благополучны в этом отношении олигохеты. При изучении же микроагрегированности олигохеты обычно более агрегированы, чем хирономиды, так как здесь на первое место в формировании агрегаций выдвигаются особенности биологии организмов, а не гетерогенность биотопа.

Вторая съемка бентоса в 1978 г. проводилась с 7 по 10 августа при температуре придонной воды 17.6–17.8° в период нагула рыб и вылета хирономид (на многих станциях они вообще отсутствовали). Программа сбора была значительно сокращена, все-

го взято 55 проб. Если отбирать такое сравнительно небольшое число проб по таблице случайных чисел, то ряд районов водохранилища может оказаться не охваченным, поэтому, основываясь на данных майской съемки, пробы отбирались на таких станциях, которые позволяли изучить бентос самых разных биотопов. Поскольку здесь принцип случайного отбора был нарушен, то рассчитать среднюю величину для всего водохранилища обычным путем нельзя. Средняя биомасса бентоса на этих 55 станциях составляла 63.7% от таковой в мае на тех же станциях, поэтому можно предположить, что вся биомасса бентоса в августе составляет примерно такой же процент от майской, т.е. равняется 4.9 г/м^2 . Стандартные ошибки биомассы на отдельных грунтах рассчитать невозможно по той же причине, но, исходя из теоретических соображений, можно принять, что они увеличатся в 1.5–2 раза за счет меньшего количества проб. Биомасса (г/м^2) бентоса на различных грунтах в августе 1978 г. была следующей:

Грунт	Хирономиды	Олигохеты	Моллюски	Общий бентос
Серый ил	5.4	10.0	0.1	15.6
Переходный ил	2.9	2.7	0.1	5.7
Торфянистый ил	0	2.0	0	2.0
Песчанистый ил, заиленный песок	0.1	5.3	0.2	6.2
Почва	0.3	2.8	0.7	3.8
Песок	0.1	3.2	0.3	3.6
Торф	0	2.2	0	2.2

Обсуждение результатов

Ф.Д. Мордухай-Болтовской [34] выделили 3 стадии формирования бентоса равнинных водохранилищ: 1) разрушение прежних биоценозов; 2) стадия временного биоценоза мотыля; 3) стадия постоянных биоценозов. В Рыбинском водохранилище после вспышки мотыля во время второй стадии, по данным всех исследователей, в течение 50–60-х годов уровень развития бентоса оставался примерно одинаковым. По этому показателю Рыбинское водохранилище стояло в одном ряду с малопродуктивными олиготрофными озерами [48]. В бентосе доминировали хирономиды, затем шли олигохеты [25, 32, 43, 50], биомасса по годам различалась в 1.5–2 раза, но никакой определенной тенденции в ее динамике не наблюдалось. Организмы распределялись по акватории неравномерно, участки речных плесов, занятые серыми илами, можно было охарактеризовать как среднекормные, в благоприятные для хирономид годы – как высококормные по классификации ГОСНИОРХ [40]. В Главном плесе биомасса бентоса составляла около 2 г/м^2 , причем далее 5–7 км от берега биомассы более 1 г/м^2 не встречались [33].

По классификации Ц.И. Иоффе [13], Рыбинское водохранилище рассматривалось как малопродуктивное в период формирования и среднепродуктивное в перспективе с биомассой бентоса 3–6 г/м². Основной причиной, сдерживающей развитие бентоса в открытой части водоема, были признаны плохие условия питания донных беспозвоночных [33, 48, 56]. Поскольку ожидать улучшения условий питания не было оснований, то прогнозировалось, что уровень развития бентоса и впредь будет низким.

Но бентосная съемка 1970 г. показала увеличение биомассы бентоса на серых и песчанистых илах речных плесов [26]. Было неясно, является ли отмеченное явление случайной флуктуацией или же это начало процесса постепенного увеличения обилия бентофауны во всем водохранилище. Съемки 1973 и 1976 гг. [27, 28] показали, что высокий уровень развития бентоса в речных плесах сохраняется, но в Главном плесе бентос по-прежнему беден. Только в 1978 г. обнаружено повышение биомассы бентоса на всех типах грунтов во всех плесах. Для того чтобы уменьшить влияние случайных факторов, мы подсчитали средние показатели развития бентоса за 2 периода – 1952–1968 и 1970–1978 гг. (табл. 1). Эти данные свидетельствуют о том, что во втором периоде биомасса олигохет была выше на всех типах грунтов, а биомасса хирономид – на серых, переходных и песчанистых илах, причем биомасса олигохет повысилась в большей степени, чем хирономид. Если в I период на серых илах хирономиды давали в среднем 66,7% а олигохеты 25% общей биомассы бентоса, то во II период – 45,1% и 48,7% соответственно.

Нам кажется, что показатели развития олигохет более правильно отражают общую тенденцию, чем таковые хирономид. Хирономиды – гетеротопные организмы, часть жизни проводящие вне водоема, их численность испытывает очень сильные колебания по годам, зависящие в значительной степени от метеорологических условий в момент вылета [11, 19, 36, 61]. Особенно уязвима стадия куколки. Если элиминация 70–80% личинок не оказывает угнетающего действия на популяцию хирономид, то для куколок эта цифра снижается до 40% [51, 52].

Что же является причиной повышения биомассы бентоса в Рыбинском водохранилище? Разумеется, исчерпывающе ответить на этот вопрос можно только после длительного исследования этого феномена специалистами разного профиля, мы же можем высказать два соображения. Экосистема Рыбинского водохранилища как водоема относительно молодого по сравнению с естественными водоемами далека от состояния климакса и продолжает развиваться. С.М. Ляхов [24] выделил в формировании бентоса водохранилищ IY стадию – стадию нивелирования биотопов и биоценозов, при наступлении которой биомасса бентоса возрастает, причем господствующее положение занимают олигохеты. Так, в Куйбышевском водохранилище на русловых участках в 1960–1966 гг. биомасса бентоса равнялась 8 г/м², а в 1975 г. – 35 г/м², достигая на отдель-

ных станциях 400 г/м^2 (без крупных моллюсков). На пойме биомасса увеличилась за это время почти в 20 раз [8]. Возможно, что и Рыбинское водохранилище вступило в IV стадию. Очевидно, переход из одной стадии в другую протекает в разных участках водоема и в разных таксонах неодновременно. Так, выделенные Т.Л. Поддубной [44] этапы формирования фауны олигохет занимают больше времени, чем стадии, выделенные Ф.Д. Мордухай-Болтовским [34]. Увеличение биомассы бентоса на серых илах Волжского плеса было замечено еще в 1963 г. [29], но тогда этому не придали значения.

Мы считаем также, что в определенной степени экосистема Рыбинского водохранилища подвергается антропогенному воздействию. Отмечено повышение уровня трофии Волжского плеса за счет поступления биогенов из Ивановского водохранилища [9]. В конце 60-х-начале 70-х годов возросла сапробность Рыбинского водохранилища [15]. Наблюдается появление ряда видов гидробионтов, характерных для водоемов с более высоким уровнем трофии. Ф.Д. Мордухай-Болтовской отмечает: „В Рыбинском водохранилище, по крайней мере в его Волжском плесе, по всей видимости, тоже начинается процесс эвтрофирования“ [37, с. 31]. Согласно прогнозам, к 1990 г. поступление биогенов в Ивановское водохранилище по сравнению с 1975 г. увеличится на 32% [1]. Поэтому наблюдаемое повышение биомассы бентоса в Рыбинском водохранилище можно считать установленным фактом, что уже сейчас положительно сказывается на показателях питания рыб-бентофагов [7].

В период 1945–1968 гг. количественные показатели бентоса Рыбинского водохранилища оставались примерно одинаковыми, основная его площадь была малокормной, речные плесы – средnekормными. С начала 70-х годов началось повышение биомассы бентоса, продолжающееся и в настоящее время. В открытой части водоема появились площади, пригодные для нагула рыб-бентофагов, нагульные участки речных плесов стали высококормными.

Можно предположить, что причиной этого служат как естественный ход развития экосистемы, так и антропогенные факторы. Наблюдаемая тенденция, возможно, сохранится и в будущем.

Л и т е р а т у р а

1. А в а к я н А.Б., К а м и н с к и й В.С., Ф а л ь к о в с к а я-Ч е р н ы ш е в а Л.Н. Источники поступления биогенных веществ в крупные водоемы (на примере Ивановского водохранилища). – В кн.: Антропогенное эвтрофирование природных вод. Черноголовка, 1977, т. 2, с. 259–264.
2. А к с ю т и н а З.М. Элементы математической оценки результатов наблюдений в биологических и рыбохозяйственных исследованиях. М., 1968. 288 с.

3. Б а к а н о в А.И. Сравнительная оценка эффективности работы дночерпателей различных систем. — Гидробиол. ж., 1977, т. 13, № 2, с. 97–103.
4. Б а к а н о в А.И. Методы повышения достоверности оценки кормовой базы рыб-бентофагов. — Гидробиол. ж., 1977, т. 13, № 4, с. 107–112.
5. Б а к а н о в А.И. Новые модели дночерпателей и оценка агрегированности бентоса. — Гидробиол. ж., 1979, т. 15, № 3, с. 87–93.
6. Б а к а н о в А.И. Приборы для количественного учета макробентоса. — Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1979, № 42, с. 35–40.
7. Б а к а н о в А.И., С т р и ж н и к о в а Л.Н. О связи между изменениями кормовой базы и питанием леща *Abramis brama orientalis* Berg. в Волжском плесе Рыбинского водохранилища. — Вопросы ихтиол., 1979, т. 19, вып. 1, с. 134–141.
8. Б о р о д и ч Н.Д., Л я х о в С.М. Зообентос Куйбышевского и Саратовского водохранилищ. — Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1979, № 44, с. 32–35.
9. Б ы л и н к и н а А.А., Т р и ф о н о в а Н.А. О некоторых факторах эвтрофирования Иваньковского водохранилища. — В кн.: Антропогенное эвтрофирование природных вод. Черноголовка, 1977, т. 1, с. 101–104.
10. В и н б е р г Г.Г. Материалы к количественной характеристике макробентоса Волжского плеса водохранилища. — Тр. биол. ст. „Борок“, 1950, вып. 1, с. 139–163.
11. З а б о л о ц к и й А.А. Бентос озер Вешкелицкой группы. — В кн.: Биологические основы озерного рыбоводства, Мурманск, 1978, с. 44–61.
12. И о ф ф е Ц.И. Формирование донной фауны Рыбинского водохранилища. — Тр. проблемн. и тематич. совещ. ЗИН АН СССР, 1954, вып. 2, с. 32–40.
13. И о ф ф е Ц.И. Формирование донной фауны водохранилищ СССР и опыт классификации. — Изв. ГосНИОРХ, 1961, т. 50, с. 341–381.
14. Й е й т с Ф. Выборочный метод в переписях и обследованиях. М., 1965. 436 с.
15. К а м ш и л о в М.М. Экологические аспекты загрязнения водных объектов и принципиальные пути борьбы с ним. — Гидробиол. ж., 1979, т. 15, № 1, с. 3–11.
16. К л ю ч а р е в а О.А. Бентос Моложского залива Рыбинского водохранилища в 1966 г. — Тр. Дарвинского гос. зап.-ведника, 1975, вып. 14, с. 134–142.
17. К о к р э н У. Методы выборочного исследования. М., 1976. 440 с.
18. К р у г л о в а В.М., Б а к а н о в А.И. Формирование хирономидного биоценоза Веселовского водохранилища. — Гидробиол. ж., 1977, т. 13, № 2, с. 28–32.

19. Кузьменко К.Н. Сезонные и межгодовые колебания численности массовых видов зообентоса в озере Красном и их причины. — В кн.: Биологические процессы в морских и континентальных водоемах. Кишинев, 1970, с. 204.
20. Кун Т. Структура научных революций. М., 1975. 288 с.
21. Курдин В.П. Классификация и распределение грунтов в Рыбинском водохранилище. — Тр. Ин-та биол. водохр., 1959, вып. 1(4), с. 25–37.
22. Курдин В.П., Зиминова Н.А. Об изменениях в грунтовом комплексе Рыбинского водохранилища. — Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1968, № 2, с. 38–41.
23. Ласточкин Д.А. Рыбинское водохранилище. — Природа, 1947, № 5, с. 40–44.
24. Ляхов С.М. Многолетние изменения биомассы бентоса в Куйбышевском водохранилище. — Гидробиол. ж., 1974, т. 10, с. 21–23.
25. Митропольский В.И. К распределению бентоса Рыбинского водохранилища. — В кн.: Матер. по биол. и гидрол. волжских водохранилищ. М.; Л., 1963, с. 68–75.
26. Митропольский В.И. Донная фауна Рыбинского водохранилища (по материалам 1970 г.). — Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1973, № 17, с. 29–33.
27. Митропольский В.И. Состояние зообентоса Рыбинского водохранилища в 1973 г. — Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1978, № 39, с. 18–22.
28. Митропольский В.И. Состояние зообентоса Рыбинского водохранилища в 1976 г. — Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1979, № 41, с. 39–43.
29. Митропольский В.И., Луферов В.П. Распределение бентоса в Волжском плесе Рыбинского водохранилища. — В кн.: Планктон и бентос внутренних водоемов. М.; Л., 1966, с. 10–15.
30. Митропольский В.И., Мордухай-Болтовской Ф.Д. Макробентос. — В кн.: Методика изучения биогеоценозов внутренних водоемов. М., 1975, с. 158–170.
31. Мордухай-Болтовской Ф.Д. О методике количественного учета фауны во временных водоемах и в периодически затопляемых зонах водохранилищ. — Тр. биол. ст. „Борок“, 1955, вып. 2, с. 393–405.
32. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Распределение бентоса в Рыбинском водохранилище. — Тр. биол. ст. „Борок“, 1955, вып. 2, с. 32–88.
33. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Фауна беспозвоночных Рыбинского водохранилища и условия ее существования. — Тр. науч. конф. по изуч. Вологодской обл., Вологда, 1956, с. 129–135.

34. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Особенности процесса первоначального формирования бентоса в волжских водохранилищах. - Тез. докл. Совещ. по типологии и биол. обоснованию рыбохоз. использования внутр. водоемов южной зоны СССР. Кишинев, 1960, с. 50-51.
35. Мордухай-Болтовской Ф.Д. Данные дночерпателя и темп роста леща. - Бюл. Ин-та биол. водохр., 1962, № 12, с. 41-45.
36. Мордухай-Болтовской Ф.Д. О бентосе Белого озера в 1971-1975 гг. - Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1978, № 38, с. 44-48.
37. Мордухай-Болтовской Ф.Д., Ривьер И.К. Беспозвоночные как показатель эвтрофирования водоемов. - В кн.: Научные основы контроля качества поверхностных вод по гидробиологическим показателям. Л., 1977, с. 28-32.
38. Нессис К.Н. Применение геометрической средней при изучении распределения водных организмов. - Тр. ВНИРО, 1969, т. 65, с. 304-309.
39. Овчинников И.Ф. Краткий очерк Рыбинского водохранилища. - Тр. биол. ст. „Борок“, 1950, вып. 1, с. 105-138.
40. Пидгайко М.Л., Александров Б.М., Иоффе Ц.И. и др. Краткая биолого-продукционная характеристика водоемов Северо-Запада СССР. - Изв. ГосНИОРХ, 1968, т. 67, с. 205-228.
41. Плохинский Н.А. Биометрия. М., 1970. 367 с.
42. Поддубная Т.Л. Состояние бентоса Рыбинского водохранилища в 1953-1955 гг. - Тр. Биол. ст. „Борок“, 1958, вып. 3, с. 195-213.
43. Поддубная Т.Л. О динамике популяций тубифицид (*Oligochaeta*, *Tubificidae*) в Рыбинском водохранилище. - Тр. Ин-та биол. водохр., 1959, вып. 2 (5), с. 102-108.
44. Поддубная Т.Л. Формирование фауны тубифицид и их распределение в Рыбинском водохранилище. - В кн.: Экология и биология пресноводных беспозвоночных. М.; Л., 1965, с. 20-36.
45. Поддубная Т.Л., Митропольский В.И., Шилова А.И. и др. Донная фауна Рыбинского водохранилища по материалам 1968 г. - В кн.: Биология и физиология пресноводных организмов. Л., 1971, с. 42-56.
46. Рекомендации по методике количественного учета пресноводных беспозвоночных. Л., 1968. 22 с.
47. Решения совещания по методике гидробиологических исследований в целях рыбохозяйственного освоения водоемов. Л., 1967. 11 с.
48. Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л., 1972. 364 с.

49. Сдобников Д.В., Михалевич П.А., Овчинников И.Ф. Рыбинское море. - Наука и жизнь, 1946, № 11-12, с. 31-35.
50. Соколова Н.Ю. Бентос Шекснинского отрога Рыбинского водохранилища. - Тр. ВГБО АН СССР, 1957, т. 8, с. 246-268.
51. Титаренко Г.В. Модель популяции хирономид, реализованная на ЭВМ. - Зоол. ж., 1977, т. 56, вып. 4, с. 530-537.
52. Титаренко Г.В. О качестве биологического времени. - Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1978, № 40, с. 43-46.
53. Тихий М., Викторов П. Запасы рыб и гидростроительство. М.; Л., 1940. 200 с.
54. Фенюк В.Ф. Состав и распределение бентоса в Моложском отроге Рыбинского водохранилища. - Тр. Дарвинского гос. заповедника, 1960, вып. 6, с. 103-157.
55. Шварц Г. Выборочный метод. М., 1978. 213 с.
56. Шилова А.И. Материалы по биологии мотыля (Tendipes) Рыбинского водохранилища. - Тр. биол. ст. „Борок“, 1958, вып. 3, с. 250-258.
57. Ankar S., H o b r o R., L a r s s o n U. Report from the biological groups on phytoplankton counting, chlorophyll measurements and benthic macrofauna sampling. - Ambio special report, 1977, N 5, p. 245-248.
58. Ankar S., C e d e r w a l l H., L a g z d i n s G. e.a. Comparison between Soviet and Swedish methods of sampling and treating soft bottom macrofauna. - Contribution from Askö laboratory, univ. Stockholm, 1978, N 23. 38 p.
59. B r u n d i n L. Chironomidae und andere Bodentiere der Südschwedischen Urgebirgsseen. - Rept. Inst. Freschw. Res., Drottningholm, 1949, N 30, p. 1-914.
60. C a s s i e R.M. Sampling and statistics. - In: A manual of methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. Oxford and Edinburg, 1971, p. 174-209.
61. D a v i e s B.R. Wind distribution of the egg of Chironomus anthracinus (Zett.) (Diptera: Chironomidae) in a shallow wind-exposed lake (Loch Leven, Kinross). - Freshwater biology, 1976, vol. 6, N 5, p. 421-424.
62. E l l i o t t J.M. Some methods for the statistical analysis of samples of the benthic invertebrates. - Scient. publication Freshwater biol. assoc., 1971, N 25. 144 p.

63. K a j a k Z. Analysis of quantitative benthic methods. - *Ecologia polska*, 1963, ser. A, vol. 11, N° 1, p. 1-55.
64. M o r i s i t a M. Measuring of the dispersion of individuals and analysis of the distributional patterns. - *Mem. Fac. Sci. Kyushu Univ.*, 1959, ser. E, vol. 2, N° 4, p. 215-235.
65. M o t h e s G. Beitrag zur Methodik der quantitativen Bearbeitung von makroskopischer Bodenfauna in stehenden Gewässern. - *Limnologica*, 1966, Bd 4, H. 2, S. 343-350.
66. W e b e r E. Grundriss der Biologischen Statistik. Jena, 1972. 706 S.

СОСТОЯНИЕ НЕРЕСТИЛИЩ ФИТОФИЛЬНЫХ РЫБ
В ВОДОЕМАХ ВЕРХНЕЙ ВОЛГИ

Рыбопродуктивность водоема в значительной степени зависит от условий воспроизводства основных видов рыб, от обеспеченности их нерестилищами. Верхневолжские водохранилища расположены в близких климатических условиях, но во многих отношениях не сходны между собой. Рыбинское водохранилище отличается прежде всего непостоянством уровня режима. Ивановское, Угличское и Шекснинское водохранилища имеют относительно стабильный уровень: ежегодное весеннее наполнение до проектной отметки или несколько выше, отсутствие или незначительная летняя сработка, максимальное снижение уровня в конце зимы перед весенним половодьем. Меньше всего колеблется уровень в Шекснинском водохранилище. Существенно отличаются эти водоемы морфометрией.

Это накладывает свой отпечаток на формирование прибрежных мелководий, развитие на них растительности, а следовательно, и на характер нерестилищ фитофильных рыб.

Ивановское водохранилище имеет высокую изрезанность береговой линии и наибольшую площадь защищенных мелководий, что способствует развитию прибрежно-водной и водной растительности [3]. Весной нерест идет повсеместно по краям сплавин, на прошлогодних растениях и корневищах манника, хвоща, рогоза, тростника; на участках менее заболоченных рыба откладывает икру на осочниках, спускающихся в воду ветках ивы и т.п.

Угличское водохранилище руслового типа. На большей протяженности его берега или лишены растительности, или она располагается очень узкой полосой. Грунт в большинстве случаев песчаный. Но и здесь имеется большое количество защищенных заливов, где растительность развита богато. Поднимается рыба для размножения и в притоки. В этом водохранилище нет недостатка нерестилищ, тем более что весной его часто наполняют с форсировкой, а заболачивается оно слабее, в чем известное преимущество по сравнению с Ивановским. В перспективе условия размножения в этом водоеме не ухудшатся, и можно считать, что в нем имеется соответствие нерестилищ и площади нагула.

Очень сильно отличается от этих двух водоемов, несмотря на сходство их уровенного режима, Шекснинское водохранилище. На нем мы остановимся несколько подробнее, так как опубликованных материалов по нерестилищам этого водоема нет. Нами они были обследованы в мае 1978 г.

Прибрежная зона Белого озера мелководна. Грунты — плотный песок, уже с глубины 50–60 см растительность повсеместно отсутствует. На меньших глубинах встречаются заросли тростника, местами вдоль берега они образуют сплошную полосу, достигающую значительной ширины. На корнях тростника и в неровностях дна прикреплен водяной мох. Прошлогодние стебли, листья и мох используются для икрометания лешом, плотвой, снетком. Условия развития икры на таких нерестилищах благоприятны: плотные грунты исключают заиление и способствуют хорошей аэрации. Наибольшие площади такого биотопа расположены к югу от истока р. Шексны (рис. 1) и тянутся вдоль юго-западного побережья озера.

Значительное нерестилище другого типа расположено к северу от истока р. Шексны (рис. 2). Это мелководье заболочено, грунт — вязкий торфянистый ил, глубины 10–30 см. В качестве субстрата рыбы используют отдельные куртины манника, осоки, рогоза. Сам берег заторфован, засорен остатками деревьев, местами вдоль него растет тростник и рогоз. Условия развития икры здесь менее благоприятны, и часть ее гибнет.

Западный берег, к югу от устья р. Ковжи, очень низкий и сильно подтоплен, преобладающие глубины 10–30 см. Большое количество мелких островков и кочек создают изоляцию мелководья. Нерест идет главным образом по краю растительности со стороны озера.

Обширные нерестилища расположены на затопленном междуречье рек Ковжи и Кемы. В настоящий момент большая часть леса в зоне затопления сведена, но под водой остались пни и другие древесные остатки. Большой торфяной массив, существовавший здесь ранее, размыт, сохранились отдельные плавучие островки, разбросанные по мелководью, края которых служат нерестилищами. Грунт вязкий, легко взмучивается.

Выше по течению р. Ковжи вдоль правого берега просматривается сплошная полоса тростника, на левобережной пойме среди пней и деревьев отдельными островками разбросана растительность. Для нереста участок благоприятен.

Северо-восточное побережье Белого озера растительностью бедно, и нерестилищ здесь мало.

Речная часть Шекснинского водохранилища имеет свои особенности. Несмотря на постоянный летний уровень и наличие защищенных мелководий, растительности в зоне затопления мало. По аналогии с Ивановским и Угличским водохранилищами, с которыми Шекснинское имеет сходный режим уровня, можно было ожидать лучшего развития прибрежно-водной растительности.



Рис. 1. Нерестилище в зарослых тростника по берегам Белого озера.



Рис. 2. Мелководье к северу от истока р. Шексны (Белое озеро).

На мелководьях этого водоема можно выделить биотопы двух типов. Первый тип – участки с плотным песчаным дном, местами чистые, но чаще засоренные еще стоящими или поваленными деревьями, бревнами, пнями и т.п. Чистое дно иногда выходит к самому берегу (рис. 3), но в особо засоренных местах вблизи него накапливается древесная крошка и жидкий торф. Рогоз, манник, осоки, если и заходят в воду, то на небольшую глубину (5–10 см), но чаще остаются вне зоны затопления. Прибитые к берегу бревна и стволы деревьев отделяют растительность от чистой воды и на отдельных участках совсем закрывают к ней подступы производителям. Такой характер имеет прибрежная зона Приплотинного и Сизьменского разливов. Субстратом для икры на Сизьменских мелководьях, площадь которых значительна, служат размытые корни деревьев и водяной мох, повсеместно прикрепленный отдельными небольшими пучками к ветвям затопленных деревьев и другим выступающим над дном предметам. В Приплотинном плесе кроме остатков затопленного леса никакого субстрата нет.

Второй тип биотопа характерен для мелководий верхней суженной части Шексны от Топорни до Крохино. Грунты здесь илистые, в большинстве случаев вязкие, во многих местах заторфованы. В заливах выше Гориз растительность расположена вдоль берега только местами и очень узкой полосой (1–3 м). Это в основном осока, рогоз, манник, иногда ива. Общая площадь таких нерестилищ мала.

Еще выше по Шексне, до самого Крохино, все мелководья сплошь покрыты пнями. Наиболее возвышенные участки заросли тростником. Другие растения до весны не сохраняются. Грунт – вязкий торфянистый ил, легко взмучивается. Условия для нереста и развития икры неблагоприятны. Встречаются заливы, отделенные от судового хода грядой островов. Растительность развита богато, но отсутствие проточности и обилие гниющих остатков ведут к заболачиванию и ухудшению режима.

Рыбинское водохранилище характеризуется непостоянством уровня режима, а в связи с этим условия отдельных лет резко отличаются друг от друга. На третьем этапе формирования водоема прибрежные мелководья на открытых участках размыты и лишены растительности [6], которая развита только в заливах [7].

Наличие растительного субстрата на защищенных мелководьях зависит от различий в высоте уровня в предшествующем и данном году [1]. В годы с низким уровнем, следующие за многоводными, в зоне затопления растительности нет совсем. Нерест происходит на остатках затопленного леса, по краям торфяных островов, но основная часть производителей идет в притоки водохранилища [5]. Имеющиеся нерестилища не обеспечивают потребности в субстрате, и значительная часть самок остается с невыметанной икрой [2].

Осушенная зона в течение лета зарастает различной наземной и земноводной растительностью, степень развития которой зависит от грунтов на данной участке. Часть ее сохраняется до весны и



Рис. 3. В Приплотинном плесе Шекснинского водохранилища.



Рис. 4. Нерестилища на торфяниках Рыбинского водохранилища.

при заливании на следующий год используется рыбой для икрометания. Если маловодные годы повторяются подряд, растительный покров на осушной зоне смыкается, в нем преобладают злаковые растения, более пригодные в качестве субстрата для икры. В отличие от осочника эта прошлогодняя растительность при затоплении остается у дна, и рыба имеет свободный доступ на любой участок мелководья и использует такие нерестилища полностью. Осока же, выпрямляясь в воде, поднимается до поверхности, и ее сплошные заросли рыбой используются только по краю [4].

В последнее время при длительном (2–3 года подряд) летовании мелководья стали зарастать ивой. Последствия этого явления пока еще оценить трудно. С одной стороны, ива укрепляет прибрежную зону и ослабляет ее размыв, на ее ветвях и размытых корнях рыбы могут откладывать икру. С другой стороны, она вытесняет осочники, представляющие собой значительно более качественный субстрат.

Очень специфичный биотоп представляют плавучие торфяные острова. Больших массивов на водохранилище 3: у Центрального мыса, у Бабинских и Святковских островов. Каждый из них представляет целый лабиринт из мелких проливов и заливов, защищенных от действия волны (рис. 4). Как правило, на такие участки в любые годы, и особенно при низком уровне, наблюдается массовый подход производителей. Недостаток такого биотопа в низкой концентрации кормового зоопланктона. Молодь здесь растет значительно хуже, чем на других мелководьях водохранилища.

Лучшие нерестилища фитофильных рыб в Рыбинском водохранилище расположены в заливах по побережью Дарвинского заповедника, в верховьях Шекснинского плеса, по левобережью нижней части Волжского плеса и на затопленных поймах притоков (рис. 5), где в любые годы происходит размножение рыб. Открытые берега Главного плеса имеют нерестовый субстрат только в многоводный год, которому предшествовали маловодные, и он вновь исчезает в течение одного сезона.

Если рассмотреть условия размножения рыб в водохранилищах Верхней Волги за длительный период, то обращает на себя внимание противоположное направление процесса формирования нерестилищ в разных водоемах. Ивановское и Угличское водохранилища прогрессивно заболачиваются, хотя и в разной степени; площади, занятые растительностью, увеличиваются, и для фитофильных видов всегда обеспечен нерестовый субстрат. Так как икра откладывается по краям сплавин, то наступление растительности на водоем не меняет характера нерестилищ. С уменьшением зеркала водоема будет неизбежно уменьшаться и протяженность береговой линии, а следовательно, и площадь нерестилищ. Однако оба процесса – сокращение акватории размножения и нагула – идут параллельно, поэтому они еще длительное время будут находиться в необходимом соответствии и не потребуются дополнительные рыбоводные мероприятия для восполнения естественного нереста.



Рис. 5. Нерестилища в р. Сутке.

Мелководья Рыбинского и Шекснинского водохранилищ, наоборот, размываются, и за счет этого постоянно сокращаются площади нерестилищ. Можно сказать, что в настоящее время они достигли своего минимального размера и относительно стабилизировались на данном уровне. Так как значительное снижение численности популяции леща Рыбинского водохранилища не привело к сколько-нибудь заметному улучшению упитанности, можно считать, что существующие площади нерестилищ вполне обеспечивают воспроизводство бентофагов в размере, соответствующем наличным кормовым ресурсам этого водоема. Непостоянство режима в Рыбинском водохранилище создает чередование лет с разными условиями, и при благоприятном сочетании факторов появляются поколения высокой численности. Рыбоводные мероприятия необходимы только в маловодные годы.

В Шекснинском водохранилище за счет постоянства уровня характер нерестилищ более стабилен, но площади их по отношению к акватории водоема явно недостаточны. В процессе естественного формирования этого водоема нельзя ожидать улучшения условий размножения. Здесь желательно проведение рыбоводных мероприятий, прежде всего постановка искусственных нерестилищ.

Все, что было сказано до сих пор, относится к водоемам, в которых после перекрытия реки плотиной и образования водохранилища шел последовательный процесс стабилизации условий. Но в дальнейшем при территориальном перераспределении стока он мо-

жет быть нарушен. После определенного периода ломки уже сложившихся отношений они начнут формироваться заново в соответствии с новым гидрологическим режимом. Необходимо предвидеть, как это отразится на популяциях аборигенных организмов. Мы здесь коснемся только одного вопроса — условий размножения фитофильных рыб.

Наиболее очевидным воздействиям могут подвергнуться Шекснинское и Рыбинское водохранилища. Варианты водного режима могут быть различны, и результат воздействия их окажется неодинаков. Если высота весенне-летнего наполнения Белого озера и верхней части Шекснинского водохранилища останется неизменной, то при пропуске большого объема воды через эти водоемы в Приплотинном плесе уровень воды придется понизить для создания необходимых уклонов водной поверхности.

В этом случае на участках с неизменным уровнем имеющиеся нерестилища, удаленные от судового хода, частично сохранятся, но условия на них могут существенно измениться. Только на нерестилищах расширенных участков — устья Ковжи и Кемы, берега Белого озера и Сизьменский разлив — эти изменения окажутся минимальными. На остальном протяжении водохранилища при проведении расчистки русла возможно повышение мутности воды, увеличение изоляции мелководий и усиление их заболачивания. Площади нерестилищ сократятся и условия на них ухудшатся.

В Приплотинном плесе в результате снижения уровня даже на 1 м нерестилищ не будет совсем. На такой глубине дно размыто в большинстве случаев до песка, и вряд ли можно ожидать быстрого формирования растительных субстратов в таких условиях, тем более что и сейчас растительности в зоне затопления здесь нет.

При снижении уровня Шекснинского водохранилища положение с нерестилищами может оказаться катастрофичным. В узких речных участках рек Ковжи и Шексны пойма полностью обнажится. Мелководья, оставшиеся под водой, будут иметь небольшие глубины, малую проточность, заторфованные или заиленные грунты. Растительность на них постепенно разовьется, но одновременно усилятся заболачивание. Даже при наличии субстрата условия развития икры на таких нерестилищах окажутся неблагоприятными. Площади расширенных плесов сильно сократятся. В междуречьи Ковжи и Кемы при меньшей глубине, чем сейчас, возможны даже повышение зарастания мелководий и за счет этого компенсация сокращения общей акватории данного нерестового района. Вероятно также некоторое усиление развития растительности при уменьшении глубины в заливах выше Горич.

В самом Белом озере при снижении уровня нерестилища исчезнут совсем на длительный период времени, так как у открытых, размытых до песка, берегов не скоро образуются заросли каких-либо растений.

Акватория мелководного Сизьменского залива сократится очень сильно. На оставшихся под водой местах сохранятся нерестилища

того же типа, что и сейчас: водяной мох на остатках затопленной древесины, которой пока еще много.

При увеличении объема пропускаемой через Рыбинское водохранилище воды увеличатся в основном скорости течения на русловых участках Шексны. В верхней части Шекснинского плеса более длительный период будет сохраняться высокое стояние уровня. За счет поступления больших количеств более холодных вод могут несколько измениться сроки размножения весенне-нерестующих видов рыб. Нерест будет начинаться позднее и продолжительность его увеличится. Это должно в основном проявиться опять-таки в верховьях Шекснинского плеса, на нерестилищах, приближенных к русловым участкам.

Следствием таких изменений явятся сокращение периода нагула молоди и уменьшение размера сеголетков. Однако ожидать каких-либо резких изменений в размножении фитофильных рыб Рыбинского водохранилища под влиянием данного фактора нет оснований. На большинстве нерестилищ, расположенных в притоках, защищенных заливах Дарвинского заповедника, Моложском и Волжском плесах, условия размножения фитофильных рыб останутся прежними. Но общий уровень урожайности может несколько снизиться за счет уменьшения различий между многочисленными и малочисленными поколениями.

Формирование прибрежной зоны верховолжских водохранилищ идет в двух направлениях: Ивановское и Угличское водохранилища прогрессивно зарастают и заболачиваются, хотя эти процессы идут в них с разной интенсивностью. Площади нерестилищ и наличие субстрата в этих водоемах вполне достаточны. В Рыбинском и Шекснинском водохранилищах происходит размыв мелководий, и развитие растительности на них ограничено. В Шекснинском водохранилище площади нерестилищ ежегодно малы, в Рыбинском они зависят от водности года.

При перераспределении стока и подаче дополнительных объемов воды из северных рек условия размножения фитофильных видов рыб в Шекснинском водохранилище могут ухудшиться.

Расчистка русла в суженных участках водоема приведет к повышению мутности воды, увеличению изоляции отдельных мелководий и их заболачиванию.

В случае снижения уровня нерестилища сохранятся только на отдельных участках расширенных плесов. По берегам Белого озера для их восстановления потребуются очень длительный период.

В Приплутинном плесе при любом варианте режима можно ожидать полное исчезновение нерестилищ.

В Рыбинском водохранилище основное влияние предполагаемых изменений будет ощущаться в верховьях Шекснинского плеса. Площади нерестилищ, удаленных от судового хода, и их качество останутся прежними.

Поступление более холодных вод в Рыбинское водохранилище может несколько отразиться на сроках икротетания весенне-нерестующих видов рыб и росте их молоди. Можно ожидать некоторого снижения темпа роста у рыб Шекснинского плеса во всех возрастных группах.

Л и т е р а т у р а

1. Белавская А.П., Кутова Т.Н. Растительность зоны временного затопления Рыбинского водохранилища. — В кн.: Растительность волжских водохранилищ. М.; Л., 1966, с. 162–189.
2. Гордеев Н.А., Ильина Л.К. Особенности естественного воспроизводства популяций рыб в водохранилищах Волжско-Камского каскада. — В кн.: Теоретические аспекты рыбохозяйственного использования водохранилищ. Л., 1978, с. 8–21.
3. И в а н ь к о в с к о е в о д о х р а н и л и щ е. Л., 1978, 304 с.
4. И л ь и н а Л.К., Г о р д е е в Н.А. Динамика условий размножения фитофильных рыб на разных этапах формирования водохранилища. — *Вопр. ихтиол.*, 1970, т. 10, вып. 3 (62), с. 406–410.
5. И л ь и н а Л.К., Г о р д е е в Н.А., С т р и ж н и - к о в а Л.Н. Роль притоков Рыбинского водохранилища в размножении фитофильных рыб и особенности нерестилищ в маловодные годы. — В кн.: Фауна беспозвоночных и условия воспроизводства рыб в прибрежной зоне Верхневолжских водохранилищ. Рыбинск, 1978, с. 124–135.
6. К у р д и н В.П. Особенности формирования и распределения донных отложений мелководий Рыбинского водохранилища. — В кн.: Гидробиологический режим прибрежных мелководий верхневолжских водохранилищ. Ярославль, 1976, с. 23–41.
7. Р ы б и н с к о е в о д о х р а н и л и щ е и е г о ж и з н ь. Л., 1972, 364 с.

БАЛАНСЫ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ
В ИВАНЬКОВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

В последнее время многими исследователями высказывается мнение об интенсивно развивающемся антропогенном евтрофировании Иваньковского водохранилища [14]. Вопрос о масштабах и причинах этого процесса остается дискуссионным, поскольку общепризнанный специфичный критерий, позволяющий отличить антропогенное евтрофирование от естественного, — скорость развития евтрофирования — может быть получен только в результате длительных наблюдений за изменением показателей этого явления [23]. Известно, что неизбежным следствием антропогенного евтрофирования водоемов является сдвиг баланса органических и биогенных веществ в положительную сторону и накопление их в водоеме. В связи с этим представляет интерес исследование баланса биогенных элементов в водохранилище, оценка отдельных источников поступления биогенов и аккумуляции их в водоеме. На основе имеющихся по Иваньковскому водохранилищу материалов составлены средние многолетние балансы органического углерода, общего азота и фосфора за период существования водоема. Отсутствие фактического материала для оценки некоторых балансовых компонентов заставило прибегнуть к ряду допущений и аналогий, поэтому представленные балансы следует рассматривать как ориентировочные.

Б а л а н с о р г а н и ч е с к о г о у г л е р о д а .

Поступление $C_{орг}$ с речным стоком рассчитано по среднему многолетнему (1948–1972 гг.) стоку воды с учетом его внутри-годового распределения [4] и средним сезонным величинам перманганатной окисляемости речных вод [14]. Средние сезонные величины перманганатной окисляемости рассчитаны как средневзвешенные по стоку Волги и Тверцы, дающих соответственно 57 и 25% речного стока. Отношение кислорода перманганатной окисляемости к $C_{орг}$ принято равным 1 [25].

Т а б л и ц а 1

Среднее многолетнее поступление органического углерода
в водохранилище с речным стоком

Показатель	Весна	Лето	Осень	Зима	Год
Водный сток, км ³	4,6	1,5	1,5	1,4	9
Перманганатная окисляемость Волги, мг О/л	14,8	12,1	7,8	3,0	11,3
Перманганатная окисляемость Тверцы, мг О/л	20,6	20,6	17,4	20,8	20,1
Средневзвешенная перманганатная окисляемость, мг О/л	16,5	14,7	10,7	8,4	14,0
Сток $C_{орг}$ в водохранилище, тыс. т	75,9	22,2	16,0	11,8	125,9

Средний годовой сток $C_{орг}$ в водохранилище равен 126 тыс. т (табл. 1). Содержание $C_{орг}$ в дождевых водах в бассейне Верхней Волги составляет в среднем 2,5 мг/л, в снеговых — 3 мг/л [26]. При среднем годовом объеме атмосферных осадков на поверхность водохранилища $195 \cdot 10^6$ м³, из которых 2/3 приходится на теплую часть года [4], поступление $C_{орг}$ из этого источника весьма незначительно — 0,5 тыс. т.

При расчетах поступления биогенов со сточными водами г. Калинин принято, что в первые два десятилетия существования водоема расход сточных вод был в 2 раза меньше наблюдаемого в настоящее время. По данным гидрохимической лаборатории ИБВВ АН СССР, бихроматная окисляемость сточных вод колеблется от 35 до 100 мг О/л и равна в среднем 65 мг О/л, что соответствует 24 г $C_{орг}$ /м³. Поступление $C_{орг}$ со сточными водами в водохранилище составляет в среднем за многолетие 1,2 тыс. т в год.

Поступление грунтообразующего материала за счет размыва мелководий равно 450 тыс. т в год [12]. Содержание $C_{орг}$ в горизонте 0–20 см затопленных дерново-подзолистых супесчаных почв составляет в среднем 0,8% [27], в илистом песке мелководий — 0,6%. Приняв среднюю концентрацию $C_{орг}$ в продуктах абразии равной 0,7%, получим поступление его из этого источника — 3,2 тыс. т в год.

Для оценки образования автохтонного органического вещества и деструкции его в водоеме использованы результаты опубликованных гидробиологических исследований [14]. Продукция фитопланктона определялась в водохранилище в 1958, 1970 и 1973 гг. и в среднем за эти 3 года равнялась 2,5 г О₂ под 1 м² в сутки, или 0,94 г C м⁻²·сутки⁻¹, что в пересчете на весь водоем дает 55 тыс. т $C_{орг}$ в год. Продукция высшей водной рас-

Т а б л и ц а 2

Многолетний сток органического углерода через
Иваньковский гидроузел

Показатель	Весна	Лето	Осень	Зима	Год
Водный сток через гидросооружения, км ³	3.8	1.7	1.5	2.0	9.0
Перманганатная окисляемость в Приплотинном плесе, мг О ₂ /л	16.5	16.3	12.6	8.4	14.0
Сток С _{орг} через гидросооружения, тыс. т	62.7	27.7	19.5	16.8	126.7

тельности определена в 1957 и 1973 гг. Средняя за 2 года величина продукции равна 39.4 тыс. т органического вещества, или около 20 тыс. т С_{орг}.

Детальные определения бактериальной продукции проводились на водохранилище в 1973 и 1974 гг. Средняя за 2 года бактериальная продукция, вычисленная на основе этих наблюдений, составляет 62 мкг С · л⁻¹ · сутки⁻¹, или 12.4 тыс. т С_{орг} в год. Принимая, что бактериальная ассимиляция СО₂ составляет 6% от продукции [22], получаем, что поступление С_{орг} из этого источника равно 0.7 тыс. т.

Сброс С_{орг} через гидроузел, рассчитанный по средним многолетним сезонным величинам стока через ГЭС, водозабора в канал и перманганатной окисляемости воды в приплотинной части водоема, равен 127 тыс. т С_{орг} (табл. 2). Деструкция органического вещества в воде водохранилища в среднем за 2 года наблюдений (1973, 1974 гг.) равна 0.75 мг О₂/л в сутки, что в пересчете на углерод и на весь объем водохранилища за сезон дает 56.5 тыс. т С_{орг}. Для расчета деструкции органического вещества в иловых отложениях использована ее средняя за вегетационный сезон величина — 320 мг С/м² в сутки, полученная в течение 3 лет наблюдений на Рыбинском водохранилище [15, 21]. По единичным определениям, проведенным А.Н. Дзюбаном в мае и октябре 1975 г., деструкция органического вещества в иловых отложениях Иваньковского водохранилища характеризовалась величинами, близкими к наблюдавшимся на Рыбинском водохранилище. Общая величина деструкции органического вещества в иловых отложениях с учетом площади их распространения оценена в 9.5 тыс. т С_{орг} за сезон.

Годовым изменением запаса С_{орг}, как и других биогенов, в водной массе в среднем за многолетние можно пренебречь, так как объем водохранилища к концу года практически не отличается от наблюдающегося в начале года, а многолетняя амплитуда зимних концентраций биогенов невелика.

Конечный этап превращения органического углерода и других биогенных элементов в водоеме — аккумуляция в донных отложениях, представляющая важную расходную статью баланса. В зависимости от соотношения скоростей процессов накопления отложений и регенерации биогенов в них биогенные элементы, поступающие на дно, выходят из биотического круговорота или многократно участвуют в нем, поддерживая достигнутый уровень трофии. Скорость аккумуляции биогенов в отложениях является, следовательно, важным фактором биотического круговорота. Это обстоятельство нашло отражение в предложенной Фолленвайдером [37] модели бюджета биогенов, в которой содержится коэффициент седиментации, представляющий собой долю от массы биогенов в водоеме, оседающую на дно. Несмотря на наличие огромного количества исследований содержания биогенов в отложениях, непосредственные определения запаса их и скорости накопления очень малочисленны. Основные затруднения при определении этих показателей связаны прежде всего с необходимостью датировки отложений для расчета их количества, накапливающегося за определенное время. Трудность непосредственного определения аккумуляции биогенных элементов в отложениях привела к разработке балансового метода ее оценки по разности между приходом и расходом элемента, отнесенной к суммарному его приходу [32]. Этот коэффициент получил название коэффициента удержания элементов в водоеме. Усилия исследователей были направлены на поиски связей между коэффициентом удержания биогенного элемента (главным образом фосфора как основного стимулятора евтрофирования) и другими характеристиками водоема. Предложено несколько эмпирических зависимостей коэффициента удержания фосфора от воднобалансовых характеристик водоема — водной нагрузки на зеркало, коэффициента водообмена [33, 34]. Однако эти зависимости, как указывают авторы, могут быть применимы для малопродуктивных водоемов. Повышение уровня продуцирования ведет к возрастанию роли внутреннего источника фосфора и тем самым нарушает зависимость между коэффициентом его удержания и другими характеристиками озерной системы. Кроме того, и в малопродуктивных водоемах удержание элемента, определенное балансовым методом, будет равно накоплению в отложениях при условии, что запас элемента в воде в начале и конце расчетного периода постоянен или изменение его ничтожно мало по сравнению с количеством, аккумулированным в отложениях. Возможные ошибки балансовых расчетов и неучет тех или иных статей баланса могут привести к значительным просчетам в определении величины аккумуляции. Исходя из изложенного, мы отказались от оценки величины аккумуляции биогенов в отложениях по разности сумм приходных и расходных статей и пошли по пути составления „замкнутого“ баланса с непосредственным определением величины аккумуляции биогенов. Наличие в водохранилищах маркирующего слоя в виде первичного грунта позволяет определить количество отложений, накопившихся за время существования водое-

Т а б л и ц а 3

Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях
водохранилища за 1937-1976 гг.

Участок	Вес от- ложе- ний, тыс.т	Средняя кон- центрация, %			Аккумуляция за период, тыс. т			Среднее годо- вое накопление, тыс. т		
		C _{орг}	N	P	C _{орг}	N	P	C _{орг}	N	P
Иваньковс- кий плес	8064	2.8	0.28	0.09	223	22.3	7.63	5.6	0.56	0.191
Волжский плес до устья Шоши	2423	2.7	0.23	0.10	65	5.7	2.52	1.6	0.14	0.063
Шошинский плес	7131	1.4	0.16	0.05	101	11.6	3.41	2.5	0.29	0.085
Волжский плес выше устья Шоши	3933	0.7	0.09	0.04	27	3.5	1.73	0.7	0.09	0.043
По всему водохрани- лищу	21551	1.9	0.20	0.07	416	43.2	15.3	10.4	1.08	0.382

ма. Зная содержание и распределение биогенов во вторичных отложениях, можно рассчитать их запас и среднюю годовую скорость накопления. Такой расчет был сделан по материалам грунтовой съемки водохранилища, проведенной в 1975-1976 гг. Во время съемки мощность отложений измерена на 200 станциях, пробы грунта отобраны на 50 станциях. Определение биогенов в отложениях проводилось послойно через каждые 10 см колонки. Углерод общий и карбонатный, общий азот и фосфор определены в 170 пробах, в каждой пробе не менее чем в 3 повторностях. Методика расчета изложена ранее [11]. Общий запас органического углерода в донных отложениях водохранилища оценен в 416 тыс.т, а средняя за период существования скорость аккумуляции - 10 тыс. т C_{орг} в год (табл. 3). Сопоставление полученной величины с общим приходом органического углерода в водоем (табл. 4) показывает, что она составляет лишь около 5% суммарного прихода. Основная масса органического вещества сбрасывается через гидроузлы и минерализуется в самом водоеме. Интенсивность аккумуляции органического вещества в донных отложениях Иваньковского водохранилища ниже, чем в водоемах, характеризующихся таким же или более высоким трофическим уровнем, но меньшей водообменностью (табл. 5).

Т а б л и ц а 4

Средний годовой баланс органического углерода
в водохранилище

Приход	тыс. т $C_{орг}$	Расход	тыс. т $C_{орг}$
С речным стоком	126	Сброс через гидроузел	127
Со сточными водами	1	Деструкция в воде	56
г. Калинина		Деструкция в донных отложениях	10
С продуктами абразии	3	Аккумуляция в донных отложениях	10
лужа	55		
Продукция фитопланктона			
Продукция высшей вод-	20		
ной растительности			
Бактериальная ассими-	1		
ляция углекислоты			
Итого:	206		203
Невязка баланса +3			

Т а б л и ц а 5

Аккумуляция $C_{орг}$ в донных отложениях водоемов

Водоем	Сред- няя глуби- на, м	Коеф- фициент водо- обмена, год ⁻¹	Первичная продукция, за год, г C/M^2	Аккумуля- ция в дон- ных отло- жениях, % от общего прихода $C_{орг}$	Литера- турный источ- ник
Иваньковское во- дохранилище, р. Волга	3,4	8	230	5	[14]
Веселовское во- дохранилище, р. Зап. Маныч	4,6	0,4	320	19	[5]
Цимлянское во- дохранилище, р. Дон	8,2	1,0	300	23	[6]
Оз. Лаврентия, США (штат Мичиган)	5,9	1,6	193	8	[38]
Оз. Мирор, США (штат Нью Гемп- шир)	5,7	0,7	54	11	[35]

Т а б л и ц а 6

Поступление в водохранилище общего азота с речным стоком

Показатель	Весна	Лето	Осень	Зима	Год
Водный сток, км ³	4,6	1,5	1,5	1,4	9,0
Содержание N в воде Волги, мг/л	0,91	0,90	0,52	1,10	0,87
Содержание N в воде Тверцы, мг/л	1,05	1,18	0,95	1,40	1,11
Среднее содержание N в речном стоке, мг/л	0,95	0,98	0,53	1,19	0,92
Сток N в водохранилище, тыс. т	4,37	1,47	0,80	1,67	8,31

Б а л а н с о б щ е г о а з о т а

Поступление азота с речным стоком рассчитано по средним сезонным величинам речного стока и средним сезонным концентрациям общего азота в речных водах [14]. Оно составляет 8,3 тыс. т в год (табл. 6). С атмосферными осадками поступает на поверхность водоема около 0,4 г N/м² [30], или около 0,1 тыс. т N в год.

Средняя многолетняя концентрация общего азота в сточных водах г. Калинин, по многолетним данным лаборатории гидрохимии ИБВВ АН СССР, равна 38 мг/л, поступление общего азота со сточными водами в среднем за период существования водоема — около 2 тыс. т в год.

Содержание общего азота в продуктах абразии ложа принято равным 0,15% (среднее содержание общего азота в илистом песке мелководий 0,05%, в подзолистых почвах — 0,2–0,3%). Общее поступление азота с продуктами абразии составляет за год 0,7 тыс. т.

По экспериментальным исследованиям, иловые отложения Иваньковского водохранилища выделяют в среднем за сутки 17 мг N/м² [29]. В Рыбинском водохранилище в среднем за год серые песчаные и серые илы выделяют в воду 13 мг N/м² в сутки [28]. Эта величина использована в расчетах как более обоснованная, поскольку получена на основании многочисленных определений непосредственно в водоеме на разных глубинах и в различные сезоны. При такой интенсивности выделения соединений N и площади илистых отложений 164 км² (около 50% площади дна) поступление азота в воду за год составит 0,8 тыс. т.

Количественные показатели азотфиксации имеются только для Рыбинского водохранилища. В этом водоеме она равна 0,5 г N/м² в воде и 0,4 г N/м² в донных отложениях за сезон [19].

Т а б л и ц а 7

Сток общего азота через Ивановский гидроузел

Показатель	Весна	Лето	Осень	Зима	Год
Водный сток через гидроузел, км ³	3,8	1,7	1,5	2,0	9,0
Концентрация N в Приплетинном плесе, мг/л	1,30	1,34	1,00	2,18	1,46
Сток N через гидроузел, тыс. т	4,9	2,2	1,6	4,4	13,1

Т а б л и ц а 8

Средний годовой баланс общего азота в водохранилище

Приход	тыс. т	Расход	тыс. т
С речным стоком	8,3	Сток через гидроузел	13,1
С атмосферными осадками	0,1	Аккумуляция в донных отложениях	1,1
Со сточными водами	1,9		
С продуктами абразии ложа	0,7		
Выделение из донных отложений	0,8		
Азотфиксация в воде и донных отложениях	0,3		
Итого:	12,1		14,2
Невязка баланса -2,1			

Обеспеченность Ивановского водохранилища соединениями азота выше, чем Рыбинского. В литературе имеются сведения, что интенсивность азотфиксации увеличивается с уменьшением концентрации N в водоеме [36]. Можно полагать, что в Ивановском водохранилище интенсивность процесса азотфиксации не превышает наблюдающуюся в Рыбинском. Используя для расчета азотфиксации в Ивановском водохранилище ее показатели, наблюдавшиеся на Рыбинском водохранилище, получим общее количество атмосферного N, фиксируемого в водной толще, - 164 т, в донных отложениях - 132 т, всего - 0,3 тыс. т N за сезон.

В расходную часть баланса азота входят сброс через гидроузел, составляющий 13,1 тыс. т (табл. 7), и аккумуляция в донных от-

Т а б л и ц а 9

Поступление общего фосфора в водохранилище
с речным стоком

Показатель	Весна	Лето	Осень	Зима	Год
Водный сток, км ³	4,6	1,5	1,5	1,4	9,0
Концентрация Р в Волге, мкг/л	124	58	26	33	82
Концентрация Р в Тверце, мкг/л	87	67	50	99	79
Средневзвешенная концентрация Р в речном стоке, мкг/л	112	61	38	53	92
Сток Р в водохранилище, т	516	92	57	74	739

ложениях – 1,1 тыс. т (табл. 3). Невязка баланса составляет 2,1 тыс. т (табл. 8), или около 16% от уравненного баланса. Она обусловлена, возможно, ошибками в определении средних концентраций N в весенний период. Большая часть соединений N, поступающих в водоем, сбрасывается через гидроузел. Аккумуляция N в донных отложениях составляет около 10% от суммы приходных статей, т.е., как и по отношению к $C_{орг}$, водохранилище работает как аккумулирующая система, но размеры аккумуляции невелики.

Б а л а н с о б щ е г о ф о с ф о р а

При расчетах поступления общего Р в водохранилище с речным стоком использованы средние сезонные концентрации его в речных водах [14]. Однако приведенные в указанной монографии средние весенние концентрации Р получены на основании измерений, проведенных в мае, тогда как большая часть стока взвешенного Р, составляющего в этот период до 80% от общего, проходит в апреле. По измерениям в апреле 1972 г. содержание взвешенного Р во время прохождения пика половодья превышало 300 мкг Р/л, а средняя апрельская концентрация его равнялась 120 мкг/л [13]. На основании этих данных рассчитана средняя апрельская концентрация Р общего в воде Волги при допущении, что Р взвешенный составляет 80% от общего. Весенний сток, полученный как сумма стока за апрель и май, равен 516 т, годовой сток Р общего – 739 т (табл. 9).

Среднее многолетнее поступление Р со сточными водами при средней концентрации его в сточных водах 2,7 мг/л [14] составляет 136 т.

Т а б л и ц а 10

Сток общего фосфора через Ивановковский гидроузел

Показатель	Весна	Лето	Осень	Зима	Год
Водный сток через гидроузел, км ³	3.8	1.7	1.5	2.0	9.0
Концентрация Р в Приплотинном плесе, мкг/л	98	87	70	72	86
Сток Р через гидроузел, т	374	144	108	145	771

По данным опытов в статических условиях, переход фосфатов из донных отложений Ивановковского водохранилища в воду составляет 0.6 мг Р на м² в сутки [29], что с учетом площади илов дает 35 т в год.

Концентрация Р в продуктах абразии ложа равна 0.04% (концентрация Р в подзолистых почвах – 0.05%, в илстом песке мелководий – 0.03%). Общее количество фосфора, поступающее в воду из этого источника, равно 180 т.

Сброс фосфора через Ивановский гидроузел весной рассчитывался, как и его поступление, отдельно для апреля и мая. Апрельские концентрации Р общего в стоке из водохранилища приняты по наблюдениям 1972 г., для остального времени использованы средние сезонные концентрации, приводимые в монографии „Ивановское водохранилище и его жизнь” [14]. Общий годовой сброс Р из водоема составляет 771 т (табл. 10).

Аккумуляция Р в донных отложениях равна 382 т/год (табл. 3), или около 35% от суммы приходных статей баланса (табл. 11). Интересно сопоставить полученную оценку аккумуляции в донных отложениях с величиной ее в других водоемах. В работе американских ученых Ларсена и Мерсье [34] приводятся коэффициенты удержания фосфора в 73 водоемах, различающихся по морфометрическим характеристикам, трофическому статусу, концентрации фосфора в питающих водотоках и удельной нагрузке этого элемента на водоем. Как уже говорилось, коэффициент этот определяется по балансу:

$$R_p = \frac{\sum P_n - \sum P_p}{\sum P_n},$$

где P_n – количество фосфора, поступающего в водоем с речным стоком и сточными водами, P_p – количество фосфора, сбрасываемого из водоема со стоком. Если приход и расход определены без больших ошибок, а значительные внутренние источники фосфора отсутствуют, коэффициент удержания характеризует интенсивность аккумуляции фосфора в отложениях. Насколько эти условия соблюдены в каждом конкретном случае, судить трудно. Тем не менее

Т а б л и ц а 11

Средний годовой баланс общего фосфора в водохранилище

Приход	тР	Расход	тР
С речным стоком	739	Сброс через гидроузел	771
Со сточными водами	136	Аккумуляция в дон- ных отложениях	382
Выделение из донных отложений	35		
С продуктами абразии пожа	180		
Итого :	1090		1153
Невязка баланса -63			

Т а б л и ц а 12

Характеристики водоемов и коэффициент удержания фосфора*

Водоем	Сред- няя глу- бина, м	Коэф- фици- ент водо- обме- на, год ⁻¹	Кон- цент- рация Р _{общ} в при- токе, мкг/л	Нагруз- ка Р на во- доем, г·м ⁻² · год ⁻¹	Тро- фичес- кий ста- тус**	Коэф- фициент удер- жания, % от прихо- да
Иваньковское во- дохранилище	3.4	8	97	3.3	Е	35
Озера:						
Бич	9.8	22.7	8	1.7	-	7
Камерон 1971 г.	7.1	13.8	17	1.7	О	38
1972 г.		18.9	16	2.2	О	30
Бэй	4.3	14.7	9	-	О	19
Кэри Фолз	5.4	9.6	14	-	О	28
Матавамкег	3.7	8.7	20	-	М	31
Норвикен	5.4	1.8	425	4.0	Е	49
Эри	18.0	0.4	150	1.1	М-Е	90
Онтарио	84	0.15	50	0.6	М	78
Тахо	303	0.001	100	0.04	О	93

* Иваньковское водохранилище характеризуется по нашим дан-
ным, сведения о других водоемах заимствованы из работы Ларсе-
на и Мерсье [34].

** Обозначения трофического статуса: О - олиготрофный, Е -
евтрофный, М - мезотрофный.

имеет смысл сопоставить полученные нами величины аккумуляции фосфора хотя бы с такими приближенными показателями. Для сравнения выбраны водоемы, характеризующиеся сходным с Ивановским водохранилищем водообменом, и несколько озер, факт евтрофирования которых доказан многолетними наблюдениями (табл. 12). Сравнение показывает, что полученная нами величина аккумуляции общего Р в донных отложениях не противоречит имеющимся оценкам для водоемов с небольшой средней глубиной и интенсивным водообменом. В больших евтрофируемых озерах коэффициент аккумуляции фосфора, как правило, значительно выше. Несомненно водообмен не является единственным фактором, определяющим скорость аккумуляции. По-видимому, немаловажную роль должно играть соотношение различных форм фосфора, поступающих в водоем. Малочисленность имеющихся сведений не позволяет характеризовать связи между скоростью аккумуляции Р в донных отложениях и другими лимнологическими параметрами.

Обсуждение результатов

Несмотря на приближенность всех расчетов, ряд условностей и допущений, возможные ошибки некоторых балансовых составляющих могут быть оценены. При точности определения нормы водного стока 6%, среднего содержания биогенов в воде 10–15% точность расчета поступления биогенов с речным стоком и сброса их через гидроузел составляет около 15%. Ошибка аккумуляции элементов в отложениях определяется ошибкой величины осадконакопления, оцениваемой в 10% [12], и ошибкой определения средней концентрации элемента в отложениях, которая колеблется для разных глубин в пределах 10–30%. Суммарная ошибка произведения (вес отложений \times концентрация элемента) – 20%. Оценка ошибок основных статей показывает, что имеющиеся невязки балансов не превосходят возможных ошибок. Это обстоятельство, а также „замкнутость“ составленных балансов позволяют надеяться, что они верно отражают соотношение процессов, происходящих в водоеме.

Основным источником поступления всех рассматриваемых биогенов является речной сток, дающий 60% прихода $C_{орг}$ и около 70% прихода общего азота и фосфора. Азот, поступающий в водохранилище со сточными водами, составляет 16%, фосфор – 12% от суммы прихода этих элементов. Такая добавка находится в пределах многолетних колебаний поступления биогенов с речным стоком, концентрация азота в котором колеблется в 1,5 раза, фосфора – в 2 раза [3]. Полученная средняя многолетняя оценка роли сточных вод в балансе азота весьма близка к результатам расчетов А.Б. Авакяна с соавторами [1], относящимся к 1975 г. По-видимому, введение в строй очистных сооружений в г. Калинин и снижение концентраций N в сточных водах компенсировали в какой-то мере возрастание объема сточных вод. Концентрация

фосфора в сточных водах практически не изменялась в последние годы, поэтому можно полагать, что в настоящее время роль фосфора сточных вод в фосфорном балансе водоема несколько выше полученной нами для многолетнего периода и достигает 20%. Другими исследователями эта величина оценивается в 26–30% [3, 9]. Расхождение в оценках объясняется, на наш взгляд, занижением общего прихода фосфора в результате недоучета стока взвешенного фосфора в начальную фазу половодья и поступления фосфора в водную массу с абразионным материалом. Поступление органического углерода со сточными водами невелико. Роль автохтонного органического вещества, продуцируемого фитопланктоном и высшей водной растительностью, в Иваньковском водохранилище значительно выше, чем в Рыбинском. Соотношение алло- и автохтонного C_{org} в Иваньковском водохранилище в среднем равно 1,7:1 (табл. 4). В маловодном 1972 г. это отношение снизилось до 1:1 [10]. В Рыбинском водохранилище оно равно 3:1 [24];

Поступление биогенов в водную массу за счет выделения из донных отложений составляет незначительную долю годового прихода (для N – 7%, для P – 3%). Однако в вегетационный сезон, когда поступление биогенов с речным стоком не превышает 20–27% годового, роль этого источника в биотическом круговороте возрастает, особенно если учесть, что биогены поступают в водную массу в доступной для автотрофных организмов форме. Количество азота, выделяющегося из донных отложений, весьма близко к аккумуляруемому в них. Такой же результат получен при исследовании донных отложений Рыбинского водохранилища [28]. Соотношение аккумуляции и деструкции органического углерода в донных отложениях также равно 1:1. Это дает основание полагать, что минерализации подвергается около половины органического вещества, поступающего на дно. Фосфор в отложениях накапливается в значительной степени за счет седиментации плохо растворимого апатитного фосфора, широко распространенного на земной поверхности и поступающего в водоем с продуктами эрозии водосбора и абразии ложа. Отсутствие сведений о содержании различных форм фосфора в донных отложениях не позволяет оценить роль процесса минерализации органического вещества осадков в регенерации фосфора.

Сброс биогенов через гидроузел составляет 60–90% расходной части баланса. Интенсивный водообмен, обуславливающий сброс большей части органических и биогенных веществ из водохранилища, в сочетании с высокими скоростями деструкции органического вещества определяют низкие темпы аккумуляции C, N и P в донных отложениях, равные соответственно 5, 10 и 35% от их годового прихода. Столь заметное различие в интенсивности аккумуляции основных биогенов в отложениях обусловлено, по-видимому, особенностями химической природы элементов, определяющей формы их миграции в ландшафте. В общем количестве органического углерода, поступающего в водохранилище с волжским стоком, взвешенный органический углерод составляет около 20%, на долю взве-

шенного азота приходится около 30%, а на долю взвешенного фосфора около 80% от общего его количества. Кроме того, большая часть взвешенного азота входит в состав органического вещества. Более половины взвешенного фосфора в период половодья входит в состав минеральных, плохо растворимых соединений [2]. Эти обстоятельства не могут не влиять на судьбу элементов в водоеме, в частности на интенсивность их аккумуляции.

Полученные величины аккумуляции биогенов в отложениях являются средними многолетними. В связи с тем, что вертикальное распределение биогенов в отложениях характеризуется, как правило, повышенной их концентрацией в поверхностном горизонте, может возникнуть предположение, что в настоящее время интенсивность аккумуляции биогенов возрастает. Однако из годовых балансов следует, что около половины органического углерода и азота и 10% общего фосфора, поступивших на дно за год, уходят в водную массу. Очевидно, что в результате регенерации биогенов происходит снижение их концентрации в поверхностном горизонте по мере погребения его последующим слоем. Была сделана попытка определить тесноту связи между концентрацией биогенов в поверхностном двухсантиметровом слое отложений и возрастом этого слоя. Возраст слоя определялся по средней скорости осадконакопления на каждой станции. Если в последние годы происходит увеличение накопления органического вещества в отложениях вследствие повышения уровня продукционных процессов, то между концентрацией элементов и возрастом слоя должна существовать тесная связь. Вместе с тем необходимо учесть, что содержание органического вещества в поверхностном слое отложений зависит не только от возраста, но и от условий седиментации в данном месте: отложения глубоководных участков богаче органическим веществом, чем отложения того же возраста мелководных участков благодаря меньшей гидродинамической активности водной массы и более благоприятным условиям седиментации легких органических частиц. Исходя из этого, вычислялись частные коэффициенты корреляции между концентрацией элементов (C, N, P) и возрастом поверхностного слоя (t) при постоянной глубине водоема (h). Коэффициенты имеют следующие значения: $r_{Ct(h)} = -0.35$, $r_{Nt(h)} = -0.35$, $r_{Pt(h)} = -0.18$. Полученные величины коэффициентов показывают, что зависимость между содержанием углерода и азота и возрастом слоя сомнительна, а между концентрацией фосфора и возрастом слоя отсутствует.

Таким образом, при современном состоянии водоема заметного увеличения темпов аккумуляции биогенов в донных отложениях не происходит. Это свидетельствует об отсутствии заметного сдвига в положительную сторону в балансе биогенов в последнее время, а следовательно, и об отсутствии интенсивного антропогенного евтрофирования. Заключение об интенсивно развивающемся в последнее десятилетие антропогенном евтрофировании водоема основано на наличии некоторых изменений биологических параметров: повышении продукции фитопланктона и высшей водной растительности,

изменении видового состава фитопланктона, объясняемых усилением биогенной нагрузки на водоем в результате деятельности человека. Однако анализ материалов многолетних гидрохимических исследований показывает, что увеличение биогенной нагрузки на водоем в последние годы не выходит за пределы естественных колебаний стока биогенов, обусловленных нерегулируемыми природными факторами. В последнее десятилетие не отмечается достоверного увеличения содержания общего Р и N в водах весеннего половодья, которые являются основным источником биогенных элементов. При заметных колебаниях по годам (для Р в 2 раза, для N в 1,5 раза) среднее для водохранилища содержание азота и фосфора было в 1974 г. таким же, как и в 1968 г. Объем сточных вод г. Калинина за период 1964–1974 гг. практически не изменился, соответственно не изменился и сток валового фосфора, а поступление азота снизилось примерно на 1/3 после ввода в строй очистных сооружений [3, 14].

К важнейшим источникам поступления биогенов в водохранилища относится обычно сток их с сельскохозяйственных угодий, который выделяется иногда наряду с речным стоком в отдельную статью баланса биогенов. Так предлагается, например, в работах А.И. Денисовой [7, 8], претендующих на методическое значение. Это справедливо в том случае, когда поверхностный сток непосредственно в водоем соизмерим со стоком питающей реки. На водосборах крупных водохранилищ основная масса стока с сельскохозяйственных угодий поступает в реки и, следовательно, влияние этого фактора должно проявиться в увеличении концентрации биогенов в речном стоке. Межприточная площадь, т.е. водосборы малых рек и ручьев, впадающих непосредственно в водохранилище, и прибрежная полоса, поверхностный сток с которой поступает в водоем, составляет очень небольшой процент от общей площади водосбора. Для Ивановского водохранилища она равна 3% площади водосбора. По оценкам С.М. Драчева и др. [9], вынос N общего и Р общего с площади сельскохозяйственных угодий в среднем для Верхневолжского водосбора составляет соответственно 2,5 кг N/га и 0,13 кг Р/га. Эти величины значительно уступают наблюдавшимся в районах интенсивного земледелия, в которых экспорт Р общего составляет около 0,5 кг Р/га в год [31]. Кроме того, сельскохозяйственные угодья в бассейне водохранилища составляют только 30% площади, из которых пашня занимает всего 40%. Этими обстоятельствами, по-видимому, и объясняется отсутствие заметных изменений в содержании биогенных элементов в поверхностном стоке, несмотря на тенденцию к интенсификации сельскохозяйственного производства. Непосредственный смыл биогенов с прибрежной полосы, если принять, что вся она занята сельскохозяйственными угодьями, составит ежегодно 300 т N и 16 т Р. При отсутствии водообмена это поступление увеличивало бы годовую концентрацию азота на 0,3 мг/л, фосфора – на 1,6 мкг/л, т.е. в

Характеристика водоемов различного трофического уровня

Водоемы	Первичная продукция, г С/м ² в сутки	Общий органический С, мг/л	Хлорофилл "а", мг/м ³	Литературный источник
Мезотрофные	0,25-1,0	1-5	2-15	[35]
Евтрофные	0,6-8,0	5-30	10-500	[35]
Иваньковское водохранилище				
1958 г.	0,9	11-22	-	[14]
1970 г.	0,9	16-20	13	
1973 г.	1,3	13-15	32	

пределах многолетних изменений средних концентраций. Если же учесть, что весной, когда осуществляется основной смыв с полей, объем водохранилища обновляется примерно 5 раз, то указанные изменения концентрации за счет этого фактора уменьшатся до величин, находящихся на уровне точности определений. Поступление биогенов за счет рекреационного использования водохранилища весьма невелико по сравнению с их поступлением с речным стоком.

Каковы изменения показателей продуктивности экосистемы водохранилища? Продукция фитопланктона в 1958 и 1970 гг. была одинакова - $2,4 \text{ г } \text{O}_2 \text{ м}^{-2} \cdot \text{сутки}^{-1}$ (или около $1 \text{ г } \text{C} \text{ м}^{-2} \cdot \text{сутки}^{-1}$), а в 1973 г. увеличилась до $3,4 \text{ г } \text{O}_2 \text{ м}^{-2} \cdot \text{сутки}^{-1}$ ($1,3 \text{ г } \text{C} \text{ м}^{-2} \cdot \text{сутки}^{-1}$), т.е. возросла примерно в 1,5 раза. Содержание хлорофилла *а* в 1973 г. было в 2,4, а в 1974 г. в 2 раза больше, чем в 1970 г. [14]. Эти цифры не дают оснований для заключения о повышении продуктивности водохранилища. Опыт исследований на Рыбинском водохранилище, по которому имеется 15-летний ряд наблюдений над первичной продукцией, свидетельствует о значительных годовых колебаниях продукции водоемов, обусловленных как гидрометеорологическими особенностями отдельных лет, так, возможно, и внутривидовыми механизмами. Максимальная годовая продукция фитопланктона этого водоема в 6 раз превышала минимальную [15-20, 24]. При этом были случаи, когда в течение 2 лет подряд продукция удерживалась на максимальном уровне (1972, 1973 гг.), затем вновь следовал спад до величин, меньших среднего значения.

Продукция высшей водной растительности в Иваньковском водохранилище возросла за период с 1957 по 1973 г. в 2 раза при практически неизменной площади зарослей. Увеличение произошло в результате эндогенной сукцессии, в ходе которой низкопродуктивные фитоценозы конкурентно-нестойкой растительности сменились более продуктивными, т.е. происходит естественный процесс зарас-

тания водоема замедленного стока, при этом определяющую роль играют внутриводоемные факторы [14].

В формировании трофических свойств водохранилища, как и любого водоема, существенное значение имеет ландшафтное окружение, весь комплекс природных условий водосбора. Положение водохранилища в подзоне смешанных лесов, сравнительно небольшая залесенность бассейна (около 40%), большая в сравнении с другими Верхневолжскими водохранилищами, сельскохозяйственная освоенность территории обусловили и более высокий его трофический уровень, т.е. антропогенные факторы оказали воздействие на формирование трофического состояния водоема с самого начала его существования. В дальнейшем повышение уровня трофии происходило в результате естественного евтрофирования водоема как накапливающей системы, так и поступления антропогенных питательных веществ. По существующим грациям [35] водохранилище уже по данным 1958 г. может быть отнесено к евтрофному типу (табл. 13). К настоящему времени, по нашему мнению, нет оснований говорить о резком изменении трофического состояния водоема. Евтрофирование водохранилища безусловно прогрессирует как в силу природы самого водоема, так и в результате возрастающих антропогенных воздействий. Однако темп повышения уровня новообразования органического вещества весьма невелик. Основной причиной следует считать высокую водообменность, в результате которой основная масса евтрофирующих веществ сбрасывается из водоема.

Л и т е р а т у р а

1. А в а к я н А.Б., К а м и н с к и й В.С., Ф а л ь к о в с к а я-Ч е р н ы ш е в а Л.Н. Источники поступления биогенных веществ в крупные водоемы (на примере Ивановского водохранилища). — В кн.: Антропогенное эвтрофирование природных вод. Черноголовка, 1977, ч. 2, с. 259–264.
2. Б р у е в и ч С.В., К о с т р о м и н а А.А. Определение органического и минерального фосфора в природных водах. — Ж. прикл. химии, 1938, т. 11, № 4, с. 682–690.
3. Б ы л и н к и н а А.А., Т р и ф о н о в а Н.А. О некоторых факторах эвтрофирования Ивановского водохранилища. — В кн.: Антропогенное эвтрофирование природных вод. Черноголовка, 1977, ч. 2, с. 101–104.
4. Г и д р о м е т е о р о л о г и ч е с к и й р е ж и м о з е р и в о д о х р а н и л и щ. Водохранилища Верхней Волги, Л., 1975. 290 с.
5. Д а ц к о В.Г., В а с и л ь е в а В.Л. Ориентировочный баланс органических и биогенных веществ в Веселовском водохранилище. — Гидрохим. матер., 1965, т. 40, с. 83–98.
6. Д а ц к о В.Г., В а с и л ь е в а В.Л. Ориентировочный баланс органических веществ в Цимлянском водохранилище. — Гидрохим. матер., 1976, т. 39, с. 91–105.

7. Денисова А.И. О подходе к изучению элементов круговорота биогенных и органических веществ в водоемах замедленного стока. — В кн.: Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водах. Таллин, 1978, с. 29–31.
8. Денисова А.И., Паламарчук И.К. К методике составления баланса органических и биогенных веществ в водохранилищах. Круговорот вещества и энергии в водоемах. Гидрохимия и качество вод. — Тез. докл. на 4-й Всесоюз. Лимнол. совещ., Лиственичное на Байкале, 1977, с. 7–12.
9. Драчев С.М., Былинкина А.А., Трифонова Н.А., Кудрявцева Н.А. Влияние антропогенных факторов на содержание биогенных элементов и солевой состав водохранилищ Волги. — В кн.: Биологические и продукционные процессы в бассейне Волги. Л., 1976, с. 18–24.
10. Зиминова Н.А., Григорьева Е.Р. Поступление аллювтонного органического вещества в Ивановское водохранилище. — Информ. бюл. „Биол. внутр. вод“, 1974, № 24, с. 54–58.
11. Зиминова Н.А., Законнов В.В. Аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях Ивановского водохранилища. — В кн.: Органическое вещество и биогенные элементы во внутренних водах. Таллин, 1978, с. 33–34.
12. Зиминова Н.А., Курдин В.П. Баланс взвешенных веществ в Ивановском водохранилище. — В кн.: Факторы формирования водных масс и районирование внутренних водоемов. Л., 1974, с. 89–94.
13. Зиминова Н.А., Трифонова Н.А., Григорьева Е.Р. Органическое вещество и биогенные элементы во взвесах Верхней Волги. — В кн.: Биологические продукционные процессы в бассейне Волги. Л., 1976, с. 39–47.
14. Ивановское водохранилище и его жизнь. Л., 1978. 304 с.
15. Кузнецов С.И., Романенко В.И., Кузнецова Н.С., Бакулина Л.Г. Характеристика микробиологических процессов круговорота органического вещества в Рыбинском водохранилище в 1971 г. — В кн.: Флора, фауна и микроорганизмы Волги. Рыбинск, 1974, с. 5–18.
16. Кузнецов С.И., Романенко В.И., Кузнецова Н.С. Микробиологическая характеристика Рыбинского водохранилища в 1969 г. — В кн.: Органическое вещество и элементы гидрохимического режима волжских водохранилищ. Л., 1972, с. 13–23.
17. Кузнецов С.И., Романенко В.И., Кузнецова Н.С. Численность бактерий, продукция и деструкция органического вещества в Рыбинском водохранилище в 1970 г. — В кн.: Факторы формирования водных масс и районирование внутренних водоемов. Л., 1974, с. 95–110.

18. Кузнецов С.И., Романенко В.И., Кузнецова Н.С. Микробиологическая характеристика Рыбинского водохранилища в 1972 г. – В кн.: Гидрологические и гидрохимические аспекты изучения водохранилищ. Борок, 1977, с. 114–130.
19. Кузнецов С.И., Романенко В.И., Кузнецова Н.С., Саралов А.И. Микробиологические процессы, продукция и деструкция органического вещества и фиксация молекулярного азота в Рыбинском водохранилище в 1973 г. – В кн.: Гидрологические и гидрохимические аспекты изучения водохранилищ. Борок, 1977, с. 131–148.
20. Кузнецов С.И., Романенко В.И., Кузнецова Н.С., Карпова Н.С. Характеристика микробиологических и гидрологических процессов в Рыбинском водохранилище в 1974 г. – В кн.: Гидрологические и гидрохимические аспекты изучения водохранилищ. Борок, 1977, с. 149–162.
21. Романенко В.И., Кузнецов С.И. Деструкция органического вещества в иловых отложениях. – Микробиология, 1972, т. 41, вып. 2, с. 356–361.
22. Романенко В.И., Кузнецов С.И. Экология микроорганизмов пресных водоемов. Л., 1974. 194 с.
23. Россолимо Л.Л. Изменение лимнологических экосистем под воздействием антропогенного фактора. М., 1977. 143 с.
24. Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л., 1972. 364 с.
25. Скопинцев Б.А., Бакулина А.Г. Органическое вещество в водах Рыбинского водохранилища в 1964 г. – В кн.: Продуктирование и круговорот органического вещества во внутренних водоемах. М.; Л., 1966, с. 3–32.
26. Скопинцев Б.А., Бакулина А.Г., Ларионов Ю.В. Биохимическое потребление кислорода в атмосферных водах. – В кн.: Биогенные элементы и органическое вещество в водохранилищах. Рыбинск, 1974, с. 41–50.
27. Тихомиров О.А. Изменение и классификация затопленных почв Иваньковского водохранилища. – В кн.: Влияние Иваньковского водохранилища на природу прилегающих территорий. Калинин, 1975, с. 41–62.
28. Трифонова Н.А. Содержание и выделение соединений азота донными отложениями Рыбинского водохранилища. – В кн.: Биогенные элементы и органическое вещество в водохранилищах. Рыбинск, 1974, с. 68–89.
29. Трифонова Н.А., Былинкина А.А. О влиянии донных отложений на содержание биогенных элементов в воде. – В кн.: Гидрологические и гидрохимические аспекты изучения водохранилищ. Борок, 1977, с. 72–90.

30. Фальковская П.Н., Кутырин И.М. О поступлении биогенных элементов в водоемы. - Водн. ресурсы, 1977, № 4, с. 178-183.
31. D i l l o n P., K i r c h n e r W. The effects of geology and land use on export of phosphorus from watersheds. - Water. Res., 1975, vol. 9, N 2, p. 135-148.
32. D i l l o n P.J., R i g l e r F. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. - J. Fish. Res. Board Canada, 1974, vol. 31, N 11, p. 1771-1778.
33. K i r c h n e r W.B., D i l l o n P.J. An empirical method of estimating the retention of phosphorus in lakes. - Water Resour. Res., 1975, vol. 11, p. 182-183.
34. L a r s e n D.P., M e r c i e r H.T. Phosphorus retention capacity of lakes. - J. Fish. Res. Board Canada, 1976, vol. 33, N 8, p. 1742-1750.
35. L i k e n s C. Primary production of inland aquatic ecosystems. - Ecol. stud., 1975, N 14, p. 185-202.
36. S c h i n d l e r D.W. Evolution of phosphorus limitation in lakes. - Science, 1977, vol. 195, N 4275, p. 260-262.
37. V o l l e n w e i d e r R.A. Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. - Arch. Hydrobiol., 1969, vol. 66, p. 1-36.
38. W e t z e l R.G., R i c h P.H., M i l l e r M.C., A l l e n H.L. Metabolism of detrital carbon in a temperate hard-water lake. - Memorie Ist. Ital. Idrobiol., 1972, vol. 29 (suppl.), p. 182-241.

КРУГОВОРОТ БИОГЕННЫХ ЭЛЕМЕНТОВ И ПРОБЛЕМЫ КАЧЕСТВА ВОДЫ ВОДОХРАНИЛИЩ ВОЛГИ

Круговорот азота и фосфора в водоеме может быть представлен схематически следующим образом. Основная масса азота поступает в водоем с поверхностным стоком в виде растворенных минеральных соединений – нитратов и солей аммония, а также органических веществ, преимущественно гуматов. Количество азота, входящего в состав взвешенных веществ, в поверхностном стоке невелико. В водоеме растворенные минеральные формы активно усваиваются фито- и бактериопланктоном и переходят в белковый азот. Образование белкового азота может происходить также за счет фиксации некоторыми бактериями и синезелеными водорослями молекулярного азота, поступающего из воздуха. После отмирания фитопланктона значительная часть соединений азота минерализуется и может быть повторно использована; частичному распаду подвергаются и гуминовые соединения. Более стойкие остатки организмов, как и терригенные частицы, переходят в донные отложения, где подвергаются дальнейшему бактериальному распаду. Образующийся в результате аммонийный азот поступает за счет диффузии из ила в воду и вновь включается в процесс круговорота. При наличии кислорода он может окисляться нитрифицирующими бактериями до нитритов и нитратов, в анаэробных условиях возможен процесс денитрификации с восстановлением окисленных форм до молекулярного азота и потерей его из воды.

В отличие от азота фосфор не может поступать в водоем из атмосферы. В главном источнике поступления – поверхностном стоке – он преимущественно связан с терригенными частицами – продуктами эрозии почв; растворенный фосфор в основном представлен ортофосфатами и органическим фосфором гумусовых соединений. Соотношение этих фракций определяется особенностями водосбора и характером водного питания. В водоемах замедленного стока значительная часть взвешенного фосфора оседает; тонкодисперсная органическая взвесь подвергается бактериальному распаду. Минеральный

Т а б л и ц а 1

Основные морфометрические и гидрологические характеристики
волжских водохранилищ [4]

Водохра- нилище	Год запол- нения	Пло- щадь, км ²	Пло- щадь мел- ковод- ий, % от об- щей	Сред- няя глуби- на, м	Объ- ем водо- ема, км ³	Объем стока у ГЭС, км ³	Интен- сив- ность водооб- мена, число раз в год
Верхне- волжское	1943 (1943-1947)	179	-	4,4	0,79	0,94	1,18
Иваньковс- кое	1937	327	48	3,4	1,12	10,13	9,04
Угличское	1940	249	36	5,0	1,24	14,05	11,3
Рыбинское	1941-1947	4550	21	5,6	25,42	34,10	1,34
Горьковское	1955-1957	1591	23	5,5	8,70	53,20	6,11
Чебоксар- ское	строится	2270	-	6,1	13,85	112,1	8,09
Куйбышев- ское	1955-1957	6450	16	8,9	58,00	237,0	4,09
Саратов- ское	1967-1968	1830	18	7,3	12,87	239,2	18,6
Волгоград- ское	1958-1960	3120	18	10,1	31,50	237,0	7,52

фосфор активно поглощается фитопланктоном и бактериями и используется ими на построение макроэргических соединений, участвующих в энергетическом обмене. Выделение фосфатов происходит не только в процессе обмена, но и при бактериальном распаде отмершего планктона и энзимном расщеплении растворенных органических соединений. В результате в водной толще непрерывно осуществляются процессы поглощения и выделения минерального фосфора. Интенсивность оборота отражает функциональные особенности экосистем разной степени трофии. Выделение фосфатов из донных отложений достигает ощутимых количеств только в бескислородных условиях, когда наряду с бактериальным распадом идут восстановительные процессы, способствующие переходу соединений фосфора в растворенное состояние.

Тесная взаимосвязь и взаимообусловленность превращения отдельных форм биогенных элементов препятствуют выделению и количественному учету их на всех этапах круговорота. Полевые наблюдения, как и экспериментальные исследования, позволяют определить лишь суммарные показатели интенсивности ряда процессов,

Т а б л и ц а 2

Водная нагрузка и коэффициент аккумуляции фосфора
в волжских водохранилищах

Группа	Водохранилища	$q_s = \frac{Q}{S}$, м·год ⁻¹	Доля от по- ступления Р общего
I	Верхневолжское	5,3	0,71
	Рыбинское	7,5	0,64
II	Иваньковское	31,0	0,30
	Горьковское	33,5	0,28
	Куйбышевское	36,7	0,26
III	Чебоксарское	49,4	0,21
	Угличское	56,4	0,19
	Волгоградское	76,0	0,15
-	Саратовское	130,7	0,09

что не дает представления о круговороте в целом. Однако путем балансовых расчетов, основанных на достоверном фактическом материале, возможна количественная оценка общего поступления биогенов и аккумуляции их в водоеме.

В водохранилищах степень вовлечения биогенных элементов в круговорот и накопление в донных отложениях в значительной мере определяются морфометрическими и гидрологическими особенностями. К этим показателям прежде всего относятся глубина и интенсивность водообмена. Все волжские водохранилища характеризуются относительно малыми глубинами, значительной площадью мелководий, но существенно различаются по степени проточности (табл. 1). В соответствии с водной нагрузкой (q_s), представляющей отношение объема стока к площади водоема, и вычисленным по ней коэффициентом аккумуляции [8] волжские водохранилища можно условно разделить на три группы: с высокой (Верхневолжское, Рыбинское), средней и низкой аккумулятивной способностью (табл. 2). В Саратовском водохранилище аккумуляция взвешенных наносов и биогенных элементов крайне мала, что обусловлено особенностями гидрологического режима.

К немаловажным факторам повторного вовлечения в круговорот биогенных элементов относится гидродинамическая активность водных масс, под воздействием которой происходит взмучивание донных отложений и переход тонкодисперсной фракции в толщу воды. Этому способствуют мелководность большинства волжских водохранилищ и обширность их акватории (табл. 1).

Преобладающая часть стока Волги формируется в зоне избыточного увлажнения и подзолистых почв, что обуславливает относительную бедность его соединениями фосфора. Из крупных притоков толь-

Т а б л и ц а 3

Баланс азота и фосфора в Ивановском водохранилище
(1968–1975 гг.)

Элементы баланса	Объем воды, км ³	Азот		Фосфор	
		тыс. т	% от об- щего поступ- ления	т	% от об- щего поступ- ления
Приход					
Речной сток	7.377	8.604	70.3	481.9	66.2
Осадки на площадь водоема	0.168	0.098	0.8	5.9	0.8
Выделение из донных отложений	—	0.710	5.8	38.8	5.3
Городские сточные воды	—	2.819	23.0	201.0	27.6
Итого:	7,545	12.231	100	727.6	100
Расход					
Сброс через ГЭС и забор в канал	7,325	11.457	93.7	562.3	77.3
Испарение	0.161	—	—	—	—
Потери на оседание льда	0,082	—	—	—	—
Аккумуляция	—	0.774	6.3	165.3	22.7

ко Ока берет начало в лесостепной зоне, в области деградированных черноземов. По количеству биогенных элементов сток Оки значительно богаче волжского. Заметное изменение содержания биогенов в водохранилищах каскада вносит антропогенный фактор (интенсификация и химизация сельского хозяйства, сброс бытовых и промышленных сточных вод).

Многолетние исследования на Ивановском водохранилище позволили определить значимость основных источников N и P и составить баланс этих элементов (табл. 3). В приходной части баланса учтено поступление с речным стоком, атмосферными осадками, сточными водами и выделение из донных отложений. Расчеты показывают, что основным источником поступления биогенов служит весенний речной сток.

Для волжского весеннего стока характерно сравнительно высокое содержание азота и фосфора, что связано со значительной сельскохозяйственной освоенностью площади водосбора. Максимальные концентрации как фосфора, так и азота, особенно его минеральных форм, приходятся на первую фазу половодья.

Значительное превышение весеннего стока над объемом водохранилища обуславливает высокий водообмен и приводит к тому, что большая часть половодья проходит транзитом. В водохранилище задерживаются воды второй половины половодья, отличающиеся высоким содержанием растворенных органических соединений, что связано с преобладанием в этот период стока с лесных водосборов. В водоеме минеральные формы азота и фосфора включаются в биотический круговорот, взвешенный фосфор частично оседает.

Второй по величине источник поступления азота и фосфора – городские сточные воды. Проходя полную биологическую очистку, органические соединения азота и фосфора в них минерализуются. Фосфатный фосфор составляет 2/3 от общего, на долю минерального азота приходится около 90% от валового, из них более 30% составляют нитраты, органический азот легко гидролизует. В годовом балансе азот и фосфор сточных вод составляют 23 и 27% соответственно.

Следует подчеркнуть, что значение сточных вод как источника легкодоступных соединений азота и фосфора в летнюю межень заметно возрастает.

Биотический круговорот азота и фосфора в водной толще Иваньковского водохранилища происходит довольно интенсивно. Время оборота присутствующих в воде фосфатов, установленное с применением ^{32}P , измеряется часами. В воде мелководного Шошинского плеса скорость оборота фосфатов достигает максимальных величин – нескольких мкг Р/л в час.

Обращает на себя внимание малое количество азота и фосфора, выделяющееся из донных отложений, что, по-видимому, связано с достаточной насыщенностью воды кислородом в большей части водохранилища в течение всего года. В зимний период сохранению благоприятного кислородного режима в Иваньковском плесе способствует работа Конаковской ГРЭС.

Как указывалось выше, выделение биогенных элементов из донных отложений осуществляется не только в результате концентрационной диффузии. При сильном ветровом волнении часть иловых отложений переходит в водную толщу, тонкодисперсная фракция которых довольно долго присутствует в воде. Биогенные элементы, входящие в их состав, частично включаются в биотический круговорот. Влияние этого фактора на повышение продуктивности наиболее отчетливо проявляется в мелководном Шошинском плесе.

В Иваньковском водохранилище аккумуляция соединений фосфора в донных отложениях (23% от годового поступления) значительно превышает накопление в них азота (6%), что объясняется различием миграционной способности этих элементов. Сравнительно небольшая задержка азота и фосфора в Иваньковском водохранилище обусловлена высокой проточностью водоема. Исследования осадконакопления свидетельствуют о том, что вторичные отложения в значительной мере формируются продуктами размыва дна водоема [6].

Данные о поступлении азота и фосфора с речным стоком позволяют рассчитать смыв биогенов с единицы площади водосбора. В среднем за расчетный период (1968–1976 гг.), включающий преимущественно маловодные годы, он составил 11.8 мг/м^2 в год для фосфора и 210 мг/м^2 для азота.

Следует отметить, что, несмотря на значительные колебания биогенного стока по годам (для фосфора примерно в 2 раза, для азота в 1.5), достоверного увеличения содержания общего азота и фосфора в речном стоке не произошло. Это показывает, что за период наблюдений темпы эвтрофирования водохранилища не претерпели существенных изменений.

Полученные величины выноса биогенов характеризуют водосбор, расположенный в зоне избыточного увлажнения и подзолистых почв, но малозалесенный (30%) и значительно освоенный в сельскохозяйственном отношении. Эти показатели могут быть использованы для прогнозирования содержания биогенных элементов в водохранилищах, создаваемых на Верхней Волге, и водоемах, расположенных в аналогичных почвенно-климатических условиях. Кроме того, они могут служить контролем при оценке эффективности мероприятий по снижению выноса биогенных элементов с площади водосбора.

Содержание биогенов в Угличском водохранилище определяется стоком из Иваньковского, составляющим 68% общей проточности. Как указывалось выше, весной Угличское водохранилище заполняется водами первой фазы половодья с высокими концентрациями биогенных элементов. Притоки не вносят заметных изменений в силу малых различий сельскохозяйственной освоенности их бассейнов и водосбора Волги выше Иваньковской плотины. В соответствии с этим химический состав Угличского водохранилища довольно однороден по всей акватории. Лишь некоторые притоки (Кашинка, Дубна) содержат большое количество азота и фосфора. Однако вследствие малых расходов влияние их носит локальный характер и не распространяется на основную водную массу водохранилища. Относительно высокое содержание соединений азота и фосфора сохраняется в водохранилище и в летний период. Значительную долю составляют минеральные формы.

Величина биомассы фитопланктона, разрушения органического вещества, показатель сапробности вод Угличского водохранилища свидетельствуют о меньшей продуктивности и более низкой интенсивности биохимических процессов в нем [4], несмотря на одинаковую с Иваньковским водохранилищем обеспеченность биогенными элементами. Причиной этого скорее всего служат морфометрические особенности Угличского водохранилища (русловой тип водоема, малая изрезанность береговой линии, меньшая площадь мелководий, большие глубины). Степень аккумуляции фосфора в донных отложениях Угличского водохранилища относительно невелика (табл. 2).

Рыбинское водохранилище заполняется двумя потоками качественно различных вод, формирующихся на водосборах разной степени агротехнической освоенности. Моложский, Шекснинский и Глав-

ный плесы водохранилища, составляющие более 80% его объема, преимущественно аккумулируют сток северных рек (Молога, Шексна и малые притоки), площадь водосбора которых примерно на 65% покрыта лесом и в значительной мере сохранила природный облик. Волжский плес Рыбинского водохранилища, также как Угличское и Ивановское водохранилища, заполняется весенними водами Волги. Бассейн Волги более освоен, процент заболоченности и лесистости меньше почти в 2 раза.

В соответствии с этими различиями концентрации общего азота и фосфора в весенних водах Мологи и Шексны примерно в 1,5–2 раза ниже (0,82 мг N/л, 40 мкг P/л), чем в волжских (1,62 мг N/л, 78 мкг P/л). В стоке северных рек органический азот составляет около 70%, большая часть его относится к трудноусвояемым соединениям, почти весь минеральный азот находится в аммонийной форме. Преобладающая часть фосфора связана со взвешенными веществами, концентрации фосфатов невелики – обычно не превышают 10 мкг P/л. В весенних волжских водах из соединений азота преобладают нитраты, фосфаты составляют примерно половину от общего фосфора.

Летом во всех плесах, кроме Волжского, концентрация общего азота возрастает за счет органических соединений. Тесная коррелятивная связь между общим азотом и хлорофиллом позволяет предполагать, что увеличение валового азота обусловлено процессом фиксации молекулярного азота. Балансовые расчеты, проведенные для летнего периода, показали, что обогащение соединениями азота в результате этого процесса составляло 40% от общего поступления и в среднем соответствовало 4,5 мкг N/л в сутки. Аналогичные величины получены при определении азотфиксации ацетиленовым методом [7]. Отсутствие этого источника для фосфора часто делает его основным элементом, лимитирующим развитие фитопланктона. В Рыбинском водохранилище при низкой обеспеченности фосфатами оборачиваемость их служит весьма существенным фактором, компенсирующим дефицит фосфора и способствует повышению продукции. О многократном повторном включении фосфора в биотический круговорот свидетельствуют результаты сопоставления количества фосфора, поступающего в Рыбинское водохранилище за период вегетации (1,5 тыс. т), и содержания его в биомассе, продуцируемой за этот период (12 тыс. т). Применение ^{32}P дает возможность определить утилизацию фосфора не только на конструктивный обмен, но и на энергетический. Летом 1970 г. в Волжском плесе количество фосфатов, поглощенных фитопланктоном и бактериями, в 4 раза превышало содержание фосфора в продуцируемой биомассе.

Обобщение многолетних материалов по изучению азота в донных отложениях Рыбинского водохранилища показало, что минимальное количество азота содержится в песчаных отложениях – 0,05%, максимальное – в торфянистом иле – 0,87%; серые илы, получающие

в последние годы широкое распространение, содержат 0.52% азота. Характерное для илов водохранилища повышенное содержание органического вещества и низкое содержание азота в нем обусловлены влиянием торфа. Рассчитано накопление азота в донных отложениях водоема. Экспериментальными исследованиями с применением временной изоляции участка дна установлено, что количество выделяемого азота зависит от типа отложений, толщины илывого слоя, температуры и содержания кислорода. Выделенное количество составляет около 35% от азота, осевшего на дно. В среднем дном водохранилища выделяется 4–5 мг N/м² в сутки, что увеличивает его содержание в воде на 1 мкг/л в сутки. Таким образом, значение дна в пополнении водной толщи соединениями азота невелико.

Наличие балансовых характеристик для Рыбинского водохранилища позволило оценить влияние антропогенных факторов на круговорот азота и фосфора в этом водоеме. Наибольшую сложность представляет определение аграрной прибавки, т.е. дополнительного поступления биогенных элементов с водосбора за счет агротехнических приемов обработки почв и внесения удобрений. На основе различий по степени освоенности бассейна северных рек и волжского водосбора, а также содержания азота и фосфора в весеннем стоке с этих водосборов установлено, что за счет окультуренности почв волжского водосбора в Рыбинское водохранилище дополнительно поступает 4 тыс. т азота и 210 т фосфора. От годового поступления эти величины составляют 15% для фосфора и 10% для азота. Примерно такое же количество сбрасывается с городскими сточными водами. Таким образом, в Рыбинском водохранилище, практически не загрязняемом непосредственно сточными водами, при слабой степени освоенности площади водосбора примерно 30% фосфора и 20% азота антропогенного происхождения.

В Горьковском водохранилище, как и в расположенном выше Рыбинском, преимущественно аккумулируется сток с оподзоленных и заболоченных почв лесной зоны, что и определяет относительную бедность его вод биогенными элементами [4].

Влияние городских сточных вод на содержание биогенов в реке может быть ориентировочно оценено на основе учета численности населения прибрежных городов, расположенных выше данного створа, и условной нормы сброса исследуемого элемента в расчете на одного жителя [5]. Такие расчеты были проведены для фосфора и азота в пяти створах Волги (табл. 4). Следует отметить, что в расчетах не учитывался сброс этих элементов с промышленными сточными выпусками. В створе Рыбинской плотины влияние сточных вод минимально. У Горьковской ГЭС в связи с небольшим числом крупных городов на участке от Рыбинска до Городца прибавка основных биогенов за счет городских стоков возрастает незначительно.

Сток биогенных элементов Волги ниже Городца, формируемый водами Горьковского водохранилища и р. Оки, определяется соот-

Т а б л и ц а 4

Влияние городских стоков на содержание общего фосфора и азота в волжских водохранилищах

Створ	Численность населения прибрежных городов, млн	Средний расход, млн м ³ в сутки
Рыбинская ГЭС	0,53	88
Горьковская ГЭС	1,5	146
Выше Чебоксар	10,8	307
Выше Куйбышева	14,5	669
Волгоград	17,1	727

Т а б л и ц а 4 (продолжение)

Створ	Минимальный расход, млн м ³ в сутки	Прибавка фосфора, мкг Р/л		Прибавка азота, мг N/л	
		I	II	I	II
Рыбинская ГЭС	—	6	—	0,06	—
Горьковская ГЭС	69	10	22	0,10	0,22
Выше Чебоксар	218	34	48	0,35	0,50
Выше Куйбышева	404	20	34	0,22	0,36
Волгоград	447	24	37	0,24	0,38

П р и м е ч а н и е. I — при средних, II — при минимальных расходах воды.

ношением их расходов. Воды Оки богаты соединениями фосфора и азота. Основное количество фосфора поступает в Оку с водами Москвы-реки, суточный сброс которого составляет 60% от расхода его в нижнем течении Оки [5]. Ниже впадения Оки концентрации Р и N в волжской воде возрастают в 1,5–3 раза.

По расчетным данным, влияние городских сточных вод на количество N и Р в Волге наиболее отчетливо выражено в створе у Чебоксар (табл. 4). В соответствии с численностью населения городов, расположенных выше этого створа по берегам Волги, Оки и Москвы-реки (10,8 млн жителей), „городские“ фосфор и азот составляют соответственно 45 и 20% от среднегодового содержания этих элементов.

Высокие концентрации биогенных элементов сохраняются и в Куйбышевском водохранилище — в среднем 78 мкг Р/л и 1,73 мг N/л. Ниже Куйбышевской ГЭС прибавка за счет городских сточных вод снижается (табл. 4) вследствие увеличения водности

Т а б л и ц а 5

Расчет поступления фосфора с городскими сточными водами

Река, створ	Численность населения прибрежных городов, млн	Средний расход воды, млн м ³ в сутки	Прибавка фосфора за счет сточных вод, мкг Р/л
Волга, Рыбинская ГЭС	0.53	88	6
Днепр, Каховская ГЭС	6.1	140	44
Волга, Волгоградская ГЭС	17.1	727	24

Волги ниже впадения Камы и относительно малой численности населения в крупных городах по берегам этого притока. Доля „городских“ фосфора и азота от среднегодового содержания этих элементов в данном створе составляет соответственно 25 и 13%.

В Саратовском и Волгоградском водохранилищах концентрации общего азота и фосфора изменялись в тех же пределах, что и в Куйбышевском. Наиболее низкое содержание общего фосфора отмечено в мае-начале июля, что, по-видимому, является следствием перераспределения стока и поступления в этот период из Куйбышевского водохранилища трансформированных зимних вод, относительно бедных соединениями фосфора.

В створе Волгограда фосфор и азот бытовых сточных вод крупных городов, расположенных по берегам Волги, Оки и Камы, с общим населением 17 млн жителей составит 24 мкг Р/л и 0,24 мг N/л. Для фосфора эта величина соответствует примерно половине, а для азота четвертой части содержания их в весеннем речном стоке лесной зоны.

Интересно, что на Днепре — не менее важной артерии страны — увеличение фосфора только за счет бытовых сточных вод примерно в 2 раза больше, чем на Волге. Это обусловлено меньшим объемом стока Днепра и высокой численностью городского населения (табл. 5).

Обширный материал по содержанию общего фосфора и азота в низовьях Волги (у Астрахани) позволил рассчитать сток биогенных элементов в Каспийское море за длительный период — с 1952 по 1969 г. [1]. За время наблюдений (18 лет) сток фосфора колебался от 19.0 до 41.7 тыс. т, сток азота — от 237.6 до 446.4 тыс. т в год (табл. 6). Данные о стоке биогенов в 1937–1940 гг. укладываются в указанные пределы [2, 3]. Минимальные величины приходились на годы с наименьшей водностью, однако тесной коррелятивной связи между стоком биогенов и водным стоком не обнаружено. Это, по-видимому, обусловлено особенностями снеготаяния в отдельные годы и различиями метеорологических условий на разных реках бассейна. Сравнение биогенного стока в годы, близкие по водности, позволяет сделать вывод о том, что за 18-летний пе-

Т а б л и ц а 6

Сток фосфора и азота в Каспийское море (по: [1])

Год	Объем вод- ного стока, км ³ /год	Р общий, тыс. т	Н общий, тыс. т
1937	148,5	26,4	193,0
1938	178,0	24,6	243,0
1940	190,7	23,6	315,3
1952	215	26,6	259,8
1953	250	26,9	285,8
1954	216	25,1	294,2
1955	277	32,9	446,4
1956	223	26,8	323,3
1957	259	33,7	393,3
1958	271	41,7	378,7
1959	213	23,0	279,0
1960	206	35,8	321,6
1961	230,5	37,2	252,1
1962	235	41,3	386,5
1963	260	31,7	361,7
1964	214	24,8	-
1965	212	26,7	243,9
1966	278,6	34,1	-
1967	181,3	19,0	237,6
1968	208,6	21,7	352,5
1969	214,4	22,8	368,6

П р и м е ч а н и е. Данные за 1937, 1938 и 1940 гг. получены С.В. Бруевичем и Н.И. Аничковой [2, 3].

риод достоверного увеличения стока азота и фосфора в Каспийское море не произошло.

Вероятно, в настоящее время задержка и потери азота и фосфора в водохранилищах, вызванные особенностями физико-химических и биологических процессов в водоемах замедленного стока, компенсируются увеличением выноса этих элементов с площади водосбора в результате интенсификации сельского хозяйства и поступлением со сточными водами.

Оценка качества воды по сапробности на основе индикаторных видов фитопланктона до и после создания Волжского каскада водохранилищ свидетельствует о возросшем поступлении органических соединений за последние десятилетия [4].

В целом волжские водохранилища по величине первичной продукции, общему содержанию органического вещества и скорости его минерализации в современных условиях могут быть отнесены к во-

доемам мезотрофного типа, и лишь Ивановское и трасса будущего Чебоксарского водохранилища имеют более высокий уровень трофии. Для водохранилищ всего каскада характерно превышение скорости деструкционных процессов над продукционными. В среднем за вегетационный период в Волге образуется 2 338 000 т органического вещества, выраженного в углероде, разрушается – 4 266 000 т С [4]. Приток биогенных элементов в водохранилища способствует не только повышению первичной продукции, но и активизации процессов самоочищения воды.

Итак, в настоящее время экосистема Волги справляется как с вносимой, так и продуцируемой в самом водоеме органикой за счет повышения напряженности процессов самоочищения. В результате почти все водохранилища каскада находятся на уровне мезотрофных водоемов. Сохранить этот уровень и поддержать относительную сбалансированность волжской экосистемы – первостепенная народно-хозяйственная задача.

Следует иметь в виду, что при увеличении притока биогенных элементов по сравнению с современным в 5–6 раз возможно повышение трофии волжских водохранилищ до уровня днепровских.

Л и т е р а т у р а

1. Барсукова Л.А. Многолетний биогенный сток р. Волги у г. Астрахани. – Тр. Каспийск. отд-ния Всесоюз. науч.-исслед. ин-та озерн. и речн. хоз-ва, 1971, т. 26, с. 42–53.
2. Бруевич С.В. Химия волжского стока в Каспийское море. – Гидрохим. матер., 1949, т. 16, с. 72–87.
3. Бруевич С.В., Аничкова Н.И. Химия речного стока в Каспийское море. – Тр. Комиссии по комплексному изуч. Каспийского моря, 1941, вып. 14, с. 9–49.
4. Волга и ее жизнь. Л., 1978. 350 с.
5. Драчев С.М., Былинкина А.А., Трифонова Н.А., Кудрявцева Н.А. Влияние антропогенных факторов на содержание биогенных элементов и солевой состав водохранилищ Волги. – В кн.: Биологические продукционные процессы в бассейне Волги. Л., 1976, с. 18–24.
6. Зимина Н.А., Курдин В.П. Баланс взвешенных веществ в Ивановском водохранилище. – В кн.: Факторы формирования водных масс и районирование внутренних водоемов. Л., 1974, с. 89–95.
7. Кузнецов С.И., Романенко В.И., Кузнецова Н.С., Саралов А.И. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества и фиксации молекулярного азота в Рыбинском водохранилище в 1973 г. – Гидрологические и гидрохимические аспекты изучения водохранилищ. Борок, 1977, с. 131–149.
8. Dillion P.J., Kirchner W.B. Reply. – Water resources research., 1975, vol. 11, N 6, p. 1035–1036.

Э.С. Б и к б у л а т о в

ОЦЕНКА ЭНЕРГЕТИЧЕСКИХ ЗАПАСОВ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА ПРИРОДНЫХ ВОД

Энергетический подход к исследованию круговорота органических веществ (ОВ), в котором приоритет заслуженно принадлежит советской науке [4, 5], получил всеобщее признание [3, 8, 9, 13–15, 18]. И теперь ни одно экологическое исследование водоема не может обходиться без оценки энергетических запасов ОВ. „Необходимость перехода к калорийному выражению количества органического вещества определяется двумя моментами. Первый из них – необходимость выражения количества органического вещества, содержащегося в кормовых ресурсах водоема, в таких единицах, которые были бы приняты в физиологии питания. Эта необходимость диктуется рыбохозяйственными запросами сегодняшнего дня. Вторым моментом общего порядка определяется той конечной целью, к которой стремится изучение динамики органического вещества в водоеме – дать энергетический баланс водоема ... калорийная форма выражения, являясь более универсальной и совершенной, соответствует тому, к чему стремится изучение динамики органического вещества водоема, т.е. к тому, чтобы дать энергетическое выражение баланса” [4, с. 26]. В этих словах, высказанных еще в начале 30-х годов нашего столетия, исчерпывающим образом охарактеризована ценность энергетической трактовки результатов исследований органического вещества природных вод. Возможность широкого применения этого подхода заставляет с большим вниманием относиться к описанию энергетических закономерностей и в первую очередь к методам оценки потенциальной энергии, заключенной в ОВ водоема.

Как и в физиологии питания, в современной науке, изучающей природную водную среду (лимнология, гидробиология и др.), применяются 3 метода определения калорийности (теплоты сгорания) органических веществ [4, 8].

1. Сожжение исследуемого ОВ в калориметрических бомбах – так называемая прямая калориметрия.

Т а б л и ц а 1

Значения оксикалорийных коэффициентов основных биохимических компонентов ОВ планктона (по: [4])

Основные компоненты планктона	ОВ	Количество O_2 , расходуемое при сжигании 1 г вещества, г O_2	Количество тепла, выделяющееся при сгорании 1 г ОВ, ккал/г	Оксикалорийный коэффициент, ккал/г O_2
Белки		1.748	5.778	3.306
Жиры		2.885	9.461	3.280
Углеводы		1.185	4.1825	3.529
Среднее		-	-	3.373

2. Аналитическое определение основных биохимических компонентов ОВ (белки, жиры, углеводы) с последующим пересчетом на калорийность при помощи постоянных коэффициентов, представляющих собой теплоту сгорания единицы веса белков, жиров и углеводов.

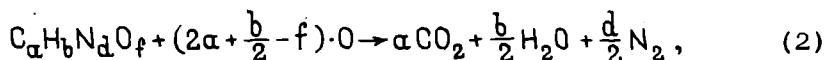
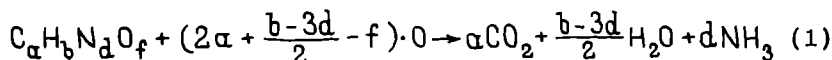
3. Определение количества кислорода, затрачиваемого на окисление ОВ с помощью бихроматного метода, и расчет теплоты сгорания с применением оксикалорийного коэффициента $OK = 3.4$.

Первые два метода, хотя и позволяют получить надежные результаты, требуют относительно большой навески материала, значительных затрат труда, времени и довольно сложной специфической аппаратуры. В водоемах, где зачастую приходится иметь дело с чрезвычайно малыми количествами органического вещества, эти приемы естественно не могли и не могут получить широкого распространения. Из-за своей простоты исследователей давно привлекает третий метод определения калорийности ОВ. Рассмотрим его теоретические основы.

Определять теплотворную способность (калорийность) ОВ по бихроматной окисляемости впервые предложил В.С. Ивлев [4, 5]. Основываясь на известных литературных данных, полученных путем сжигания ОВ в калориметрических бомбах, он обнаружил, что при расходе 1 г O_2 на окисление отдельно взятых белков, жиров и углеводов выделяется приблизительно одинаковое количество тепла (табл. 1). Совпадение настолько велико, что позволяет предложить универсальный средний коэффициент, с помощью которого калорийность может быть вычислена по количеству пошедшего на окисление ОВ кислорода. Наибольшая табличная величина оксикалорийного коэффициента характерна для целлюлозы (3.53), минимальная — для стеариновой кислоты (3.28). Даже при самых различных соотношениях основных компонентов в органическом веществе ошибка

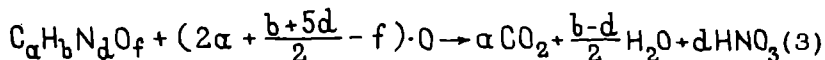
определения теплоты сгорания с помощью оксикалорийного коэффициента не превышает $\pm 3\%$, что убедительно было показано еще в основополагающей работе В.С. Ивлева [5] на 16 видах планктонных организмов.

В обычной практике используют округленное значение ОК, равное 3.4. Потребность в кислороде рекомендуют определять путем сжигания ОВ бихроматом калия в сернокислой среде с применением в качестве катализатора солей серебра [8]. Однако траты кислорода на окисление органического вещества бихроматом калия и при сжигании в калориметрических бомбах не равны друг другу, так как реакции протекают по различным путям — соответственно по уравнениям (1) и (2).



где α , b , d , f — количество атомов углерода, водорода, азота и кислорода.

Эта разница определяется образованием из органического азота минеральных продуктов, имеющих соответственно степень окисления (валентность) азота, равную 3 и 0. Для полноты описания окислительных процессов к этим стехиометрическим уравнениям необходимо присоединить еще одно, в котором учтено возможное образование из азотсодержащих органических соединений нитратов. Оно справедливо при окислении ОВ бихроматом калия в фосфорнокислой среде [22].



Как велики упомянутые различия? Конкретный вид связи между потреблением кислорода и элементным составом ОВ во всех трех случаях, очевидно, определяется следующими уравнениями:

$$\frac{XPK_1}{16} = 2\alpha + \frac{b-3d}{2} - f \quad (4)$$

$$\frac{XPK_2}{16} = 2\alpha + \frac{b}{2} - f \quad (5)$$

$$\frac{XPK_3}{16} = 2\alpha + \frac{b+5d}{2} - f, \quad (6)$$

где $\text{ХПК}_{1, 2, 3}$ - химическое потребление кислорода при различных способах окисления ОВ^1 в весовых единицах - чаще всего в мг. Тогда разность между бихроматной окисляемостью (ХПК_1) и потреблением кислорода при calorиметрическом сжигании (ХПК_2) одного и того же количества органического вещества (после вычитания уравнения 4 из уравнения 5) составит $\text{ХПК}_2 - \text{ХПК}_1 = 24d$ или, учитывая, что $d = N/14$, где N - также в мг, получим

$$\text{ХПК}_2 = \text{ХПК}_1 + 1.71 \cdot N. \quad (7)$$

Аналогичное соотношение между ХПК_3 и ХПК_1 :

$$\text{ХПК}_3 = \text{ХПК}_1 + 4.57 \cdot N. \quad (8)$$

Уравнения (1-3) качественно, а (7, 8) в явной форме отражают зависимости потребления кислорода от содержания органического азота в исследуемом веществе. Так как под calorийностью понимается количество тепла (Q_2), выделяющееся при сгорании ОВ в calorиметрических бомбах, то численное значение calorийности может быть, по-видимому, получено умножением оксикаlorийного коэффициента (3.4) на количество потребленного при этой реакции кислорода, т.е.

$$Q_2 = 3.4 \cdot \text{ХПК}_2. \quad (9)$$

Однако определить ХПК_2 экспериментально не представляется возможным, поэтому следует выразить эту величину через окисляемость, которую легко непосредственно измерить. Итак, подставляя уравнение (7) в (9), получим

$$Q_2 = 3.4 (\text{ХПК}_1 + 1.71 \cdot N). \quad (10)$$

В то же время *a priori* нельзя быть уверенным в том, что при расходе единицы веса кислорода на окисление углеводородов и аминного азота будет выделяться одно и то же количество теплоты. Решить этот вопрос можно обратившись к термодинамике химических процессов.

Для вычисления стандартной теплоты сгорания органических соединений самых различных классов, в том числе и азотсодержащих, Караш [16] предложил общий метод и формулу

¹ Обычно под ХПК понимают потребление кислорода органическим веществом при воздействии на него сильных окислителей - перманганата или бихромата калия, преимущественно последнего. Мы сочли целесообразным употребить этот термин и по отношению реакций окисления ОВ , протекающих более полно по сравнению с вышепозванными.

Т а б л и ц а 2

Теплота сгорания простых азотсодержащих соединений

Соединение	Теоретическое ХПК ₁ , г O ₂ /моль	Теплота сгорания, ккал/моль		
		экспериментальные значения	вычислено по формуле (12)	вычислено по формуле (13)
Метиламин - CH ₅ N	48	256.1	235	163
Диметиламин - C ₂ H ₇ N	96	416.7	394	326
Триметиламин - C ₃ H ₉ N	144	578.6	552	490
Мочевина - CH ₄ ON ₂	0	151.6	154	0
Пиридин - C ₅ H ₅ N	176	658.5	657	598
Анилин - C ₆ H ₇ N	224	811.7	817	762
Глицин - C ₂ H ₅ O ₂ N	48	234.5	235	163

П р и м е ч а н и е. Значения теплоты сгорания заимствованы из работ [6, 11].

$$Q_2 = 26.05 (4\alpha + b - p) + \sum K_i \Delta_i, \quad (11)$$

где α , b - соответственно число атомов углерода и водорода в исходном соединении, p - число частично смещенных электронов в молекуле соединения, K_i - число одинаковых заместителей в молекуле парафиновых углеродов, Δ_i - соответствующая данному заместителю тепловая поправка.

Для сложных органических соединений с неизвестной структурой, какими несомненно являются основные составляющие ОВ природных вод, трудно или даже невозможно установить число и вид заместителей, однако имеются табулированные значения тепловых поправок [6, 11]. Поскольку тепловые поправки на заместители могут быть как положительными, так и отрицательными, то, по-видимому, в первом приближении величиной, стоящей под знаком суммы, можно пренебречь. Вместе с тем частично смешать электроны в молекуле органического соединения могут только атомы сильных окислителей (например, кислород, галогены и т.п.), причем количество таких смещенных электронов соответствует обычно валентности атома окислителя в данной молекуле. Поэтому в нашем случае $p = 2f$, и тогда формула Караша принимает вид

$$Q_2 = 26.05 (4\alpha + b - 2f).$$

Выражение, стоящее в скобках в правой части этого уравнения, может быть заменено равнозначным, легко получаемым из формулы (4):

$$4\alpha + b - 2f = \frac{\text{ХПК}_1}{8} + \frac{3N}{14}.$$

Т а б л и ц а 3
Теплота сгорания органических соединений

Вещество	Теплота сгорания, ккал/г		
	экспериментальные значения	вычислено по формуле (12)	вычислено по формуле (13)
Белки	5,65–5,78	5,8*	5,0*
Жиры	9,30–9,46	9,3**	9,5**
Углеводы	4,0–4,1	4,0***	4,1***

* Вычислено на основании среднего состава белков (C = 51%, N = 8%, N = 16%, O = 24%, P + S = 1%).

** Принято ХПК 1 г жиров, равным 2,8.

*** Принято ХПК 1 г углеводов, равным 1,2.

После подстановки, небольших преобразований и округления коэффициентов получим

$$Q_2 = 3.3 \text{ ХПК}_1 + 5.6 \text{ N}, \quad (12)$$

что практически совпадает с выведенной выше другим способом формулой (10). Небольшие расхождения в величинах численных коэффициентов можно объяснить недостаточной строгостью проведенных выкладок, при которых использовались усредненные значения оксикалорийного коэффициента, а также частично приближенной оценкой суммарной величины тепловых поправок.

Результаты прямых вычислений показывают, что для простых азотсодержащих соединений ошибки расчета теплоты сгорания по формуле (12) обычно не превышают 5%, и только в случае простейшего представителя этого класса соединений – метиламина – они составляют 8%. В то же время расчеты с применением соотношения

$$Q_2 = 3.4 \cdot \text{ХПК}_1, \quad (13)$$

которое рекомендовано В.С. Ивлевым, могут приводить к весьма большим погрешностям (табл. 2).

Отсутствие в формуле (13) члена, учитывающего содержание органического азота, должно найти отражение также при оценке калорийности белка. Действительно (табл. 3), в то время как экспериментально определенные различными исследователями значения приходятся на очень узкий интервал (5,65–5,78 ккал/г), расчет по формуле (13) дает величину 5,0 ккал/г, что заметно ниже истинной калорийности белка. Ошибки же вычислений по уравнению

(12) незначительны и составляют доли процента. На необходимость учета азота при вычислении калорийности ОВ указывалось и ранее [1, 17, 19]. Здесь мы впервые излагаем достаточно строгое обоснование этого и даем количественную оценку возможных погрешностей.

Таким образом, более правильно проводить вычисление калорийности органического вещества природных вод по формуле (12). Применение „универсального“ оксикалорийного коэффициента к данным по бихроматной окисляемости ОВ без учета дополнительных факторов приводит к иным результатам. Оказывается вообще не существует практически приемлемого метода определения химической потребности в кислороде, который позволял бы применить $OK = 3.4$ для прямого вычисления физической калорийности (Q_2). При окислении азотсодержащих органических веществ молекулярный азот образуется только в двух случаях: 1) при сжигании в калориметрической бомбе и 2) при определении азота по методу Дюма, принцип которого используется и в современных C -, H -, N -анализаторах. В обоих случаях нет необходимости прибегать к использованию оксикалорийного коэффициента: в первом случае мы сразу получаем теплоту сгорания, во втором (при полном элементном анализе) нужно непосредственно использовать формулу Караша. В органическом веществе водоемов содержание азота ниже, чем в „чистом“ белке, поэтому калорийность таких соединений, вычисленная по рекомендации В.С. Ивлева, будет ближе к истинным значениям, чем для приведенных в табл. 1, 2 конкретных веществ. В растворенном ОВ содержание азота составляет 1.5–2.0% [12, 20], в сухом беззольном ОВ фитопланктона среднего состава около 7.5% азота [2]; примерно такие же величины характерны и для зоопланктона. Однако, учитывая широкую вариабельность состава планктонных организмов, в которых содержание белка может достигать до 70% и более, можно полагать, что ошибки расчета физической калорийности по формуле В.С. Ивлева будут находиться в пределах 0–13%; первая величина характерна для безазотистых соединений, вторая – для белка.

До сих пор мы рассматривали в какой-то мере классический подход к оценке энергетического запаса ОВ. В этом случае под энергетическим запасом всегда подразумевалась та энергия, которая может выделяться при окислении органического вещества до CO_2 , H_2O и N_2 . В природных водах протекают естественные микробные процессы окисления, которые ведут к другим азотсодержащим минеральным продуктам. На первой стадии бактериального разложения из мертвого органического материала (отмершие зоопланктон и фитопланктон, прижизненные выделения обитателей водоема, аллохтонное взвешенное и растворенное ОВ и т.п.) образуются CO_2 , H_2O и NH_3 [7, 10, 21]. Последний продукт разложения природного ОВ (NH_3), несмотря на его восстановленный характер и возможность дальнейшего окисления, часто сразу включается в круговорот с присущим ему запасом внутренней энергии.

В результате этого имевшаяся в исходном и подвергавшемся распаду ОВ энергия не освобождается полностью. Рассматриваемый процесс потребления NH_3 , как и аммонификация ОВ, носит глобальный характер, что позволяет установить естественную границу для выделения той части общего запаса потенциальной энергии ОВ, которая может быть использована на первой стадии микробальной деструкции, в некую отдельную ее разновидность. Подобный подход с давних пор использовался в физиологии питания, где различают физиологическую и физическую калорийность, откуда эти понятия позже перешли в гидробиологию [8]. Основой для разграничения служат продукты азотного обмена у человека, животных, водных беспозвоночных, рыб и других организмов в сравнении с продуктами сжигания белка в калориметрических бомбах. Таким образом, вполне естественно перенесение этих понятий без всяких оговорок в общую экологию (в том числе и водную), включив в рассмотрение наиболее общие продукционно-деструкционные процессы. Тогда энергию, выделяющуюся на первой стадии бактериального разложения ОВ, следует считать физиологической калорийностью.

На второй стадии разложения ОВ бактериальное окисление аммиака ведет к образованию нитритов и в конечном счете нитратов — наиболее окисленной формы азота. В ощутимых размерах этот процесс во многих водоемах (в частности, в водоемах средней полосы европейской части СССР) начинается в осенний период, когда вследствие резкого понижения температуры происходит массовое отмирание водорослей, которые являются легкодоступной пищей для сапрофитной микрофлоры и в окружающую среду выделяется соответствующее количество аммиака. В подобных условиях аммиак чаще всего не может повторно вовлекаться в фотосинтез и тогда по крайней мере с начала и до конца ледостава для достаточно аэрированных водоемов, за исключением относительно редких случаев подледного фотосинтеза, процесс нитрификации носит постоянный характер. При нитрификации той части аммонийной формы азота, которая образовалась в результате первичной бактериальной деструкции (аммонификации) азотсодержащих органических соединений, очевидно, происходит дополнительное выделение части энергии, ранее в потенции содержавшейся в ОВ. Рассматривая процесс в целом, т.е. исходя из того, что окисление органического вещества проходит до высших положительных валентностей входящих в него элементов, можно заметить, что при образовании в качестве конечных минеральных продуктов CO_2 , H_2O , HNO_3 выделяется больше энергии, чем при аммонификации, и больше, чем при калориметрическом сжигании ОВ. Эту энергию можно и, по-видимому, нужно рассматривать как полный энергетический запас органического вещества природных вод. Ее оценка, как и оценка физиологической калорийности, по нашему мнению, более важна, чем оценка физической калорийности, поскольку характеризует естественные внутриводоемные процессы и поэтому соответствует задачам, решаемым в комплексе наук о гидросфере. Подтверждение этому частично мож-

Т а б л и ц а 4

Калорийность органического вещества некоторых природных субстратов среднего состава

Субстрат	Калорийность, ккал/г			$\frac{Q_1}{Q_2}, \%$	$\frac{Q_1}{Q_3}, \%$
	физиологическая (Q_1)	физическая (Q_2)	полная (Q_3)		
Растворенное ОВ					
природных вод [12,20]	4.1	4.2	4.4	98	93
Фитопланктон [2]	4.8	5.3	6.1	90	79
Белок	5.0	5.8	7.4	86	68

но найти во взглядах Ю. Одума [9], который в общей экологии предлагает применять величину энергетического содержания белка, равную 5.0 ккал/г, т.е. равную значению физиологической калорийности. Аналитическое выражение для вычисления полной калорийности можно получить, учитывая дополнительный расход кислорода на окисление аммиака до нитратов и предполагая, что количество выделяющейся энергии пропорционально количеству потребленного кислорода.

Все сказанное выше приводит к необходимости различать три вида калорийности органического вещества природных вод: 1) физиологическую, т.е. энергию, выделяющуюся при окислении ОВ, когда реакция заканчивается отщеплением аминного азота в виде аммонийных ионов; 2) физическую, когда деструкция ОВ приводит к образованию молекулярного азота; 3) полную, когда распад ОВ ведет к образованию наиболее окисленной формы азота — нитратам. Перечисленные разновидности потенциальной энергии ОВ можно вычислить, используя экспериментальные данные по бихроматной окисляемости и содержанию органического азота по следующей системе формул:

$$\begin{aligned}
 &+ 0 = Q_1 \\
 &\boxed{3.3 \times \text{ПК}_1} + 5.6 N = Q_2 \\
 &\quad + 15.0 N = Q_3
 \end{aligned}$$

Результаты расчетов для некоторых природных органических субстратов, приведенные в табл. 4, свидетельствуют о заметных различиях в величинах калорийности: полный энергетический запас (полная калорийность) белка среднего состава составляет 7.4 ккал/г, что на 21% выше физической (5.8) и на 32% выше его физиологической (5.0) калорийности. Несколько меньше соответствующие различия для фитопланктона и практически малозначительны для растворенного ОВ природных вод — субстрата с небольшим содержанием органического азота.

Таким образом, предлагаемый подход к оценке энергетических запасов ОВ природных объектов более строг по сравнению с используемым до настоящего времени и ставшим уже классическим подходом В.С. Ивлева, Г.Г. Винберга, Ю. Одума и др. Учет трех видов калорийности, по-видимому, будет иметь немаловажное значение при выявлении распределения и утилизации энергии в отдельных трофических звеньях, связанных с глобальными продукционно-деструкционными процессами в водоемах. Объективно главную роль при этом необходимо отвести физиологической и полной калорийности, как имеющим непосредственное отношение и характеризующим наиболее мощные естественные внутриводоемные процессы — аммонификацию и нитрификацию и обратные им процессы синтеза вещества, идущие с потреблением аммиака и нитратов. Меньшее значение мы должны придавать физической калорийности, поскольку ее применение связано с процессами, происходящими с выделением или связыванием молекулярного азота (денитрификация, азотфиксация), т.е. с процессами, имеющими по крайней мере, по современным воззрениям, существенно меньший масштаб.

Л и т е р а т у р а

1. Б и к б у л а т о в Э.С. Оценка методов определения калорийности водных организмов и органического вещества природных вод. — Тез. докл. Второго Всесоюз. совещ. по антропогенному загрязнению природных вод, 1977, т. 2, с. 207–208.
2. Б и к б у л а т о в Э.С. Химический состав органического вещества фитопланктона. — В кн.: Микробиологические и химические процессы деструкции органического вещества в водоемах. Л., 1979, с. 151–158.
3. В и н б е р г Г.Г. Первичная продукция водоемов. Минск, 1960. 329 с.
4. В и н б е р г Г.Г., И в л е в В.С., П л а т о в а Т.П., Р о с с о л и м о Л.Л. Методика определения органического вещества и опыт калорической оценки кормовых запасов водоема. — Тр. Лимнол. ст. в Косине, 1934, № 18, с. 25–37.
5. (И в л е в В.С.) I v l e v V.S. Eine Mikromethode zur Bestimmung des Kaloriengehalts von Nahrungstoffen. — Biochem. Z., 1934, N 275, S. 49–55.
6. К а з а н с к а я А.С., С к о б л о В.А. Расчеты химических равновесий. М., 1974. 288 с.
7. К у з н е ц о в С.И. Микрофлора озер и ее геохимическая деятельность. Л., 1970. 440 с.
8. М е т о д ы о п р е д е л е н и я продукции водных животных. Минск, 1968. 245 с.
9. О д у м Ю. Основы экологии. М., 1975. 740 с.
10. С к о п и н ц е в Б.А. Органическое вещество в природных водах (водный гумус). — Тр. ГОИН, 1950, вып. 17 (29). 290 с.

11. Справочник химика. М., 1971, т. 1. 1070 с.
12. Фотиев А.В. - О природе гумусовых веществ воды. - ДАН СССР, 1968, т. 179, № 2, с. 443-446.
13. Clark G.L. Elements of ecology. N.Y., 1954. 534 p.
14. Elster H.I. Einige Gedanken zur Systematik Terminologie und Zielsetzung der dynamische Limnologie. - Arch. Hydrobiol., 1964, suppl., vol. 20, p. 487-523.
15. Juday C. The annual energy budget of an inland lake. - Ecology, 1940, vol. 21, p. 438-451.
16. Kharasch M. Heats of combustion of organic compounds. - J. Res. bureau standards, 1929, vol. 2 (2), p. 359-430.
17. Kersting K. A nitrogen correction for caloric values. - Limnol. and Oceanogr., 1972, vol. 17, N 4, p. 643-644.
18. MacFadyen A. The meaning of productivity in biological systems. - J. Animal Ecol., 1948, vol. 17, p. 75-80.
19. Maciolic J.A. Limnological organic analyses by quantitative dichromate oxidation. Research report 60, Bureau of sport Fisheries and Wildlife. Washington, 1962. 61 p.
20. Shapiro J. Chemical and biological studies on the yellow organic acids of lake water. - Limnol. and Oceanogr., 1957, vol. 11, N 3, p. 161-179.
21. Sverdrup H.U., Johnson M.W., Fleming R.H. The oceans: their physics, chemistry and general biology. N.Y., 1962. 1087 p.
22. Williams R. Organic oxidation equivalent analysis 1. Theory and applications. - J. Amer. Chem. Soc., 1937, vol. 59, N 2, p. 288-290.

Н.В. Б у т о р и н, А.С. Л и т в и н о в. К изучению возможных изменений экологических условий в р. Волге при территориальном перераспределении речного стока	3
А.С. Л и т в и н о в, О.Л. Ц е л ь м о в и ч. Водный баланс и водообмен Шекснинского водохранилища и их изменения при территориальном перераспределении стока	9
В.Ф. Р о щ у п к о, А.С. Л и т в и н о в. Термический режим Шекснинского водохранилища	26
А.А. Б ы л и н к и н а, Н.А. Т р и ф о н о в а, Н.А. К у д - р я в ц е в а, Л.А. К а л и н и н а, Л.Ф. Г е н к а л. Гидрохимический режим Шекснинского водохранилища и водоемов Северо-Двинской системы	45
Н.М. М и н е е в а. Содержание пигментов и первичная продукция фитопланктона речной части Шекснинского водохранилища ...	77
И.К. Р и в ь е р. Современное состояние зоопланктона водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем	90
И.К. Р и в ь е р, В.П. К у р д и н. О зоопланктоне некоторых мутных водоемов Волго-Балтийской водной системы	104
В.Г. Г а г а р и ц, Е.С. В е л и ч к о. О мейобентосе озер Северо-Двинской системы и Шекснинского водохранилища	112
Г.И. М а р к е в и ч, Н.М. М и н е е в а, Л.П. Б ы к о в а, Л.Г. К о р н е в а, Е.А. К о р е н е в а, О.Д. Ж а в о - р о н к о в а. Вертикальная структура планктона оз. Сиверского и ее суточная динамика	127
Н.В. Б у т о р и н, А.С. Л и т в и н о в, И.Ф. Ф о м и ч е в, С.А. П о д д у б н ы й. Горизонтальная циркуляция вод в Рыбинском водохранилище и возможные ее изменения при перераспределении стока	150
И.Ф. Ф о м и ч е в, А.С. Л и т в и н о в. О внутреннем водообмене в Рыбинском водохранилище	168
С.И. К у з н е ц о в, В.И. Р о м а н е н к о, Н.С. К а р п о - в а, А.Н. Х а н а й ч е н к о. Микробиологические процессы и водный режим Рыбинского водохранилища в 1976 г.	175
И.К. Р и в ь е р. Зимний зоопланктон Рыбинского водохранилища	191
А.И. Б а к а н о в, В.И. М и т р о п о л ь с к и й. Количественная характеристика бентоса Рыбинского водохранилища за 1941-1978 гг.	211
Л.К. И л ь и н а, Н.А. Г о р д е е в. Состояние нерестилищ фи- тофильных рыб в водоемах Верхней Волги	229
Н.А. З и м и н о в а, В.В. З а к о н н о в. Балансы биогенных элементов в Ивановском водохранилище	239
А.А. Б ы л и н к и н а, Н.А. Т р и ф о н о в а. Круговорот биогенных элементов и проблемы качества воды водохранилищ Волги	259
Э.С. Б и к б у л а т о в. Оценка энергетических запасов органического вещества природных вод	271

УДК 626.80.0012:574.24

К изучению возможных изменений экологических условий в р. Волге при территориальном перераспределении речного стока. Буторин Н.В., Литвинов А.С. - В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. - Л., Наука, 1981, с. 3-8.

Рассматриваются общие вопросы экологических исследований Института биологии внутренних вод АН СССР за 1976-1979 гг. в связи с территориальным перераспределением стока. Даны некоторые предварительные соображения об изменении экологических условий в р. Волге в условиях первой очереди переброски стока. Лит. - 2 назв., ил. - 1, табл. - 2.

УДК 556.552

Водный баланс и водообмен Шекснинского водохранилища и их изменения при территориальном перераспределении стока. Литвинов А.С., Цельмович О.Л. - В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., Наука, 1981, с. 9-25.

Рассматривается изменение водного баланса водохранилища за период его существования. Выявлена роль основных составляющих баланса в различные сезоны и в различные по водности годы. По элементам водного баланса выполнен расчет месячных и годовых коэффициентов водообмена для озерной и речной частей водохранилища. Показаны возможные изменения водно-балансовых характеристик и коэффициентов водообмена при осуществлении мероприятий первой очереди переброски стока. Лит. - 6 назв., ил. - 5, табл. - 9.

УДК 551.526 (285.2)

Термический режим Шекснинского водохранилища. Рошупко В.Ф., Литвинов А.С. - В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., Наука, 1981, с. 26-44.

Рассматривается формирование термического режима водохранилища. Приводится средняя за декаду температура воды поверхностного слоя по сезонам и ее межгодовые колебания. По данным детальных съемок показано распределение температуры по акватории водохранилища. Определена роль динамики водных масс в распределении температуры в период открытой воды. Выполнена оценка роли тепла, поступающего с реками в озерную часть водохранилища, и теплового стока из нее. Лит. - 5 назв., ил. - 8, табл. - 11.

УДК 556.551.14

Гидрохимический режим Шекснинского водохранилища и водоемов Северо-Двинской системы. Былинкина А.А., Трифонова Н.А., Кудрявцева Н.А., Калинина Л.А., Генкал Л.Ф. - В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., Наука, 1981, с. 45-76.

Дана характеристика солевого состава, газового режима, сезонной динамики и распределения органического вещества и биогенных элементов. Показано, что Шекснинскому водохранилищу свойственно низкое содержание сое-

динений азота и относительно большое количество общего фосфора. Рассчитана фосфорная нагрузка на водоем. Выявлена значительная роль донных отложений в обогащении водохранилища фосфором. Лит. - 17 назв., ил. - 5, табл. 17.

УДК 574.55 (285.2)

Содержание пигментов и первичная продукция фитопланктона речной части Шекснинского водохранилища, Минеева Н.М. - В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., Наука, 1981, с. 77-89.

В течение вегетационных сезонов 1976-1977 гг. изучались содержание фотосинтетических пигментов, интенсивность фотосинтеза и первичная продукция фитопланктона речной части Шекснинского водохранилища. Изменение этих показателей носит сезонный характер. Среднее за безледный период 1977 г. содержание хлорофилла α составило 6,0 мкг/л, первичная продукция - $1,25 \text{ г } O_2 / \text{м}^2$ в сутки. В речной части водохранилища можно выделить 3 участка с различной продуктивностью фитопланктона. По уровню содержания хлорофилла α и величине первичной продукции исследованный участок в целом можно отнести к водоемам мезотрофного типа со средним уровнем трофии. Лит. - 1'8 назв., ил. - 4, табл. - 6.

УДК 574.583(258.2) : 519

Современное состояние зоопланктона водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Ривьер И.К. - В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., Наука, 1981, с. 90-103.

В работе приведены материалы по зоопланктону Вытегорского, Новинкинского, Белоусовского, Череповецкого, Рыбинского водохранилищ, а также озер Северо-Двинской системы. Более подробные материалы относятся к Белому озеру, Сизьменскому и Приплотинному расширению Череповецкого водохранилища. Эти три участка значительно отличаются по составу зоопланктона и количественным показателям: наиболее богаты Сизьменский разлив и Приплотинное расширение. В речных проточных участках состав водных животных и их количество изменяются под воздействием течения и мутности. При переброске онежских вод через мутные водохранилища на водоразделе произойдет насыщение воды минеральной взвесью, которая будет усиленно поступать в Белое озеро, что повлечет за собой отмирание фильтраторов, угнетение фотосинтеза, заиливание донных биоценозов. Лит. - 11 назв., ил. - 1, табл. 4.

УДК 574.583 (258.2) : 519

О зоопланктоне некоторых мутных водоемов Волго-Балтийской водной системы. Ривьер И.К., Курдин В.П. - В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., Наука, 1981, с. 104-111.

В статье рассмотрено влияние мутных вод на различные группы зоопланктона. Показано, что источник минеральных взвесей находится в Пахомовском гидроузле, где мутность достигает 518 г/м^3 . Прослежено поступление мутных вод в сторону онежского склона, где водоемом-отстойником служит Новинкинское водохранилище, населенное лишь циклопами, а также в сторо-

ну Белого озера, где в устье Ковжи количество фильтраторов резко снижено. Лит. - 10 назв., ил. - 1, табл. - 3.

УДК 595.13 (471.311)

О мейобентосе озер Северо-Двинской системы и Шекснинского водохранилища. Гагарин В.Г., Величко Е.С. - В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., Наука, 1981, с. 112-126.

Приводятся данные по численности и биомассе мейобентоса озер Северо-Двинской системы и Шекснинского водохранилища. Основное внимание уделено фауне нематод. Отмечено увеличение численности и биомассы мейобентоса по сравнению с 1953 г., что связано с повышением уровня трофии данных водоемов. Наиболее продуктивными являются Кубенское и Сиверское озера. Лит. - 6 назв., табл. - 5.

УДК 574.583 (28.01)

Вертикальная структура планктона оз. Сиверского и ее суточная динамика. Маркевич Г.И., Минеева Н.М., Быкова Л.П., Корнева Л.Г., Коренева Е.А., Жаворонкова О.Д. - В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., Наука, 1981, с. 127-149.

Приводится вертикальное и суточное распределение биомассы и численности зоо- и фитопланктона и концентрации хлорофилла *С* в стратифицированном оз. Сиверском в августе 1978 г. Вертикальная структура планктонного сообщества озера сложна. Максимумы плотности растительных и животных организмов разобщены в пространстве и во времени. Однако максимумы суммарной суточной биомассы фитопланктона и его непосредственных потребителей пространственно сопряжены. Изменение численности организмов в единице объема на различных горизонтах в различное время дает представление лишь о динамике вертикальной плотности планктона, а не характеризует их вертикальные миграции. Лит. - 47 назв., ил. - 10.

УДК 556.555 + 556.556.2

Горизонтальная циркуляция вод в Рыбинском водохранилище и возможные ее изменения при перераспределении стока. Буторин Н.В., Литвинов А.С., Фомичев И.Ф., Поддубный С.А. - В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., Наука, 1981, с. 150-167.

Выполнен расчет циркуляции вод в Рыбинском водохранилище за 6 месяцев безледного периода. Для расчетов использована модель мелкого моря, предложенная А.И. Фельзенбаумом. Произведена оценка роли отдельных факторов, определяющих циркуляцию вод в водохранилище. Рассмотрены ее возможные изменения при территориальном перераспределении стока. Лит. - 15 назв., ил. - 7, табл. - 6.

УДК 556.555

О внутреннем водообмене в Рыбинском водохранилище. Фомичев И.Ф., Литвинов А.С. - В кн.: Экологические исследования Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., Наука, 1981, с. 168-174.

На основе расчетных схем интегральной циркуляции вод предложена методика количественной оценки интенсивности внутреннего водообмена (отдельных участков) мелководного водоема. Приведены результаты расчетов водообмена отдельных участков Рыбинского водохранилища в различные по водности сезоны и годы. Лит. - 9 назв., ил. - 1, табл. - 4.

УДК 579.68 (285.2) + 556.555

Микробиологические процессы и водный режим Рыбинского водохранилища в 1976 г. Кузнецов С.И., Романенко В.И., Карпова Н.С., Ханайченко А.Н. В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., Наука, 1981, с. 175-190.

Наблюдения за микробиологическими процессами круговорота органического вещества на фоне гидрологических наблюдений на Рыбинском водохранилище ведутся с 1956 г. В 1976 г. они проводились в течение летнего периода с 11 мая по 21 октября на 6 станциях. Пробы для анализа отбирались каждые 2 недели и в сумме за этот год были получены следующие результаты в углероде в пересчете на все водохранилище: первичная продукция фитопланктона - 256 000 т, деструкция органического вещества - 290 000 т, продукция биомассы бактерий - 51 900 т. Среднее количество бактерий из всех наблюдений равнялось 1,4 млн/мл, среднее время размножения - 155 ч. Использование фитопланктоном солнечной энергии на фотосинтез в среднем равнялось 0,12%. Лит. - 9 назв., ил. - 2, табл. - 15.

УДК 574.583 (258,2) : 519

Зимний зоопланктон Рыбинского водохранилища. Ривьер И.К. - В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., Наука, 1981, с. 191-210.

В работе впервые приводится список видов специфического зимнего зоопланктона Рыбинского водохранилища. Прослежена динамика отдельных видов в поледный период, изучено горизонтальное и вертикальное распределение, показана зависимость распределения от факторов среды: температуры, газового режима (O_2 и CH_4), уровня и т.д. Исследована структура популяций *Cyclops kolensis* и *Eudiaptomus gracilis* зимой. Показано, что скопления *C. kolensis* к весне уплотняются до 160 тыс. экз./м³. Количество зимнего зоопланктона с декабря по апрель составляет 0,32 г/м³. Лит. - 10 назв., ил. - 6, табл. - 3.

УДК 574.587 : 574.622

Количественная характеристика бентоса Рыбинского водохранилища за 1941-1978 гг. Баканов А.И., Митропольский В.И. - В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., Наука, 1981, с. 211-228.

Количественное развитие макробентоса Рыбинского водохранилища изучено в мае и августе 1978 г. Средняя биомасса бентоса весной равнялась 7,8, летом - 4,9 г/м². По этим показателям водохранилище можно отнести к среднекормным водоемам. Наибольшего развития бентос достигает на серых илах, на которых весенняя биомасса составляет 22,2, летняя - 15,6 г/м². Проведен критический анализ всех данных по бентосу Рыбинского водохранилища с первых лет его изучения. С начала 70-х гг. началось повышение биомассы бентоса, продолжающееся и в настоящее время. Нагульные плю-

шади для рыб-бентофагов постепенно расширяются, обилие бентоса на них возрастает. Обсуждаются возможные причины этого явления. Пространственное распределение бентоса соответствует логнормальному статистическому распределению. С помощью индекса Мориситы проведена количественная оценка степени агрегированности бентоса для различных групп рыб. Лит. 66 назв., ил. - 1, табл. - 3.

УДК 597-152.5 : 556.18

Состояние нерестилищ фитофильных рыб в водоемах Вятской, Чувашской, Татарской, Л.К., Гордеев Н.А. - В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., Наука, 1981, с. 210-214.

Рассматривается формирование нерестилищ фитофильных рыб в водохранилищах в зависимости от режима их уровня. В водохранилищах и Угличское водохранилище прогрессивно зарастают и заболачиваются, нерестилищ здесь избыток. В Рыбинском и Шекснинском водохранилищах в результате размыва мелководий развитие растительности ограничено. В Шекснинском водохранилище площади нерестилищ ежегодно малы, в Рыбинском они зависят от водности года. В результате предполагаемой реконструкции водоемов в Шекснинском водохранилище условия размножения фитофильных видов рыб ухудшатся. В Рыбинском водохранилище скользящими значениями изменения режима на нерестилищах следует ожидать и в Шекснинском плесе. Лит. - 7 назв., ил. - 5.

УДК 556.551.46

Балансы биогенных элементов в Иваньковском водохранилище, Андреева И.А., Законнов В.В. - В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., Наука, 1981, с. 210-214.

Представлены средние многолетние балансы органического углерода, общего азота и общего фосфора за период существования водохранилища (1937-1976 гг.). Основным источником поступления водохранилищем биогенов в водохранилище является речной сток, дающий 100% прихода C_{org} и около 70% прихода общего N и P. Азот и фосфор, поступающие в водохранилище со сточными водами, составляют соответственно 16 и 12% от суммы приходных элементов. Соотношения азота и углерода C_{org} в среднем равно 1.7 : 1. Поступление биогенов в донную массу из донных отложений невелико (3-7%). Сброс биогенов через гидроузлы составляет 60-90% расходной части баланса. Интенсивный вынос веществ из водохранилища, в сочетании с высокими скоростями деградации органического вещества определяет низкие темпы аккумуляции C, N и P в донных отложениях, равные соответственно 5, 10 и 30% от их годового прихода. Анализируются многолетние изменения показателей физического состояния водоема. Лит. - 30 назв., табл. - 13.

УДК 556.551.14

Круговорот биогенных элементов и проблемы качества воды водохранилищ Волги. Былинкина А.А., Трифонова Н.А. - В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., Наука, 1981, с. 259-270.

Рассматриваются основные источники поступления фосфора и азота в водохранилища Волги: речной сток, городские сточные воды, донные отложения. Отмечается важная роль повторного включения фосфатов в биотический круговорот в водной толще, как фактора, компенсирующего дефицит этого элемента и способствующего повышению продуктивности. Отсутствие достоверного увеличения выноса азота и фосфора в Каспийское море за последние десятилетия объясняется особенностями биологических и физико-химических процессов в условиях зарегулированного стока Волги. Лит. — 8 назв., табл. — 6.

УДК 556.114.7

Оценка энергетических запасов органического вещества природных вод. Бикбулатов Э.С. — В кн.: Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской водных систем. Л., Наука, 1981, с. 271-281.

Рассмотрение различных стехиометрических уравнений окисления органического вещества (ОВ) природных вод привело автора к необходимости различать 3 вида калорийности: 1) физиологическую калорийность, т.е. энергию, выделяющуюся при окислении ОВ, когда в результате реакции кроме двуокиси углерода и воды образуется аммонийная форма азота, как это имеет место при определении бихроматной окисляемости; 2) физическую калорийность, когда деструкция ОВ приводит к образованию молекулярного азота (прямая калориметрия); 3) полную калорийность, когда распад ОВ ведет к образованию наиболее окисленной формы азота — нитратам. Выведены формулы, позволяющие рассчитывать все 3 вида калорийности по обычным гидрохимическим данным. Лит. — 22 назв., табл. — 4.