

06
ИБВВ

АКАДЕМИЯ
НАУК
СССР

**БИОЛОГИЯ
ВНУТРЕННИХ
ВОД**

№

ИНФОРМАЦИОННЫЙ БЮЛЛЕТЕНЬ

14

АКАДЕМИЯ НАУК СССР

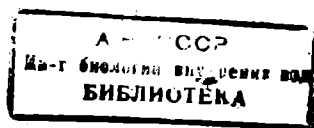
ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД
НАУЧНЫЙ СОВЕТ ПО ПРОБЛЕМАМ
ГИДРОБИОЛОГИИ, ИХТИОЛОГИИ И ИСПОЛЬЗОВАНИЯ
БИОЛОГИЧЕСКИХ РЕСУРСОВ ВОДОЕМОВ

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД

ИНФОРМАЦИОННЫЙ БЮЛЛЕТЕНЬ

№ 14

33606-п



ИЗДАТЕЛЬСТВО «НАУКА»
ЛЕНИНГРАДСКОЕ ОТДЕЛЕНИЕ
Ленинград · 1972

Главный редактор

доктор географических наук

Н. В. БУТОРИН

Редактор издания

доктор биологических наук

В. К. ШТЕГМАН

СИМПОЗИУМ ПО ВЛИЯНИЮ ПОДОГРЕТЫХ ВОД ТЕПЛОЭЛЕКТРОСТАНЦИЙ НА ГИДРОЛОГИЮ И БИОЛОГИЮ ВОДОЕМОВ

Симпозиум состоялся в Борке, в Институте биологии внутренних вод АН СССР, 24—26 марта 1971 г. Цель — обмен информацией об исследованиях, ведущихся по этой проблеме, оценка полученных результатов и координация дальнейших исследований.

В работе симпозиума приняли участие 42 организации, в том числе 22 научно-исследовательских института, 7 вузов, 8 проектных институтов. Было заслушано и обсуждено 40 докладов. После вступительного слова директора Института гидробиологии АН УССР А. В. Топачевского Ф. Д. Мордухай-Болтовской сделал попытку обзора состояния рассматриваемой проблемы по литературным и неопубликованным данным. Затем последовал ряд сообщений по району Конаковской ГРЭС (в Ивановском водохранилище): о гидрологическом, особенно термическом режиме (Т. Н. Курдина, А. С. Литвинов), о нефтяном загрязнении (В. Е. Синельников, А. И. Саралов), о фитопланктоне и его фотосинтезе (В. А. Елизарова, И. Л. Пырина, Е. И. Наумова), о высшей водной растительности (Л. И. Лисицына, Г. А. Жуков) и зоопланктоне (И. К. Ривьер).

Следующая группа докладов относилась к водоемам-охладителям Украины: об их гидрохимическом режиме и бактериальной флоре (А. Д. Коненко, С. И. Абремская, Л. Г. Ленчина), фитопланктоне и фитобентосе (Т. А. Виноградская, В. Г. Гринь), зоопланктоне, зообентосе и продукции некоторых видов ракообразных (М. Ф. Поливанная, О. А. Сергеева, М. Л. Пидгайко, Л. А. Китицина). В докладе С. Л. Зисмана дан общий обзор существующих и проектируемых тепловых и атомных электростанций и рассмотрена техническая сторона их водоснабжения вообще, а в докладе Л. А. Эйнгорн — применительно к Конаковской ГРЭС.

Были также обсуждены результаты исследований подогреваемых теплоэлектростанциями вод в различных областях СССР: по гидротермическому и гидрохимическому режиму (И. И. Мака-

ров, Е. П. Полякова, Н. В. Пикуш, П. М. Калашин, А. Г. Кудряшова, Г. А. Лаумянская и Ю. Ю. Снукишкис), по бактерио-фито- и зоопланктону и высшей растительности (Т. Л. Сысолятина, В. С. Юревичюте, А. К. Дыга, Н. Н. Харин, Е. В. Лукина), по биологии каспийских ракообразных, акклиматизированных в подогреваемых водах некоторых ГРЭС на Украине (П. А. Журавель, В. В. Дукина и Г. С. Кудрявцева, В. М. Золотарева). Наконец, несколько сообщений содержали данные о влиянии сброса подогреваемых вод на различные стороны режима и население принимающих их водоемов (М. Л. Флейс с соавторами, Р. А. Шахматова с соавторами, А. И. Набережный, Б. А. Шишкин с соавторами, Т. Г. Кокотия, А. С. Астраускас и Л. А. Рачюнас).

Как правило, сообщения иллюстрировались таблицами и диаграммами. Большое оживление вызвала демонстрация (И. И. Макаровым) фильма о распространении подогретых вод в водоеме с естественными температурами, а также демонстрация живых каспийских мизид (П. А. Журавлем), благополучно размножающихся в подогреваемых водах Приднепровской ГРЭС.

Симпозиум показал, что исследования гидрологического режима и биологии подогреваемых вод за последние годы значительно расширились и охватили новые районы (Молдавия, Литва, Урал, Восточная Сибирь). Однако многие вопросы по влиянию подогретых вод на биологию водоемов остаются еще невыясненными (первичная и вторичная продукция, температурные пороги и их изменения под влиянием акклиматизации и др.), обобщений пока мало и подготовка рекомендаций для нормирования теплового режима водоемов затруднительна. Выясняется, кроме того, что существующая санитарная норма допустимого повышения температуры должна быть различной в различных климатических зонах.

В решении симпозиума подчеркнуто, что для дальнейших исследований по проблеме влияния подогреваемых вод необходима их координация. При этом в качестве головной координирующей организации был выдвинут Институт гидротехники им. Б. Е. Веденеева, а Институту биологии внутренних вод АН СССР и Институту гидробиологии АН УССР поручается координация исследований на подогреваемых водах соответственно в северных и южных областях Союза ССР. Для своевременного обмена информацией решено проводить симпозиумы по этой проблеме в Борке через каждые два года.

Ф. Д. Мордухай-Болтовской

СОВЕЩАНИЕ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ И ПЕРСПЕКТИВАМ КОМПЛЕКСНОГО ИССЛЕДОВАНИЯ ВОЛГИ И ЕЕ ВОДОХРАНИЛИЩ

В Институте биологии внутренних вод АН СССР 22—23 марта 1971 г. состоялось совещание участников трех комплексных экспедиций, обследовавших Волгу в 1969—1970 гг. Подобные экспедиции проводились Институтом в 1955—1957 гг. За прошедшие годы облик реки в значительной степени изменился: заполнены Волгоградское и Саратовское водохранилища, что отразилось на режиме устьевых участков реки, начато строительство Чебоксарской ГЭС. В этих условиях проведение комплексных маршрутных обследований каскада водохранилищ приобретает особую актуальность.

В совещании приняли участие представители Института биологии внутренних вод АН СССР, Ботанического института им. В. Л. Комарова АН СССР, Института гидробиологии АН УССР, Горьковского государственного университета, Верхне-Волжского и Саратовского отделений ГосНИОРХ, Теплоэлектропроекта, Всесоюзного научно-исследовательского института гидротехники им. Б. Е. Веденеева, Костромского педагогического института.

Заслушаны сообщения: о флоре водорослей Волги от ее истока до дельты (Г. В. Кузьмин, В. И. Есырева, Л. П. Рябкова, И. М. Балонов), о распределении биомассы фитопланктона по каскаду водохранилищ и в некоторых притоках (В. И. Есырева, Г. В. Кузьмин, Л. П. Рябкова, А. Л. Ильинский, Г. А. Юлова, Н. А. Герасимова), о зоопланктоне и зообентосе (Р. А. Шахматова, Л. А. Филимонов), о первичной продукции и деструкции органического вещества (В. М. Кудрявцев, Н. А. Герасимова), о численности бактерий и времени их генерации (В. М. Кудрявцев), о скорости разрушения фенола (В. Я. Костяев), о газовом, солевом и биогенном режиме (А. Г. Бакулина, Н. Г. Тухсанова), о содержании органического вещества (Е. М. Бикбулатова).

Совещание в своем решении отметило положительную сторону комплексных экспедиций, во время которых отработаны и унифицированы некоторые гидробиологические методы и скоординирована работа учреждений, проводящих исследования на Волге. Признано целесообразным продолжать начатые комплексные исследования, а также расширять и углублять работы на трассе строящегося Чебоксарского водохранилища и на р. Оке. Высказано пожелание о скорейшем монографическом обобщении материалов по флоре водорослей. Вместе с тем совещание указало, что для достоверной оценки продуктивности каскада водохранилищ необходимы проведение не менее трех экспедиционных обследований Волги в один вегетационный период и увеличение числа станций с отбором проб на гидрохимический анализ.

Г. В. Кузьмин

Б. И. Куперман и А. В. Монаков

ВЕСЛОНОГНЕ РАКООБРАЗНЫЕ — ПЕРВЫЕ ПРОМЕЖУТОЧНЫЕ ХОЗЯЕВА ЛЕНТОЧНЫХ ЧЕРВЕЙ РОДА *TRIAENOPHORUS* РЫБИНСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Жизненный цикл ленточных червей рода *Triaenophorus* сложный и протекает со сменой двух промежуточных и окончательного хозяина. Половозрелые черви покидают кишечник окончательного хозяина — щуки — весной: в водоемах северо-запада (Ладужское озеро, Рыбинское водохранилище) — в мае, в прибрежной зоне водоема — в первой половине июня. Вылупившиеся из яиц корацидии достигают величины 45—50 мк, через 2—3 дня размеры их увеличиваются в 2—3 раза. Заражение копепод — первых промежуточных хозяев *Triaenophorus* — происходит при заглатывании ими плавающих в воде корацидиев. В кишечник веслоногих рачков попадают онкосферы, лишенные наружных оболочек. Через несколько минут после заражения онкосферы активно проникают в полость тела хозяина, где происходит их развитие, заканчивающееся формированием инвазионного процеркоида.

Изучение этого этапа жизненного цикла у *Pseudophyllidea* начато Яницким (Janicki, 1918) и Розеном (Rosen, 1918). В дальнейшем экспериментально получены относительно полные сведения о первых промежуточных хозяевах *T. nodulosus* из водоемов Польши (Michajlow, 1932, 1962) и *T. nodulosus* и *T. crassus* из водоемов Канады (Watson a. Price, 1960; Watson a. Lawler, 1965). Однако проблема первых промежуточных хозяев *Triaenophorus* не может быть полностью решена без проведения сравнимых исследований на большей части ареала этих цестод — в Европе (кроме Польши) и Азии, где до сих пор такие работы не проводились (Michajlow, 1962).

Цель настоящей работы — выявить в эксперименте потенциальных первых промежуточных хозяев *Triaenophorus* из Рыбинского водохранилища с последующей оценкой их роли как хозяев этих цестод в природных условиях. Экспериментальному заражению корацидиями *T. nodulosus* и *T. crassus* подверглись 24 вида копепод из Рыбинского водохранилища — 8 видов *Calanoida* и 16 видов *Cyclopoida*. Корацидиями *T. nodulosus* заразились 4 из

8 видов *Calanoida* и все 16 видов циклопов, участвовавших в опытах. Корациями *T. crassus* заразились 3 из 8 видов *Calanoida* и 13 из 16 видов *Cyclopoida*. Анализ образа жизни, экологии, характера питания каждого вида веслоногих Рыбинского водохранилища и результаты экспериментов по заражению позволяют наметить 5 групп копепод как первых промежуточных хозяев *Trianaeophorus* в этом водоеме.

В I группу входят основные первые промежуточные хозяева *Trianaeophorus*. Это копеподы, наиболее сильно и с высокой интенсивностью заражавшиеся корациями *Trianaeophorus* в эксперименте и массово представленные в прибрежье в весенне-летний период: *Cyclops strenuus*, *C. vicinus*, *C. insignis*, *Microcyclops varicans*, *M. bicolor*, *Eudiaptomus gracilis* и *Eu. graciloides*. Представители рода *Cyclops* относительно велики по размерам (до 1 мм), встречаются в массе в весенне-летний период как в прибрежье, так и в планктоне открытых частей водоема. По характеру питания все они активные хищники, предпочитающие пищу животного происхождения (простейших, коловраток, молодь ракообразных). Организмы размером до 70—80 мк обычно они заглатывают целиком, более крупных предварительно разрушают челюстями. *Microcyclops varicans* и *M. bicolor*, хотя и значительно меньше по величине представителей рода *Cyclops* (длина 0.3—0.5 мм), способны, однако, заглатывать частицы, равные размерам корации, и сильно заражаться обоими видами паразитов при весьма высокой интенсивности. Оба рачка наиболее массовы в прибрежье среди зарослей растительности ранней весной и летом. По характеру питания — полифаги. Высокая степень заражения наблюдается у видов *Cyclops* и *Microcyclops* разных стадий развития и пола: копеподиты 4—5-й стадий, взрослые самцы и самки. У некоторых циклопов интенсивность заражения достигала 30 процеркоидов в одном рачке (*C. vicinus*).

Eudiaptomus gracilis и *Eu. graciloides* сильно заражаются обоими видами *Trianaeophorus*. Однако важно подчеркнуть тот факт, что самцы и их копеподитные стадии *Eu. graciloides* не заразились корациями *T. nodulosus* и *T. crassus* в эксперименте, тогда как самки этого вида оказались зараженными весьма сильно. Эти копеподы ведут планктонный образ жизни, массовы в прибрежье, по характеру питания грубые фильтраторы, отдающие предпочтение крупным оформленным пищевым частицам, взвешенным в воде, размером от 10 до 75 мк, в отличие от *Cladocera*, питающихся преимущественно бактериями и мелким детритом.

Во II группу отнесены веслоногие, способные к заражению корациями *T. nodulosus* или *T. crassus* в разной степени, но играющие по тем или иным причинам менее существенную роль как промежуточные хозяева этих цестод: *Cyclops kolensis*, *Macrocylops fuscus*, *M. albidus*, *Eudiaptomus coeruleus*, *Mesocyclops oithonoides*, *Acanthocyclops bicuspidatus*, *A. viridis*, *Eucyclops macrurus*

(для *T. nodulosus*), *Acanthocyclops vernalis* (для *T. nodulosus*), *Acanthodiptomus denticornis* (для *T. nodulosus*). *Cyclops kolensis*, хотя и заражается на 100% с высокой интенсивностью корацидиями обоих видов *Trienophorus*, все же не может быть отнесен к основным хозяевам этих цестод, поскольку встречается в планктоне пелагиали и лишь в холодное время года (ранняя весна, поздняя осень и зима), т. е. в той зоне водоема и в тот период, когда основная масса корацидиев отсутствует. Роль *Eudiaptomus coeruleus* и *Acanthodiptomus denticornis* в жизненном цикле *Trienophorus* невелика, так как они обитают обычно во временных водоемах и прудах. *Mesocyclops oithonoides* интенсивно заражается *T. nodulosus* и заметно слабее *T. crassus*. Это массовая форма летнего планктона водохранилища, постоянно встречающаяся и в прибрежной зоне. По всей вероятности, роль этого вида циклопов как хозяев *T. nodulosus* довольно значительна, несмотря на массовое развитие их не в весенний, а в летний период. *Acanthocyclops bicuspidatus* сильно инвазируется обоими видами паразитов. Однако он весьма малочислен, хотя постоянно и встречается в прибрежье. Также малочисленны в прибрежье *Eucyclops macrurus* и *Acanthocyclops vernalis*, заразившиеся в эксперименте только *T. nodulosus*.

Опыты по заражению *Acanthocyclops viridis* показали, что копеподиты IV—V стадий, отловленные в начале мая, не заразились обоими видами паразитов, тогда как взрослые самки этого вида заразились, хотя и в невысокой степени. Одновременно поставленные опыты, в которых копеподитам предлагались различные виды пищи (водоросли, простейшие и т. д.), меченные радиоактивным углеродом, показали, что подопытные животные практически не питались, а существовали, по-видимому, за счет жировых накоплений, сохранившихся с зимнего периода.

В опытах с *Macrocyclus fuscus* самки этого вида корацидиями *T. crassus* не заразились, а *T. nodulosus* — в слабой степени при двух повторностях опыта. В то же время самцы этого вида сильно инвазировались *Trienophorus*. Самки другого вида этого рода — *M. albidus*, в мае—июне не заразились в эксперименте корацидиями *T. crassus*, но в феврале—марте копеподиты этого вида сильно заразились этим паразитом. Виды родов *Acanthocyclops* и *Macrocyclus* многочисленны и широко распространены в водоеме как в прибрежье, так и в открытых частях. Несмотря на это, роль их как хозяев *Trienophorus* в водохранилище не очень велика, так как они обитают в придонных слоях воды, где могут использовать в пищу в основном лишь погибающих корацидиев. В полости тела копепод I и II групп развитие личинок протекает нормально и завершается формированием инвазионного процеркоида.

III группу составляют циклопы *Mesocyclops leuckarti* и *Eucyclops serrulatus*, которые легко заражаются корацидиями *Trienophorus*.

nophorus, но развитие процеркоидов в полости тела их прекращается через несколько дней после заражения, что связано, вероятно, с особенностями физиологии этих циклопов.

В IV группу входят веслоногие, не заразившиеся в эксперименте обоими видами *Triaenophorus* — *Hemidiaptomus amblyodon* и *Diaptomus mirus*, типичные обитатели временных водоемов. *H. amblyodon* способен заглатывать корацидиев, но в кишечнике они полностью погибают и перевариваются. Копеподы III и IV групп не могут служить первыми промежуточными хозяевами *Triaenophorus*.

В V группу мы относим условно копепод, которых не удалось пока (по неясным для нас причинам) заразить корацидиями *T. nodulosus* (*Heteroscope appendiculata*, *Eurytemora velox*) или корацидиями *T. crassus* (*Heteroscope appendiculata*, *Eurytemora velox*, *Acanthocyclops gigas*, *A. vernalis*, *Eucyclops macrurus*, *Acanthodiaptomus denticornis*). Последние три вида для *T. nodulosus* входят во II группу.

Проведенные эксперименты с копеподами из Рыбинского водохранилища и других водоемов СССР и литературные данные дают основание для вывода, что в разных водоемах для одного и того же вида паразита основными промежуточными хозяевами могут быть различные виды веслоногих, что определяется как видовым составом копепод, так и особенностями их биологии в каждом водоеме.

ЛИТЕРАТУРА

- Janicki C. 1918. Neue Studien über postembryonale Entwicklung und Wirtswechsel bei Bothriocephalen. 1. *Triaenophorus nodulosus* (Pallas). Corros. Bl. Schweizer. Ärzte, 48 (40).
- Michajlow W. 1932. Les adaptations graduelles des copepodes comme premiers hôtes intermediaires de *Triaenophorus nodulosus* Pall. Ann. parasitol. humaine et comparée, 10 (4).
- Michajlow W. 1962. Species of the genus *Triaenophorus* (Cestoda) and their hosts in various geographical regions. Acta parasitol. polon., 10 (1).
- Rosen F. 1918. Recherches sur le développement des cestodes. 1. Le cycle évolutif des Bothriocephales. Bull. Soc. neuchât., 43.
- Watson N. H. F. and J. L. Price. 1960. Experimental infections of Cyclopoid Copepods with *Triaenophorus crassus* Forel and *T. nodulosus* (Pallas). Canad. J. Zool., 38 (2).
- Watson N. H. F., G. H. Lawler. 1965. Natural infections of Cyclopoid Copepods with Procercoids of *Triaenophorus* spp. J. Fish. Res. Board Canada, 22 (6).

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

О ПРИБРЕЖНОМ БЕНТОСЕ В КУЙБЫШЕВСКОМ ВОДОХРАНИЛИЩЕ

В волжском каскаде Куйбышевское водохранилище выполняет роль водохранилища-регулятора, поэтому характерной его особенностью являются большие колебания уровня в течение года. Весной водохранилище наполняется до нормального подпорного горизонта (НПГ), находящегося на абсолютной отметке 53.00 м. В течение безледного периода понижение уровня составляет обычно не более 1—1.5 м. За зимний период уровень срабатывается еще на 4—4.5 м. В мае, когда весенним паводком водохранилище бывает наполнено почти до НПГ, производится попуск для обводнения нижеволжской поймы. Сработка уровня в это время составляет не более 1 м. В первой декаде июня обычно удается снова наполнить водохранилище до НПГ. В отдельные годы бывают отклонения от этой общей схемы. Так, в 1962 г. в связи с большой водностью года НПГ удерживался в течение всего безледного периода. В ноябре 1959 г. после летней сработки на 70 см благодаря высокому осеннему паводку на реках бассейна водохранилище вновь было наполнено до НПГ. В маловодном 1967 г. водоем наполнился лишь до отметки 52.00 м, т. е. на 1 м ниже обычного.

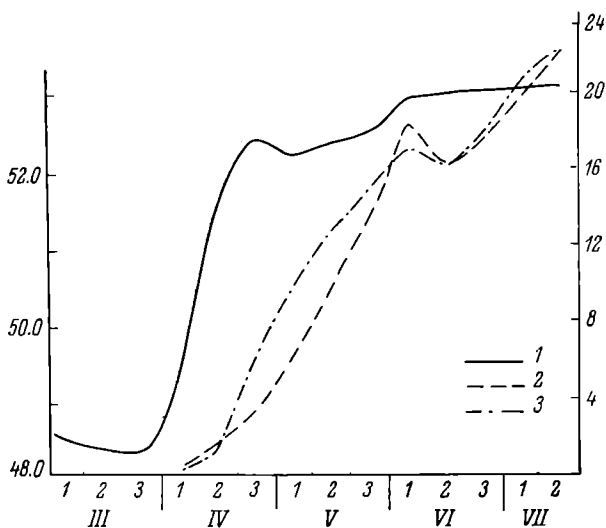
Значительные колебания уровня в течение года ограничивают развитие бентоса в прибрежной зоне водохранилища. Осенью вслед за обсыханием побережья происходит выветривание грунтов. С наступлением зимы грунты промерзают. Периодические колебания уровня, а также значительное волнение на открытых берегах лимитируют развитие в водохранилище прибрежной макрофлоры (Экзерцев, 1963).

В первой декаде июля 1962 г. проведена комплексная экспедиция по всему Куйбышевскому водохранилищу для обследования прибрежной зоны. Наряду с другими исследованиями велось изучение бентоса. Сбор материала производился на глубинах 0.4—1 м малым дночерпателем Петерсена с площадью захвата $1/40 \text{ м}^2$ (4 выемки) или штанговым дночерпателем $1/100 \text{ м}^2$ (5 выемок). Собранный грунт промывался через шелковое сито № 26. Всего в прибрежной зоне взято 36 проб бентоса. Заросли макрофитов, весьма редкие в Куйбышевском водохранилище, не обследовались. Во время экспедиции проведены также работы обычного стандартного рейса с отбором проб бентоса в открытой части водохранилища.

Развитие бентических организмов в прибрежной зоне водохранилища определяется рядом факторов: продолжительностью пребывания грунта под водой после весеннего наполнения, характером коренного грунта и количеством органики в нем, защищенностью от волнения, наличием в бухтах и заливах притоков, приносящих аллохтонный органический материал, и др. Собранный

во время экспедиции материал позволил проанализировать влияние лишь некоторых факторов.

В 1962 г. водохранилище начало наполняться водой в первой декаде апреля и к концу месяца уровень достиг отметки 52.50 м (см. рисунок). Пропуск воды в нижний бьеф привел к некоторому снижению уровня. Последующее наполнение водохранилища закончилось в середине июня, а к моменту проведения наблюдений



Уровень воды по водомерному посту Комсомольск (1), температура воды по водомерным постам Тетюши (2) и Комсомольск (3) в среднедекадных показателях.

По оси ординат: слева — уровень (м), справа — температура (°C); по оси абсцисс — месяцы и декады.

уровень поднялся еще на 20 см выше НПГ. Таким образом, зона с глубинами 0.25—0.50 м находилась под водой 32—37 дней, с глубинами 0.50—0.80 м — 37—55 дней, с глубинами 0.80—1.25 м — 70—78 дней. Эти сроки вполне достаточны для того, чтобы вылетевшие взрослые хирономиды отложили яйца в прибрежной зоне, тем более что переход среднедекадной температуры воды через 15° проходил по всему водохранилищу в третьей декаде мая, т. е. за полтора месяца до проведения наблюдений.

Грунты в прибрежной зоне водохранилища весьма разнообразны. По правому берегу это преимущественно глинистые породы коренного берега, по левому — почвы различного типа, иногда черноземы, в других случаях — песчаные. Нередко грунт представляет собой дерновину, хорошо сохранившуюся за 5 лет суще-

ствования водохранилища. Количество детрита обычно невелико. На открытых участках берега грунты хорошо промыты и почти не содержат органики.

В собранных пробах обнаружены следующие виды беспозвоночных: *Oligochaeta* — *Ophidonais serpentina* (Müll.), *Isochaetides newaensis* (Mich.), *Limnodrilus helveticus* Pignet. *L. hoffmeisteri* Clap., *L. claparedeanus* Ratzel, *Euliyodrilus hammoniensis* (Mich.), *Tubifex tubifex* (Müll.); ¹ *Amphipoda* — *Pontogammarus sarsi* Sow.; *Chironomidae* — *Lauterbornia* Kieff., *Tanytarsus* ex gr. *mancus* v. d. Wulp, *Chironomus* f. l. *plumosus* L., *Ch.* f. l. *reductus* Lipina, *Ch.* f. l. *semireductus* Lenz, *Ch.* f. l. *thummi* Kieff., *Cryptochironomus* ex gr. *conjugens* Kieff., *C.* ex gr. *defectus* Kieff., *C.* ex gr. *viridulus* F., *Parachironomus* ex gr. *pararostratus* Lenz, *Endochironomus* ex gr. *tendens* F., *Glyptotendipes* ex gr. *griepkoveni* Kieff., *Limnochironomus* ex gr. *nervosus* Staeg., *Lipiniella arenicola* Shilova, *Polypedilum* ex gr. *nubeculosum* Mg., *Cricotopus* ex gr. *algarum* Kieff., *C.* ex gr. *silvestris* F., *Psectrocladius* ex gr. *psilopterus* Kieff., *Trichocladius inequalis* Kieff., *Procladius* sp. Первичноводные беспозвоночные — олигохеты и гаммариды — в прибрежье представлены слабо. Типично рипальная из них *Ophidonais serpentina*. Моллюсков нет совсем. Из перечисленных 20 форм хирономид почти все, по данным Г. В. Аристовской (1964) и нашим неопубликованным материалам, встречаются в медиали водохранилища. Иначе и не может быть, поскольку прибрежная зона осушается осенью и зимой, и лишь в медиали сохраняется личиночная популяция того или иного вида. Лишь *Lipiniella arenicola* и *Trichocladius inequalis* обнаружены пока только в прибрежье. Вместе с тем некоторые формы встречаются в прибрежной зоне чаще и обильнее, чем в медиали. К ним относятся такие в общем рипальные и фитофильные формы, как *Tanytarsus* ex gr. *mancus*, *Endochironomus* ex gr. *tendens* и *Cricotopus* ex gr. *silvestris*.

Рассматривая количественное развитие бентоса в прибрежной зоне, следует подчеркнуть незначительную долю первичноводных беспозвоночных. Они составляют всего лишь 3% всего бентоса по численности и 2% по биомассе. В медиали водохранилища на бывшей суше, обследованной в это же время на стандартных станциях, первичноводные составляли соответственно 62 и 78% общего количества бентоса.

Сравнение бентоса на открытом прибрежье, подверженном действию волнения, и на закрытых участках, защищенных островами или расположенных в бухтах и небольших заливах, обнаруживает преимущество закрытого прибрежья по всем показателям. На открытом прибрежье в трех случаях из 14 бентос отсутствовал

¹ Пользуясь возможностью, приношу большую благодарность Н. Г. Екатерининской за определение олигохет.

совершенно.¹ Фауна здесь менее разнообразна, встречаемость почти всех ведущих хирономид значительно ниже.

	Закрытое прибрежье	Открытое прибрежье	Затопленная суша
Число проб	22	14	6
Всего таксонов хирономид	18	9	3
Встречаемость ведущих форм, %:			
<i>Chironomus</i> f. l. <i>semireductus</i> . .	73	36	67
<i>Glyptotendipes</i> ex gr. <i>griepkoveni</i>	54	21	—
<i>Cryptochironomus</i> ex gr. <i>defectus</i>	50	29	—
<i>Cricotopus</i> ex gr. <i>silvestris</i> . . .	41	43	—
<i>Procladius</i>	32	21	50
<i>Tanytarsus</i> ex gr. <i>manus</i>	27	—	17
<i>Endochironomus</i> ex gr. <i>tendens</i> . .	18	—	—
<i>Polypedilum</i> ex gr. <i>nubeculosum</i>	18	—	—
<i>Parachironomus</i> ex gr. <i>pararostratus</i>	14	7	—
Встречаемость тубифицид в целом, %	14	29	100
Суммарная средняя численность, экз./м ²	530	215	60
Средняя биомасса	3.83	2.17	0.36

Количественно бентос в прибрежье распределен неравномерно. В ряде случаев биомасса составляет менее 1 г на 1 м² дна, но иногда за счет личинок хирономуса достигает 10—15 г/м². По средним показателям численность и биомасса на закрытом прибрежье в 1.5—2 раза выше, чем на открытом.

По данным Ф. Д. Мордухай-Болтовского с соавторами (1958), в Рыбинском водохранилище закрытое прибрежье тоже богаче бентосом, чем открытое, но разница здесь гораздо больше и биомасса на закрытом прибрежье в десятки раз выше, чем на открытом.

Сравнение бентоса прибрежной зоны и затопленной суши медиали водохранилища в это же время показывает, что прибрежье характеризуется большим разнообразием фауны, а по средним показателям — и большим количественным развитием. Ранее М. Я. Кирпиченко (1962) обратил внимание на то, что в осушной зоне Куйбышевского водохранилища происходит массовое оседание велигеров дрейссены. Хорошо растущая в благоприятных условиях мелководной зоны дрейссена в осенне-зимний период погибает. Очевидно, нечто подобное происходит и с хирономидами. Как ни низка трофика грунтов прибрежной зоны (хотя далеко не высока она и на затопленной суше), по-видимому, именно здесь происходит оседание и последующее развитие многих личинок хирономид после прохождения ими планктонной стадии.

¹ Мы не касаемся микробентоса, являющегося специальной областью изучения.

- Аристовская Г. В. 1964. Бентос Куйбышевского водохранилища за период с 1960 по 1962 г. Тр. Татарск. отд. научн.-исслед. инст. озерно-речн. рыбн. хоз., 10.
- Кирпиченко М. Я. 1962. Изучение биологии моллюска *Dreissena polymorpha* Pallas в Куйбышевском водохранилище. Тр. Зонального совещ. по типологии и биол. обоснованию рыбохоз. использ. внутр. (пресноводных) водоемов южной зоны СССР, изд. «Штиница», Кишинев.
- Мордухай-Болтовской Ф. Д., Э. Д. Мордухай-Болтовская Г. Я. Яновская. 1958. Фауна прибрежной зоны Рыбинского водохранилища. Тр. Биол. ст. Борок, 3.
- Экзерцев В. А. 1963. Зарастание литорали волжских водохранилищ. Тр. Инст. биол. внутр. вод. АН СССР, 6 (9).

Куйбышевская станция Института биологии
внутренних вод АН СССР

М. И. Ярушина

ФИТОПЛАНКТОН ПРУДОВ ЧЕСМЕНСКОГО РЫБОХОЗА СООБЩЕНИЕ I. СЕЗОННАЯ ДИНАМИКА ФИТОПЛАНКТОНА

Изучение видового состава и динамики фитопланктона в выростных прудах Чесменского рыбхоза Челябинской обл. проводилось в течение вегетационных периодов 1968 и 1969 гг. В 1969 г. пруды были залиты в конце июня, а их спуск начался в середине сентября. По величине эти пруды небольшие. Пруд № 6 (площадь 10 га) в течение двух лет служил контролем, а в пруд № 5 (площадь 6 га) с 7 июля по 28 августа (раз в семь дней) вносили аммиачную селитру и суперфосфат из расчета 1 мг N/л и 0.2 мг P/л. Пробы отбирались два раза в неделю. Гидрохимические наблюдения проводились параллельно с альгологическими один раз в неделю перед внесением удобрений. По сравнению с 1968 г. увеличена плотность посадки карпа (80 тыс. шт./га), и дополнительно к удобрению сеголеткам давали искусственные корма.

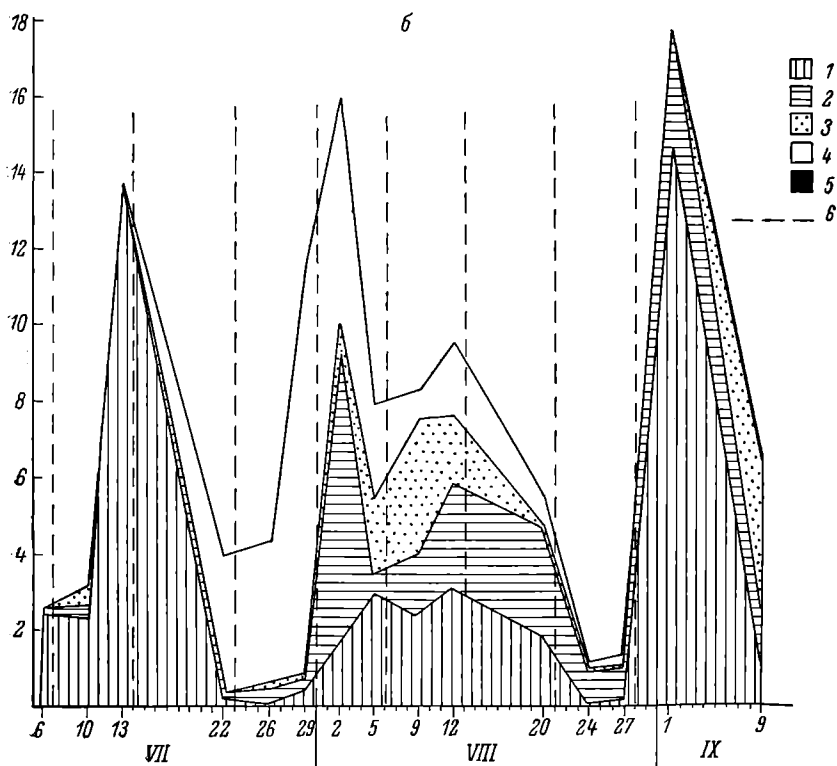
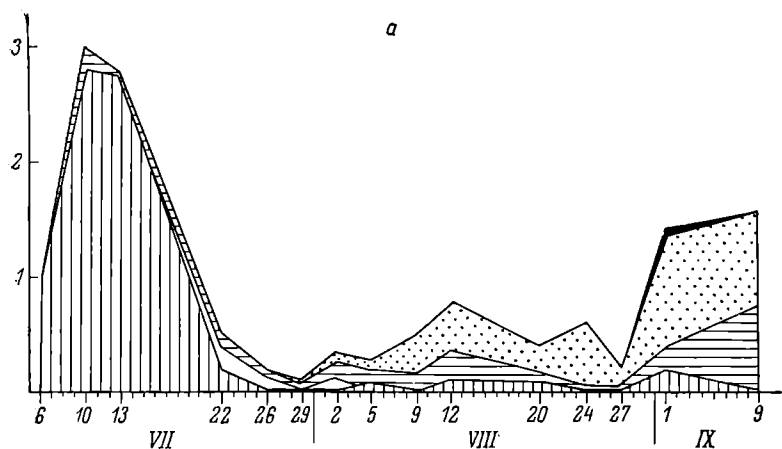
Сразу же после залития в фитопланктоне прудов преобладали синезеленые водоросли (см. рисунок), причем биомассы их в первые дни отличались незначительно (пруд № 6 — 2.8, № 5 — 2.3 г/м³). Но в контрольном пруду это была самая высокая биомасса не только синезеленых, но и всего фитопланктона (3.0 г/м³), а в пруду № 5 после внесения удобрений биомасса синезеленых намного возросла. Ведущей формой в июле был в контрольном

пруду *Aphanizomenon flos-aquae*, а в удобряемом ему сопутствовал *Oscillatoria* sp. (с биомассой до 7.6 г/м^3). К концу июля синезеленые почти выпали из планктона прудов и в вегетацию вступил *Cryptomonas marssonii*, появление которого можно объяснить увеличением количества органических веществ при разложении отмирающего *A. flos-aquae*. Благодаря внесению удобрений биомасса его в пруду № 5 в момент максимального развития достигала 10.9 г/м^3 , т. е. была почти в 30 раз выше, чем в контрольном. Кроме того, в последнем появление его было кратковременным, в то время как в удобряемом он вегетировал в течение всего сезона, постепенно снижаясь в количестве к концу лета (см. рисунок). Развитие протококковых и вольвоксовых в июле в обоих прудах было незначительным, биомассы их достигали в пруду № 6 — 0.1 , № 5 — 0.3 г/м^3 .

Начало августа характеризуется подъемом в развитии фитопланктона. В контрольном пруду это увеличение произошло за счет большего развития протококковых и диатомовых водорослей. Последние становятся доминирующими, достигая биомассы 0.6 г/м^3 , и встречаются до конца вегетационного периода. Ведущие формы диатомовых те же, что и в удобряемом пруду. В последнем увеличение биомассы вызвано в основном увеличением количества пиррофитовых и вольвоксовых. Вольвоксовые в первой половине августа были представлены *Chlamydomonas* sp. (7.5 г/м^3) и небольшим количеством *Eudorina elegans*. Одновременно отмечена небольшая вспышка развития диатомовых (3.6 г/м^3). Основу их биомассы составляли *Cyclotella comta* (2.1 г/м^3) и *C. meneghiniana* (0.5 г/м^3). Наряду с ними начал усиленно вегетировать *Coelosphaerium kuetszingianum* (до 209 тыс. кл./л), достигнув самой высокой биомассы (2.3 г/м^3) к середине августа.

Во второй половине августа наблюдалось резкое снижение общей численности и биомассы фитопланктона в обоих прудах (№ 6 — до 0.2 , № 5 — до 1.4 г/м^3). Но уже к началу сентября отмечен новый подъем в развитии фитопланктона. В течение нескольких дней в удобряемом пруду интенсивно развивался *Microcystis aeruginosa* (до 15 г/м^3), но в контрольном он даже не был обнаружен в количественных пробах. Осеннее увеличение протококковых можно объяснить накоплением органических веществ, о чем свидетельствует повышение окисляемости (в пруду № 6 — 9.8 до 13.6 , № 5 — 9.8 — $16.1 \text{ мг O}_2/\text{л}$). Среди протококковых наиболее постоянны и многочисленны *Coelastrum sphaericum*, *Oocystis submarina* и виды рода *Scenedesmus*. Одновременно с протококковыми достигли второго максимума и диатомовые (пруд № 6 — 0.9 , № 5 — 3.3 г/м^3).

Таким образом, сезонная динамика фитопланктона по составу сводится в контрольном пруду к следующему: июль — синезеленые; август — диатомовые, протококковые; сентябрь — диатомовые, протококковые. В удобряемом пруду: июль — синезеленые,



Сезонная динамика основных групп фитопланктона в прудах Чесменского рыбхоза в 1969 г.

а — контрольный (неудобряемый) пруд № 6; б — удобряемый пруд № 5.
По оси ординат — величина биомассы фитопланктона, г/м^3 ; по оси абсцисс — дата взятия проб. 1 — *Cyanophyta*, 2 — *Chlorophyta*, 3 — *Bacillariophyta*, 4 — *Pyrrophyta*, 5 — прочие, 6 — сроки внесения удобрений.

пирофитовые; август — вольвоксовые, синезеленые, пирофитовые; сентябрь — синезеленые, протококковые и диатомовые.

Из вышеизложенного видно, что в 1969 г. в неудобряемом пруду развитие фитопланктона гораздо слабее, чем в удобряемом. Среднесезонная биомасса фитопланктона в нем составляла 0.9, а в удобряемом — 7.6 г/м³. Основной фактор, ограничивающий развитие фитопланктона в неудобряемом пруду, — недостаточная обеспеченность биогенными элементами. Результаты наблюдений за два года показали, что уровень развития фитопланктона в 1969 г. в прудах был значительно ниже, чем в 1968 г.

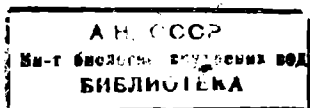
Сезонная динамика фитопланктона контрольного пруда в 1968 и 1969 гг. (Ярушина, 1971) в основных чертах сохранилась без изменений. Кривая общей биомассы в 1968 г. носила двувершинный характер с максимумами в первой половине июля и с относительно небольшим подъемом в конце лета за счет диатомовых. Но биомасса фитопланктона была в 1968 г. гораздо выше. Самые высокие биомассы в периоды двух вегетационных максимумов в 1968 г. достигли соответственно 17.1 и 6.6 г/м³, тогда как в 1969 г. — 3.0 и 1.5 г/м³, а среднесезонные в 1968 г. равнялись 6.8, в 1969 г. — 0.9 г/м³. В удобряемом пруду среднесезонная биомасса и численность фитопланктона в 1969 г. были почти в два раза меньше, чем в предыдущем. Несколько отличается и ход кривых биомассы фитопланктона за вегетационные периоды в эти годы. Если в 1968 г. кривая носит двувершинный характер, то в 1969 г. — четырехвершинный.

Располагая подробными сведениями по динамике биогенных элементов за эти годы, мы знаем, что в прудах нитратный азот присутствовал только в первые дни, а затем исчезал совершенно. Однако его отсутствие не задерживало развития водорослей; это объясняется тем, что водоросли способны потреблять другие формы азота (Гусева, 1952). Содержание же остальных форм азота и фосфора в 1969 г. было выше, чем в предыдущем. Отсюда следует, что развитие фитопланктона в прудах в 1969 г. тормозилось какими-то другими факторами (видимо, температурой, освещенностью).

ЛИТЕРАТУРА

- Гусева К. А. 1952. «Цветение» воды, его причины, прогноз и меры борьбы с ним. Тр. Всесоюз. гидробиол. общ., IV.
Ярушина М. И. 1971. О фитопланктоне выростных прудов Чесменского рыбхоза Челябинской области. Тр. Уральск. отд. Сибирск. науч.-исслед. инст. рыбн. хоз., VIII.

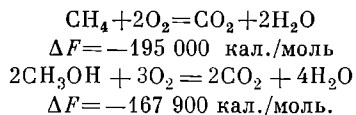
Институт биологии
внутренних вод АН СССР



ПОТРЕБЛЕНИЕ КИСЛОРОДА И АССИМИЛЯЦИЯ УГЛЕКИСЛОТЫ МЕТАНОКИСЛЯЮЩИМИ БАКТЕРИЯМИ ПРИ РАЗВИТИИ НА CH_3OH

До настоящего времени остается открытым вопрос, являются ли метанооксиляющие бактерии хемосинтезирующими или гетеротрофными организмами. В 1964 г. в диссертации В. И. Романенко высказано предположение, что наряду с крайними группами (автотрофные и гетеротрофные) необходимо выделить промежуточную группу микроорганизмов, которые нельзя отнести только к хемосинтезирующим или только к гетеротрофным организмам, так как они наполовину хемосинтезирующие, наполовину гетеротрофные. К ним, например, могут быть отнесены некоторые виды метанооксиляющих бактерий. Вопрос об отношении микроорганизмов к CO_2 в последние годы значительно осложнился. В настоящее время можно утверждать, что все гетеротрофные бактерии в той или иной мере могут ассимилировать CO_2 . Эта ассимиляция вероятнее всего осуществляется через цикл Кребса. Кроме того, выделены микроорганизмы *Pseudomonas oxalacetica* (Quayle, Keesch, 1959), получающие энергию за счет окисления органического вещества, а биосинтез осуществляющие за счет углекислоты.

Возможно также, что метанооксиляющие бактерии вначале окисляют метан до CO_2 , которая сразу же используется в конструктивном обмене. В этом случае бактерии должны быть отнесены к строгим хемосинтетикам, но методических подходов к разрешению этого вопроса пока нет. Как при окислении метана, так и при окислении метанола выделяется большое количество энергии:

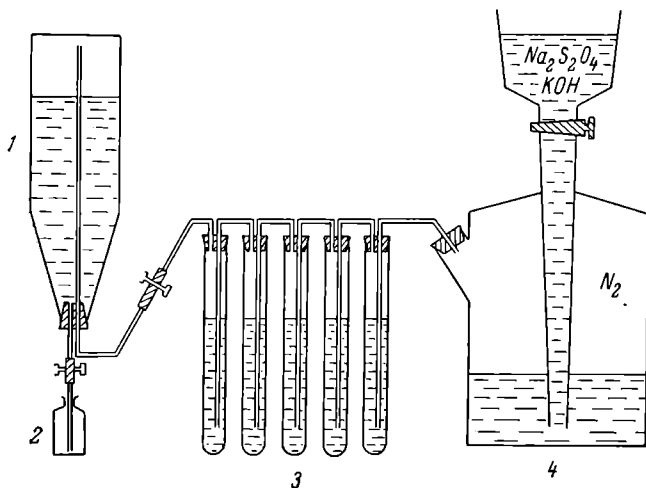


Значительная часть ее используется на ассимиляцию CO_2 . Нам кажется важным изучение соотношения между потреблением этими бактериями кислорода на окисление метана и метанола и количеством ассимилированной при этом углекислоты. К тому же исследование соотношения между потреблением O_2 и ассимиляцией CO_2 имеет большое значение в связи с возможностью разграничения интенсивности процессов гетеротрофной ассимиляции углекислоты и хемосинтеза в водоемах, поскольку у тех и других эти соотношения резко различаются.

Нами получена накопительная культура метанооксиляющих бактерий при заражении питательной среды водой из Рыбинского

водохранилища. Опыты проведены с сильно обогащенной накопительной культурой в присутствии бактерий-спутников, поскольку выделенные в чистом виде метанокисляющие бактерии, как это отмечалось и другими экспериментаторами (Козлова и др., 1969), вскоре прекращают развиваться. Выделенные впоследствии в чистом виде бактерии отнесены к роду *Pseudomonas*.

Для улучшения газового режима бактерии выращивались на разбавленной в 10 раз среде Мюнца в 3-литровой бутылке (см. рисунок, 1), содержащей



Установка для культивирования метанокисляющих бактерий и отбора проб среды.

1 — сосуд для культивирования бактерий; 2 — склянка для анализа кислорода; 3 — пробирки с щелочным раствором пирогаллола; 4 — газометр с азотом и щелочным раствором гидросульфита натрия.

около 50 мгС карбонатов и 0.5% (объемных) метанола. Такая концентрация метанола близка к оптимальной. В среду во время опыта добавлялся радиоактивный карбонат с активностью под счетчиком Гейгера 100—200 тыс. имп./мин. на 50 мл среды. Бактерии инкубировались в термостате при 27° С. Через разные промежутки времени в среде по методу Винклера анализировались содержание кислорода, а также радиоактивность бактерий. Пробы для анализа вытеснялись из бутылки азотом, поступающим из газометра (см. рисунок, 4). Для поглощения кислорода в воду, поступающую в газометр через верхнюю воронку, добавлялись гидросульфит и крепкий раствор щелочи. Индикатором на отсутствие кислорода служил раствор индигокармина. Кроме того, азот из газометра для дополнительной очистки от кислорода проходил через серию пробирок, содержащих по 10 мл щелочного раствора пирогаллола. Все шлифы и места соединения каучуковых пробок с сосудами тщательно заливались парафином. Кислород анализировался в склянках объемом 65 мл. По 50 мл среды, обработанной формалином, пропускалось через мембранный фильтр № 3, и радиоактивность бактерий на фильтре определялась под счетчиком. Контролем служила такая же бутылка со средой, из которой был исключен метанол. Потребление кислорода в контроле осуществлялось за счет эндогенного дыхания.

Потребление кислорода и ассимиляция углекислоты метанооксиляющими бактериями при развитии на CH_3OH

Часы от начала опыта	Опыт				Контроль				Результаты за вычетом контроля		
	O_2 , мг/л		ассимиляция $\text{C}:\text{CO}_2$, мкг/л		O_2 , мг/л		ассимиляция $\text{C}:\text{CO}_2$, мкг/л		потреблено O_2 на окисление CH_3OH , мг	ассимилировано $\text{C}:\text{CO}_2$, мкг	ассимилировано $\text{C}:\text{CO}_2$ на 1 мг O_2 , мкг
	содержание по ходу опыта	потребление	по ходу опыта	на 1 мг потребленного O_2	содержание по ходу опыта	потребление	по ходу опыта	на 1 мг потребленного O_2			
0	8.16	0	0	0	8.10	0	0	0	0	0	0
5	7.03	1.13	3.28	2.90	7.15	0.95	3.28	3.45	0	0	0
10	5.70	2.46	12.8	5.20	6.12	1.98	4.75	2.40	0.48	8.05	16.8
28	0.28	7.87	254	32.3	1.04	7.06	92	13.0	0.81	162	200
34	0	8.16	262	32.0	1.04	7.06	88	12.4	1.10	174	158
48	0	8.16	293	36.0	1.04	7.06	92	13.4	1.10	201	183
53	0	8.16	315	38.5	—	7.06	92	—	1.10	223	202
68	0	8.16	338	41.5	—	7.06	91	—	1.10	247	224

Из приведенных в таблице результатов видно, что вначале в культуре идет интенсивное потребление кислорода, который почти полностью исчезает через 28—30 час. То же происходит и в контроле. Но постепенно потребление кислорода в опыте становится более интенсивным в связи с использованием его на окисление метанола. Ассимиляция же углекислоты в самом начале невелика и почти одинакова в опыте и контроле. С момента, когда кислород почти полностью исчерпан, наступает резкое увеличение ассимиляции CO_2 в опыте, а в контроле уровень ассимиляции возрастает лишь немного. Ассимиляция углекислоты в опыте продолжается даже спустя 34 часа после полного исчезновения кислорода из среды, т. е. ассимиляция идет за счет энергии, запасенной в АТФ. В конечном итоге на 0.064 моля кислорода, затраченного на окисление метанола в данном опыте, ассимилировано 0.0186 моля углекислоты, или на 1 моль кислорода ассимилировано 0.29 моля CO_2 . У истинно хемосинтезирующих бактерий (*Hydrogenomonas*) в условиях автотрофного роста в идентичном опыте на 1 моль кислорода, потребленного на окисление H_2 ассимилировано 0.55 моля CO_2 , а у гетеротрофных бактерий при росте на пептоне всего лишь 0.01 моля CO_2 .

ЛИТЕРАТУРА

- Козлова Е. И., Л. И. Воробьева, З. А. Аркадьева, Л. И. Розанова и Г. Я. Дисараклия. 1969. Микроорганизмы, окисляющие метан. Микробиол., 38, 2.
 Quayle I. R., D. B. Keesch. 1959. Carbon assimilation by *Pseudomonas oxalaticus*. 1. Formate and carbon dioxide utilization during growth on formate. Biochem. J., 72, 5.

Институт биологии
 внутренних вод АН СССР

ДИНАМИКА ЧИСЛЕННОСТИ БАКТЕРИЙ В ДИВИЧИНСКОМ ЛИМАНЕ

Дивичинский лиман, расположенный на Самур-Дивичинской низменности у западного берега Каспийского моря, в микробиологическом отношении не изучен. Лиман находится примерно в 10 км к востоку от станции Дивичи-Сарван. Это пресный водоем, вытянутый параллельно морскому берегу, его площадь равна примерно 1600 га, длина 10—12 км, ширина 0.6—2 км, глубина от 0.5 до 2.0 м. Лиман имеет три основных плеса; значительная часть его площади занята зарослями тростника, камыша и рогоза. В Дивичинский лиман впадают реки Дивичичай, Шабранчай и ручей Тахта-Карпи, берущий начало с предгорий. Сток из лимана направляется в Каспийское море и регулируется шлюзом.

В 1961 г., после того как через шлюз в море было сброшено много воды, а поступление по рекам Дивичичай, Шабранчай и ручью прекратилось, уровень воды к августу упал на 0.5 м. При этом из-за сильного испарения и отсутствия проточности лиман слегка осолонился. Понижение и колебание уровня воды в лимане, которые отмечались в последние годы, привели к обсыханию отдельных площадей водоема и ухудшению условий для развития беспозвоночных и рыб. Кроме того, наблюдалось сильное развитие как надводной, так и подводной растительности, за счет чего водное зеркало в лимане значительно сократилось.

Главная задача настоящей работы — определить динамику численности микроорганизмов в водной массе Дивичинского лимана. Микробиологические исследования начаты в феврале 1967 г. на 10 станциях, расположенных в разных биотопах лимана (рис. 1). Они проводились в апреле, июле, октябре 1967 и 1968 гг. и в мае и июне 1969 г.

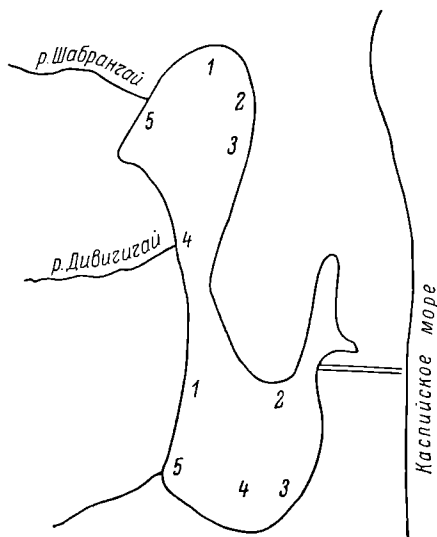


Рис. 1. Карта-схема Дивичинского лимана.

Цифры — номера станций.

Пробы воды для анализов брались в стерильные склянки батометром конструкции Ю. И. Сорокина (1960). Число бактерий определялось прямым счетом по методу А. С. Разумова (1932). Для подсчета через мембранный ультрафильтр № 3 профильтровывалось 10 мл воды. Учет общего числа сапрофитных бактерий производился на МПА методом глубинного посева воды. Чашки Петри с МПА пиквировались при комнатной температуре. выросшие колонии подсчитывались через 10—12 дней.

Общее число бактерий в феврале в Дивичинском лимане колебалось в пределах от 4.0 до 10.4 млн клеток в 1 мл воды (табл. 1). Содержание бактерий в ручье и прибрежной части лимана было в 1.5—2.5 раза больше, чем в центральной части.

Т а б л и ц а 1

Общее число бактерий в воде Дивичинского лимана
в 1967—1969 гг., млн кл./мл

№ стан- ции	1967 г.				1968 г.				1969 г.	
	фев- раль	апрель	июль	ок- тябрь	фев- раль	ап- рель	июль	ок- тябрь	май	июнь

Средняя часть лимана

1	4.2	9.3	16.4	11.6	7.2	—	17.1	—	—	15.2
2	4.0	12.7	13.2	12.4	6.1	—	16.9	—	—	15.3
3	7.1	8.3	15.0	10.6	6.6	—	15.3	—	—	14.6
4	6.0	9.1	18.0	10.2	9.3	—	17.4	—	—	16.1
5	8.0	12.7	20.1	14.7	10.4	—	21.4	—	—	20.3

Южная часть лимана

1	—	—	16.6	13.1	9.1	10.4	16.4	13.6	11.6	16.2
2	—	—	15.9	12.6	9.4	11.2	15.2	12.1	12.3	17.1
3	—	—	19.2	—	9.1	12.4	18.3	10.1	13.4	16.4
4	—	—	15.1	—	—	12.6	18.4	12.6	14.0	16.3
5	—	—	20.6	15.1	9.2	14.3	21.4	14.4	16.1	19.6

Весенний сезон характеризуется резким увеличением численности бактерий. В апреле—мае средняя численность бактерий для всего лимана в 1967 г. составляла 10.4 млн клеток в 1 мл воды, в 1968 г. — 12.2, а в 1969 г. — 13.5 млн клеток в 1 мл. Весной по отдельным станциям численность бактерий колебалась в пределах от 8.3 до 16.1 млн клеток в 1 мл воды.

Летом в воде лимана наблюдалось дальнейшее увеличение общего числа бактерий, колебавшегося в пределах от 13.2 до 21.4 млн клеток в 1 мл воды. Как известно, летний сезон — период бурного развития микроорганизмов и большинства других организмов, заселяющих водоем.

Развитие высшей водной растительности начинается в лимане с ранней весны, а в начале лета дно почти всей открытой части лимана покрывается подводной растительностью. За счет интенсивной вегетации высшей водной растительности потребляется основная часть биогенных элементов и других минеральных солей из воды и грунта; возможно, что при этом выделяются антибиотические вещества, задерживающие сильное развитие бактерий и фитопланктона. Этому фактору большое значение придавал

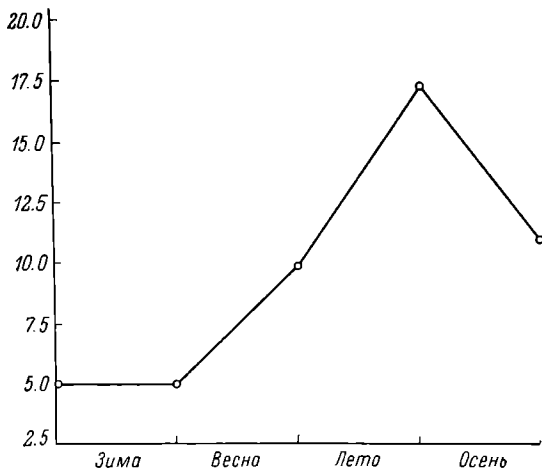


Рис. 2. Изменение общего числа бактерий в воде Дивичинского лимана по сезонам года.

По оси ординат — среднее количество бактерий, млн/мл.

А. С. Разумов (1932). Развивающаяся водная растительность достигает своего максимума в конце лета, после чего начинается ее распад. Биологическое потребление кислорода микроорганизмами и другими беспозвоночными усиливается, при этом истощается его запас как в воде, так и в донных отложениях. Кроме того, немалая часть растворенного кислорода в воде расходуется в биохимических процессах, например на окисление H_2S , CH_4 и др.

С наступлением осени общее число бактерий заметно снижается и не превышает в среднем 13.7 млн клеток в 1 мл воды. Наибольшее число бактерий наблюдалось в южной части лимана, где оно достигало 15.1 млн клеток в 1 мл воды. Увеличение и уменьшение общего количества бактерий отмечались в 1967—1968 гг. в одни и те же сезоны, но в 1968 г. численность бактерий в лимане была выше, что, вероятно, связано с обилием атмосферных осадков (табл. 1). Динамика среднего количества бактерий по сезонам года отражена на рис. 2.

Соотношение между общей численностью бактерий и количеством сапрофитных бактерий, растущих на МПА, служит хорошим показателем санитарного состояния водоема: чем больше эта величина, тем водоем чище, и наоборот. Сапрофитные бактерии — в известной мере показатели загрязненности воды свежими белковыми веществами. При этом имеет значение соотношение споровых и бесспорных форм. С. И. Кузнецовым (1952) было установлено, что наличие споровых бактерий указывает на присутствие в водоеме трудноусвояемых органических веществ.

В воде Дивичинского лимана споровых форм сапрофитных бактерий больше по сравнению с другими формами, что, по-видимому, связано с преобладанием трудноусвояемых органических веществ. Из табл. 2 видно, что сезонная динамика численности сапрофитов соответствует динамике численности общего числа бактерий. Очевидно, все максимумы и минимумы в развитии общего числа микроорганизмов и сапрофитных бактерий обуславливаются одними и теми же факторами. Наибольшее количество споровых форм обнаружено летом. Зимой численность сапрофитных бактерий колеблется в пределах от 580 до 1400 клеток в 1 мл воды, причем наибольшая численность их обнаружена в мутной воде канала. Минимальное содержание сапрофитных бактерий (табл. 2) в зимний сезон связано, по-видимому, с тем,

Т а б л и ц а 2

Число сапрофитных бактерий в Дивичинском лимане в 1967—1969 гг. (в 1 мл воды и 1 г сырого грунта, тыс. кл.)

№ стан-ции	1967 г.				1968 г.				1969 г.			
	фев-раль	апр-ель	июль	ок-тябрь	фев-раль	апр-ель	июль	ок-тябрь	май		июнь	
									вода	грунт	вода	грунт

Северная часть лимана

1	0.85	2.6	4.1	3.1	0.75	—	6.4	—	—	—	9.2	2300
2	0.92	2.1	9.3	4.0	0.84	—	7.3	—	—	—	8.6	1900
3	1.05	1.9	8.6	5.1	0.65	—	6.1	—	—	—	7.7	1200
4	1.0	2.9	10.0	4.6	0.58	—	9.6	—	—	—	9.3	1800
5	1.2	3.6	12.0	8.0	0.91	—	11.0	—	—	—	16.0	3600

Южная часть лимана

1	—	—	11.0	2.7	1.2	3.1	10.0	3.3	2.9	1400	9.2	2600
2	—	—	9.3	3.1	1.05	2.9	9.3	3.1	2.4	1200	5.8	3100
3	—	—	10.0	—	0.87	3.0	5.7	4.6	3.1	800	6.9	4000
4	—	—	7.6	—	0.93	2.1	8.4	7.4	2.5	930	10.0	2400
5	—	—	14.0	8.3	1.4	3.5	11.4	8.6	5.1	610	13.0	3100

что в водной толще лимана остается очень мало аллохтонного органического вещества. Начало весны — благоприятное время для развития всех бактерий, в том числе и сапрофитов.

В апреле число сапрофитных бактерий в течение 1967—1968 гг. колебалось в пределах от 1900 до 3600 клеток в 1 мл воды. Наибольшее число сапрофитов наблюдалось в участках канала, где их число составляло в северной части лимана 3600, а в южной — 3500 клеток в 1 мл воды. Летом число сапрофитных бактерий достигало своего максимума — от 4100 до 16 000 клеток в 1 мл воды и до 3600 тыс. клеток в 1 г сырого грунта.

Преобладали микобактерии, грибные организмы и бациллы. На прибрежных участках микобактерии составили основную массу сапрофитов. Такое значительное количество микобактерий связано с увеличением мутности воды за счет приноса глинистых частичек, которые богаты почвенными микроорганизмами. С наступлением осени отмечается заметное снижение числа сапрофитных бактерий — до 3100—8600 клеток в 1 мл воды.

Таким образом, весной численность сапрофитных бактерий максимальна, зимой — минимальна.

Л И Т Е Р А Т У Р А

- Кузнецов С. И. 1952. Роль микроорганизмов в круговороте веществ в озерах. Изд. АН СССР, М.—Л.
Разумов А. С. 1932. Прямой метод учета бактерий в воде. Сравнение его с методом Коха. Микробиол., 1, 2.
Сорокин Ю. И. 1960. Батометр для отбора проб воды на бактериологический анализ. Бюлл. Инст. биол. водохр. АН СССР, 6.

Институт зоологии
АН АзССР.

Л. И. Л и с и ц ы н а

О ФЛОРЕ ГОРЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

Горьковское водохранилище наполнено до проектной отметки в 1956 г. С момента его создания было начато изучение формирующегося растительного покрова литорали (Экзерцев, 1962; Лукина и др., 1963; Экзерцев и Экзерцева, 1966; Лукина, 1968). Однако сведений о полном флористическом составе растительности этого искусственного водоема в литературе нет. Из волжских водохранилищ в флористическом отношении наиболее изучены Рыбинское (Богачев, 1952; Белавская и Кутова, 1966) и Ивановское (Экзерцев, 1966).

Основные материалы по флоре Горьковского водохранилища собраны нами летом 1970 г. Кроме того, они дополнены данными предыдущих обследований растительности этого водоема. В список флоры мы вносили только виды, растущие в зоне затопления. Растения из зоны подтопления и флора всплывших торфов не учитывались.

При обследовании Горьковского водохранилища зарегистрированы 243 вида растений. Наиболее полно на водохранилище представлены виды 10 семейств: *Cyperaceae*, *Gramineae*, *Polygonaceae*, *Compositae*, *Ranunculaceae*, *Potamogetonaceae*, *Salicaceae*, *Juncaceae*, *Scrophulariaceae*, *Labiatae*. Остальные 45 семейств, или 81% флористического состава, представлены на водохранилище 1—2 видами. При сравнении систематического состава флор Горьковского, Рыбинского, Иваньковского водохранилищ и естественных водоемов Средней Волги (Матвеев, 1969) можно отметить, что по флоре искусственные водоемы имеют значительно большее сходство друг с другом, чем с естественными, причем по числу видов в водохранилищах первые места занимают *Cyperaceae*, *Gramineae*, *Polygonaceae* и *Ranunculaceae*. Во флоре же естественных водоемов второе место после *Cyperaceae* по числу видов занимает семейство *Potamogetonaceae*, виды которого относятся к типично водным растениям. Та же закономерность наблюдается при сравнении видов этих водоемов (см. таблицу).

Сравнение флоры Горьковского водохранилища
с флорой искусственных и естественных водоемов

	Горьковское	Иваньковское (Экзерцев, 1966)	Рыбинское (Белавская, Кутова, 1966)	Водоемы Средней Волги (Матвеев, 1969)
Всего видов	238	215	186	133
Количество общих видов	—	167	155	82
Коэффициент общности, %	—	58.4	57.6	28.3

Коэффициент общности флоры Горьковского водохранилища с Иваньковским и Рыбинским почти одинаков — 58.4 и 57.6%. Коэффициент же общности флоры Горьковского водохранилища с естественными водоемами Средней Волги очень низок — 28.3%. Водохранилища — водоемы особого типа с очень разнообразными условиями среды, способствующими расселению видов с различными экологическими свойствами, поэтому флористический состав их значительно богаче, чем в естественных водоемах.

При экологическом анализе флоры Горьковского водохранилища можно отметить, что растения, связанные с водной средой, составляют только 32% от всей флоры, остальные 68% представлены видами, нехарактерными для литорали водоемов.

	Число видов	%
Растения, приспособленные к условиям избыточно увлажненным	54	24.4
Растения влажных местообитаний	95	43.0
Воздушно-водные или полупогруженные растения	39	17.6
Настоящие водные растения	33	15.0
Всего (без деревьев и кустарников)	221	100

Растения, входящие в последние две группы, несмотря на их небольшое видовое разнообразие, массовые в водохранилище. В его литорали они получили огромное распространение и играют



Заросли стрелолиста (*Sagittaria sagittifolia* L.) и манника большого [*Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb.] на мелководьях Горьковского водохранилища.

главную роль в формировании растительного покрова (см. рисунок). Наиболее массовые из них *Phragmites communis*, *Scirpus lacustris*, *Butomus umbellatus*, *Typha latifolia*, *Glyceria maxima*, *Sagittaria sagittifolia*, *Potamogeton lucens*, *P. perfoliatus*, *P. pectinatus*, *Carex acuta*. Растения влажных местообитаний, хотя и многочисленны по видовому составу, но в формировании растительности заметной роли не играют. Они встречаются единично в ассо-

циациях воздушно-водных растений. Подобная же закономерность отмечена ранее В. А. Экзерцевым (1966) при анализе флоры Ивановского водохранилища.

При обследовании мелководий Горьковского водохранилища нами найдены виды, ранее не указанные для областей, в которых оно расположено, а также ряд редких видов. *Nymphaea tetragona* найдена в р. Кубань (правый приток Волги, в 10 км ниже г. Костромы), в р. Черная Заводь — правый приток Волги, в 45 км южнее Ярославля; *Nardosmia angulosa* — в Костромском расширении; *Zarnichellia palustris* — в р. Солоница Ярославской обл.; *Rumex thyrsoflorus* — на островах в новом устье р. Костромы; *Epilobium adenocaulon* — в р. Кешка — правый приток Волги, в 35 км ниже г. Костромы; *Leersia oryzoides* — в р. Кубань Костромской обл.

ЛИТЕРАТУРА

- А. П. Белавская и Т. Н. Кутова. 1966. Растительность зоны временного затопления Рыбинского водохранилища. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 11 (14).
- Богачев В. К. 1952. Формирование водной растительности Рыбинского водохранилища. Уч. зап. Ярославск. гос. пед. инст., XIV.
- Лукина Е. В. 1968. Прибрежно-водная растительность Горьковского водохранилища. Первая конф. по изуч. водоемов бассейна Волги. Тольятти.
- Лукина Е. В., И. Г. Никитина, О. И. Цивина. 1963. К вопросу формирования растительности на побережье Горьковского водохранилища. Уч. зап. Горьковск. ун-в., 63.
- Матвеев В. И. 1969. Флора водоемов Средней Волги. Ботаника и сельское хозяйство, Куйбышев.
- Экзерцев В. А. 1962. Растительность литорали Горьковского водохранилища. Бюлл. Инст. биол. водохр. АН СССР, 12.
- Экзерцев В. А. 1966. Флора Ивановского водохранилища. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 11 (14).
- Экзерцев В. А. и В. В. Экзерцева. 1966. Продукция прибрежной и водной растительности Горьковского водохранилища. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 11 (14).

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

В. А. Экзерцев

ЗАРАСТАНИЕ МЕЛКОВОДИЙ ГОРЬКОВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА

С первых лет создания Горьковского водохранилища начато изучение процесса формирования прибрежно-водной и водной растительности этого водоема (Экзерцев, 1962; Лукина

и др., 1963; Экзерцев и Экзерцева, 1966; Лукина, 1968). В 1968 и 1970 гг. нами осуществлено очередное обследование водохранилища.

Ведущие факторы зарастания продолжительно существующих искусственных водоемов — морфологические особенности последних, режим уровня и характер грунта. В летний период в Горьковском водохранилище поддерживается довольно постоянный уровень воды. К августу—сентябрю его падение не превышает 50—60 см. Грунты водохранилища довольно разнообразны. Однако большая часть первичных грунтов — бедные подзолистые почвы. По ряду морфологических признаков Горьковское водохранилище делится на следующие участки: речной, озерный, Костромское расширение и заливы по рекам. Растительность каждого участка (плёса) имеет свои специфические черты.

Речной плёс представляет полноводную реку с крутыми и обрывистыми берегами, протянувшуюся на 300 км от г. Рыбинска до г. Юрьевца. Площади мелководий незначительны. В этом плёсе можно выделить два типа зарастающего побережья: песчаная, открытая литораль, возникшая в результате переработки берегов, подверженная умеренному ветровому прибою и действию волн от проходящих судов; мелководья с илистыми грунтами, отделенные от русла островами и не подверженные гидродинамическому действию волн.

Песчаная литораль занята односоставными равномерно сложенными сообществами рдеста гребенчатого (*Potamogeton pectinatus* L.), иногда рдеста пронзеннолистного (*Potamogeton perfoliatus* L.). Указанные фитоценозы расположены полосой вдоль берегов речного плёса. На некоторых участках среди зарослей рдеста встречаются куртины сусака зонтичного (*Butomus umbellatus* L.) и камыша озерного (*Scirpus lacustris* L.). Постоянный прибой и подвижность грунта препятствуют поселению в этом типе биотопа других водных растений.

Участки второго типа (защищенная литораль) в речном плёсе Горьковского водохранилища встречаются довольно редко. Наиболее типично эти мелководья представлены у островов, расположенных между селом Красным и г. Плесом. Экологический ряд защищенной литорали в отличие от прибойной складывается из нескольких ассоциаций. По берегу на границе с зоной подтопления расположен пояс осок, состоящий обычно из монодоминантных фитоценозов осоки вздутой (*Carex rostrata* Stokes). На глубинах 5—10 см осочки резко переходят в сообщества манника большого [*Glyceria maxima* (Hartm.) Holmb.]. Местами фитоценозы манника замещаются фитоценозами рогоза широколистного (*Typha latifolia* L.). Однако заросли рогоза угнетены и постепенно исчезают. За поясом манника расположена сплошная полоса чистых зарослей стрелолиста (*Sagittaria sagittifolia* L.). Погруженная растительность представлена односоставными группировками рдеста прон-

зеннолистного. На некоторых участках закрытой литорали при уступообразном берегу имеются только два пояса ассоциаций. Фитоценозы манника большого или осоки острой (*Carex acuta* L.) непосредственно граничат с зарослями рдеста пронзеннолистного.

К закрытому типу литорали речного участка можно отнести и несколько небольших заливов, возникших на месте пойменных понижений. Они узки и вытянуты вдоль основного русла Волги. Прибрежье устьевых и средних участков таких заливов зарастает манником большим. В верховьях же господствуют заросли хвоща приречного (*Equisetum fluviale* L.) и телореза алоэвидного (*Stratiotes aloides* L.). На глубинах около 2 м начали появляться пояс фитоценозов кувшинки чистобелой (*Nymphaea candida* Presl.).

Озерный плёс Горьковского водохранилища, как и речной, имеет вытянутую форму. Однако ширина его уже достигает 16 км. Протяженность от Юрьевца до плотины около 80 км. Берега озерной части круты и обрывисты. Пологая литораль имеется только по правому берегу ниже г. Юрьевца в районе Андроновской поймы. Большая протяженность мелководий способствует гашению волн, и в прибрежной полосе создались относительно спокойные участки, на которых господствуют комплексные группировки, состоящие из зарослей тростника, роголистника темно-зеленого (*Ceratophyllum demersum* L.) и телореза. В районе ручья Ореховка имеется массив всплывших торфов, заросших осокой вздутой и рогозом широколистным. На песчаных грунтах прибрежья встречаются заросли рдеста гребенчатого. За исключением Андроновской поймы, остальные берега озерного плёса совершенно лишены прибрежно-водной растительности. Нет ее в литорали песчаных островов, расположенных против Юрьевца.

Костромской плёс по морфологии резко отличается от остальных участков Горьковского водохранилища. Он возник на месте хорошо выработанной долины р. Костромы. Большая часть плёса мелководна, берега пологи, сильно изрезаны, многочисленны острова. Это наиболее заросшая часть водохранилища.

Большая часть литорали расширений плёса по рекам Касть, Сать и Меза, а также его верховий занята фитоценозами тростника обыкновенного (*Phragmites communis* Trin.). Формация тростника — одна из наиболее распространенных на Костромском плёсе. На некоторых участках ширина полосы тростниковых зарослей достигает 200—400 м. Наиболее же заболоченные и изолированные мелководья, а также верховья заливов заросли хвощом приречным и телорезом алоэвидным. Фитоценозы с господством этих видов сформированы, равномерно сложены, очень густы и продолжают распространяться на новые участки, вытесняя существовавшую там ранее растительность. Особый тип зарастания мелководий возник в зоне выклинивания подпора вдоль русла

р. Костромы. Огромные площади затопленной поймы, отделенные от реки прирусловым валом, превратились в непроходимые болота, сплошь занятые ассоциацией *Equisetum fluviatile*+*Calla palustris*.

Пологая литораль нижнего и центрального расширения плёса заросла осокой острой и манником большим, фитоценозы которых узкой полосой протянулись вдоль берега. Иногда здесь же встречаются небольшие куртины стрелолиста и рогоза широколистного. Пояс осочников и манника резко переходит в пояс ассоциаций рдеста пронзеннолистного. Сообщества рдеста хорошо развиты, равномерно сложены, достаточно густые. Среди водной поверхности открытой части всего Костромского плёса постоянно встречаются группы куртин камыша озерного, окруженные односоставными зарослями рдеста пронзеннолистного.

Необходимо отметить, что для большинства ассоциаций воздушно-водной и водной растительности этого участка водохранилища характерны многоярусная структура, неравномерное сложение и высокая степень покрытия. Лишь на мелководьях, подверженных прибою, зарастание которых происходило в последнюю очередь, наблюдается пятнистое сложение растительности.

Зарастание литорали заливов Горьковского водохранилища также неоднотипно. Наиболее интенсивно оно происходит в речном плёсе водохранилища. На пологих берегах устьевых участков заливов по рекам Солоница, Черная Заводь, Стежера и Кешка господствуют фитоценозы осоки острой и манника большого, в воде — пояс ассоциаций рдеста пронзеннолистного. В средних участках и в верховьях заливов хорошо выражен пояс сплошных зарослей камыша озерного. Среди погруженной и плавающей растительности все большие площади начинают занимать сообщества телореза алоэвидного и кувшинки чистобелой (*Nymphaea candida* Presl.). Довольно часто встречаются заросли рдеста пронзеннолистного, рдеста блестящего (*Potamogeton lucens* L.), горца земноводного и роголистника темно-зеленого.

Зарастание заливов по рекам с высокой цветностью вод (Пемда, Уника) происходит по типу зарастания дистрофных водоемов. Пологие берега и многочисленные торфяные сплавины заняты фитоценозами осоки вздутой. Погруженная растительность почти полностью отсутствует, а плавающая представлена односоставными группировками рдеста плавающего (*Potamogeton natans* L.). Большие площади мелководий лишены растительности.

Также невелика площадь зарослей в заливах озерного участка водохранилища. Берега заливов круты, а в их верховьях из-за бедности грунтов растительность занимает ничтожные площади и представлена большей частью ассоциациями осоки вздутой, угнетенными группировками стрелолиста и ежеголовника ветвистого (*Sparganium ramosum* Huds.). В полосе погруженных растений встречаются разреженные заросли рдестов плавающего и пронзен-

нолистного. В некоторых заливах озерного плёса в последние годы происходит довольно значительное сокращение водной растительности и снижение ее продуктивности.

ЛИТЕРАТУРА

- Лукина Е. В. 1968. Динамика растительности мелководий Горьковского водохранилища в первые 10 лет его существования. Матер. по динамике растительного покрова, Владимир.
- Лукина Е. В., И. Г. Никитина, О. И. Цивина. 1963. К вопросу формирования растительности на побережье Горьковского водохранилища. Уч. зап. Горьковск. гос. унив., сер. биол., 63.
- Экзерцев В. А. 1962. Растительность литорали Горьковского водохранилища. Бюлл. Инст. биол. водохр. АН СССР, 12.
- Экзерцев В. А. и В. В. Экзерцева. 1966. Продукция прибрежной и водной растительности Горьковского водохранилища. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 11 (14).

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

В. А. Алексеев, Б. А. Флеров

РЕАКЦИЯ ИЗБЕГАНИЯ ТОКСИЧЕСКИХ РАСТВОРОВ ФЕНОЛА У НЕКОТОРЫХ ВОДНЫХ НАСЕКОМЫХ И ПАУКООБРАЗНЫХ

Поступающие в водоемы сточные воды оказывают отрицательное влияние на фауну и вызывают резкие нарушения в биоценозах. Наиболее сильно страдают оксифобные формы фитофильного комплекса: личинки ручейников, поленок, веснянок, стрекоз, хирономид, клещи, пиявки, моллюски (Гусев, 1960; Лукин и др., 1965). В дальнейшем качественному и количественному обеднению подвергаются донные (Константинов, 1969) формы — олигохеты, хирономиды, заменяющиеся в свою очередь эвриоксидными организмами — личинками коретры, психид и сирфид (Громов, 1941, 1951; Таусон, 1951; Литвинцев, 1967). Несомненно, что нарушение биоценозов происходит как в результате гибели животных, так и благодаря их частичной миграции в незагрязненные участки водоемов. Способность организмов избегать токсические зоны — одно из существенных приспособлений к меняющимся условиям среды.

Специальные экспериментальные данные по избеганию беспозвоночными отравленной среды отсутствуют. Можно лишь отметить отдельные наблюдения в работах разных авторов. Так, по Кворттерману и Шуфу (Quarterman, Schoof, 1958), после применения ДДТ комнатные мухи избегают обработанных помещений; по Данилиной и Шапшан (1970), личинки *Chironomus dorsalis* убегают из незакрытых чашек Петри с растворами пятихлористого фосфора; по Заболоцкому (1961) и по Джамбеку и Ибри (Jamnabek, Eabry, 1962), водяные жуки, клопы и пауки покидают

водоемы, обработанные полихлорпиненом и ДДТ. В одной из наших работ (Алексеев, 1970) по исследованию сезонной устойчивости некоторых водных беспозвоночных к фенолу отмечались случаи избегания токсических растворов жуками *Coelambus novemlineatus* и клопами *Sigara striata*. В процессе сравнительного изучения устойчивости водных насекомых и паукообразных к фенолу накоплены данные, свидетельствующие о способности некоторых из них избегать токсические растворы, причем для отдельных полученных количественные характеристики, которые и представлены в настоящей работе. Способы избегания токсической среды водными беспозвоночными приведены ниже.

Вид	Способ избегания
Жуки (имаго) <i>Coelambus novemlineatus</i>	Самки и самцы всплывают на поверхность и выползают по стенкам сосудов с помощью присосок на лапках.
<i>Dytiscus marginalis</i> <i>Acilius sulcatus</i>	Только самцы выползают по стенкам сосудов с помощью присасывательных дисков на передних лапках; изредка вылетают из растворов (особенно <i>A. sulcatus</i>).
Клопы (имаго) <i>Sigara striata</i> <i>Notonecta glauca</i> <i>Gerris lacustris</i>	Вылетают из растворов (<i>N. glauca</i> значительно реже). Убегают по поверхности раствора, выпрыгивают из сосудов.
Пауки (имаго, нимфы) <i>Argyroneta aquatica</i>	Убегают из растворов по травинкам, опущенным в сосуды.
Стрекозы (нимфы) <i>Lestes dryas</i> <i>Aeschna cyanea</i>	Выползают по травинкам, опущенным в раствор, и быстро превращаются в имаго.

Для исследования реакции избегания использовались жуки *Coelambus novemlineatus* и *Dytiscus marginalis*, пауки *Argyroneta aquatica* и клопы *Sigara striata*, вылавливаемые в летний период из временных и постоянных водоемов в окрестностях Борка.

Опыты проводились в стеклянных стаканчиках объемом 100 мл с растворами фенола концентрации 200—2000 мг/л при температуре 20° в 3 повторностях для *C. novemlineatus* и *S. striata* и в 12 повторностях для *D. marginalis* и *A. aquatica*. Первые два вида рассаживались по 10 экз. в каждый стаканчик (всего по 330 экз.), вторые — по 1 экз. (всего по 120 экз.). На протяжении часа (у *S. striata* в течение 5 час.) регистрировались время избегания и количество животных, покидающих токсические растворы (у жуков в качестве реакции избегания принималось выполнение на стенки сосудов, у пауков — выполнение на травинку, специально опущенную в сосуд, у клопов — вылет из растворов).

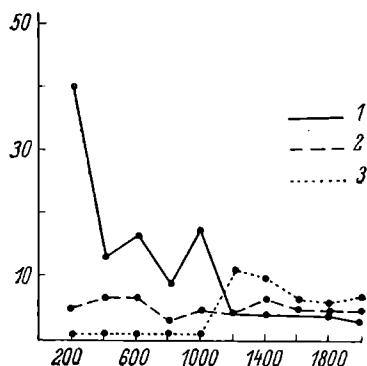
В таблице представлены данные, характеризующие реакцию избегания токсических фенольных растворов вышеперечисленными животными.¹ Как видно из приведенных данных, реакция избега-

¹ Результаты изучения реакции избегания у *S. striata* не приведены в таблице, так как они свидетельствуют об одинаковой способности клопов покидать как контрольные (с чистой водой) сосуды, так и сосуды с фенольными растворами.

Избегание животными токсических концентраций фенола

Концентрация фенола, мг/л	<i>Coelambus novemlineatus</i>		<i>Dytiscus marginalis</i>		<i>Argyroneta aquatica</i>	
	средний % избегания	среднее время избегания, мин.	средний % избегания	среднее время избегания, мин.	средний % избегания	среднее время избегания, мин.
Контроль	0	0	0	0	0	0
200	17	40	33	5	0	0
400	13	12	67	7	0	0
600	17	16	50	7	0	0
800	23	9	42	3	0	0
1000	7	17	67	5	0	0
1200	23	4	58	4	100	11
1400	20	4	50	7	33	10
1600	7	4	67	5	66	7
1800	20	4	33	5	66	6
2000	10	3	60	5	100	7

ния наблюдалась четко у всех трех видов, процент ее проявления был различен и практически не зависел от концентрации токсических растворов. Наибольшая способность избегания наблюдалась у *A. aquatica* (в среднем 73% случаев), промежуточная — у *D. marginalis* (53%), наименьшая — у *C. novemlineatus* (16%). Интересно, что у обоих видов жуков избегание начинается



Время избегания некоторыми насекомыми и паукообразными фенольных растворов.

По оси ординат — время избегания, мин.; по оси абсцисс — концентрации фенола, мг/л. 1 — *Coelambus novemlineatus*, 2 — *Dytiscus marginalis*, 3 — *Argyroneta aquatica*.

с 200 мг/л, хотя устойчивость *C. novemlineatus* значительно ниже (МПК — максимально переносимые концентрации — 200 мг/л, LC_{50} — 1000, LC_{100} — 1600 мг/л) таковой у *D. marginalis* (МПК — 1600 мг/л, LC_{50} — 1800, LC_{100} — 2000 мг/л). Паук *A. aquatica* начинает избегать токсические растворы с 1200 мг/л (МПК — 900 мг/л, LC_{50} — 1500, LC_{100} — 2100 мг/л), т. е. с концентрации большей, чем его МПК. При дальнейшем повышении концентраций фенола процент избегания практически не изменялся. Наибольшая способность избегания наблюдалась у *A. aqua-*

tica — в среднем 71% случаев, промежуточная у *D. marginalis* — 53%, наименьшая у *C. novemlineatus* — 16%.

Время избегания фенольных растворов также различно. У *C. novemlineatus* время избегания (максимальное 40 мин.) зависит от концентрации раствора: чем выше концентрация, тем меньше время избегания. У *D. marginalis* время избегания равно 5—7 мин. и не зависит от концентрации фенола. У *A. aquaticus* избегание происходит в течение 11 мин. и несколько уменьшается с увеличением концентрации растворов.

Зависимость времени избегания от концентрации растворов у трех исследованных животных отображена на рисунке.

ЛИТЕРАТУРА

- Алексеев В. А. 1970. Исследование острой фенольной интоксикации у некоторых водных насекомых и паукообразных. Сообщение I. Гидробиол. журн., 5.
- Громов В. В. 1941. Влияние отходов бумажного комбината на донную фауну р. Камы. Изв. Биол. науч.-исслед. инст. при Молотовск. гос. ун-в., 12, 1.
- Громов В. В. 1951. Изменение донной фауны р. Камы под влиянием сточных вод промышленных предприятий. Изв. Естеств.-науч. инст. при Пермск. гос. ун-в., 13, 2—3.
- Гусев А. Г. 1960. Влияние сточных вод заводов синтетических жирных кислот на речные водоемы. Науч.-техн. бюлл. Гос. науч.-исслед. инст. озерн. и речн. хоз., 11.
- Данилина С. В. и А. Е. Шапшан. 1970. Влияние элементарного фосфора и некоторых его галогенидов на личинок *Chironomidae*. В сб.: Вопр. водной токсикол., изд. «Наука», М.
- Заболоцкий А. А. 1961. О влиянии полихлорпинена на донное население малых озер Карелии. Тез. докл. Сессии учен. совета по проблемам теорет. основ., рац. использов., воспроизв. и повышения рыбн. и нерыбн. ресурсов Белого моря и внутр. водоемов Карелии, Петрозаводск.
- Константинов А. С. 1969. Фауна хирономид как показатель санитарного состояния р. Волги в районе Саратова. В сб.: Видовой состав, экол. и продуктивность гидробионтов Волгоградск. водохр., Саратов.
- Литвинцев А. Н. 1967. Влияние сточных вод гидролизного завода на бентос р. Оки (приток Ангары). Гидробиол. журн., 4.
- Лукин Е. И., В. В. Захаренко и В. М. Эпштейн. 1965. Изменение водной фауны р. Сев. Донец за последние 30—40 лет. В сб.: Вопр. гидробиол., изд. «Наука», М.
- Таусон А. О. 1951. Влияние промышленных сточных вод и лесосплава на донную фауну рек. Уч. зап. Пермск. гос. ун-в., 6, 2.
- Jambak H., H. S. Eabry. 1962. Effect of DDT as used in black fly larval control, on stream arthropods. J. Econ. Entomol., 55 (5).
- Quarterman K. D., H. F. Schoof. 1958. The Status of Insecticide in Arthropods of Public Health Importanse. Amer. J. Trop. Med. and Hyg., 7 (1).

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

РАЗРУШЕНИЕ ФЕНОЛА В ИСКУССТВЕННЫХ БИОЦЕНОЗАХ

Настоящая работа выполнена под руководством проф. М. М. Камшилова с целью выяснения роли биоценозов в процессе распада фенола.

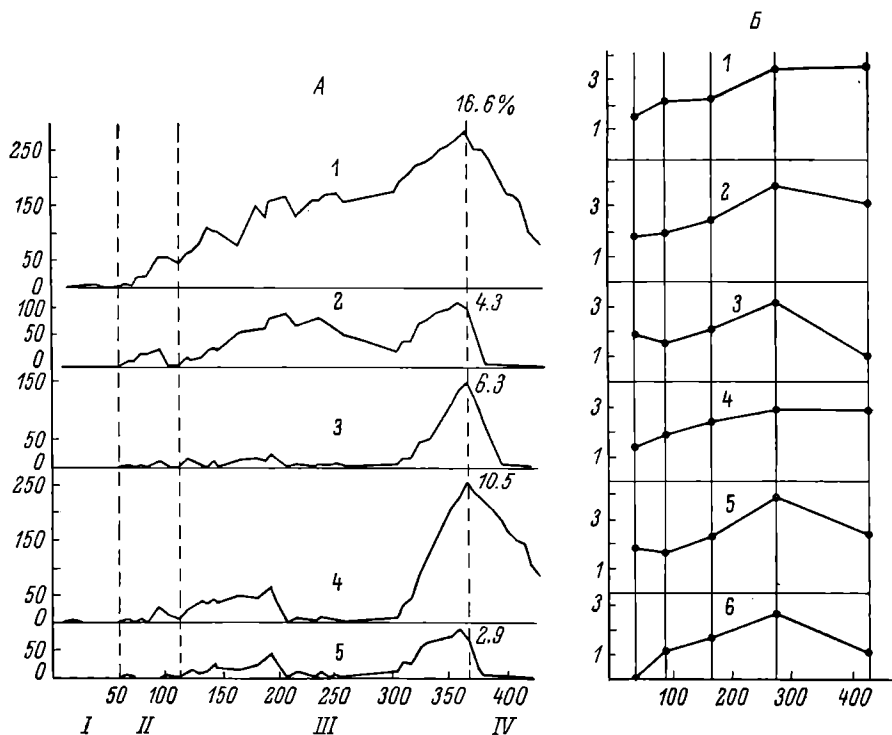
Для опытов использовались стеклянные аквариумы емкостью 8 л. каждый. На дно аквариумов насыпался промытый речной песок, затем они заливались водой из р. Шумовки (близ Борка). Заполненные сосуды содержали компоненты: аквариум № 1 — вода + песок, № 2 — зеленая нитчатая водоросль *Mougeotia genuflexa* + олигохеты *Lumbriculus variegatus*, № 3 — *Lemna trisulca*, № 4 — *Elodea canadensis*, № 5 — *L. trisulca* + *E. canadensis* + моллюски (*Limnea stagnalis* + *Planorbis* sp., по 5 экз.), № 6 — те же компоненты, что в аквариуме № 5. В первые пять аквариумов начиная с 4 августа 1969 г. ежедневно вносился фенол: в I период — с 1-го по 59-й день по 1 мг/л, во II период — с 60-го по 113-й — по 5 мг/л, в III период — с 114-го по 366-й день — по 10 мг/л. С 367-го дня наблюдений (IV период) фенол не вносился.

Определялись следующие показатели: концентрация фенола, численность фенолоокисляющих бактерий, наличие плесневых грибов, дрожжей, актиномицетов, сапрофитных анаэробных бактерий. Фенолоокисляющие бактерии учитывались на агаризованной среде Прата с фенолом в концентрации 10 мг/л. Подсчет колоний производился на 10-е сутки после инкубации при 22—24° С. Наличие анаэробных бактерий определялось на среде Вильсона—Блера. Для дрожжей применялся сусло-агар. Плесневые грибы выявлялись на среде Чапека (Кузнецов, Романенко, 1963).

Динамика содержания фенола в аквариумах за все время наблюдений представлена на рисунке, А. Как видно из приведенных данных, в I период накопления фенола в аквариумах не происходило. По мере внесения фенола вода в сосудах №№ 1 и 2 приобретала коричневую окраску. В остальных аквариумах подобных изменений не наблюдалось. Интересно также, что в конце рассматриваемого периода в контрольном сосуде была съедена растительность и все моллюски погибли. В аналогичном фенольном аквариуме № 5 состояние элодеи и ряски было нормальным. По-видимому, основной пищей моллюсков в данном сосуде были обрастания из водорослей и бактерий, которые животные соскабливали со стенок аквариума. В конце 59-го дня опыта зеленая нитчатая водоросль *Mougeotia* в сосуде № 2 погибла.

Во II периоде при внесении 5 мг/л фенола в некоторых сосудах произошло его накопление. К концу этого периода концентрации фенола в аквариумах были следующими: аквариум № 1 — 45.0 мг/л, № 2 — 0.002, № 3 — 0.0, № 4 — 8.0, № 5 — 0.0 мг/л. За указанный период всего было внесено 54.0 мг/л фенола. Наи-

более интенсивное накопление фенола шло в аквариуме без растений. В сосудах с растениями и с растениями и моллюсками (№№ 3 и 5) фенол полностью разрушился. С середины II периода состояние растений (ряски и элодеи) стало заметно ухудшаться, а к концу в аквариуме № 3 растения отмирали. Несколько позже это про-



А — разрушение фенола в аквариумах.

По оси ординат — концентрация фенола, мг/л; по оси абсцисс — дни наблюдений. 1—5 — номера аквариумов; I—IV — периоды наблюдений.

Б — численность фенолразрушающих бактерий в аквариумах.

По оси ординат — логарифм численности бактерий. Остальные обозначения те же, что на А.

изошло и в сосуде № 4. В аквариуме № 5 состояние растений также ухудшилось, однако они продолжали вегетировать до окончания опыта. В аквариумах №№ 3 и 4 обильно стали развиваться синезеленые водоросли из рода *Oscillatoria*. Особенно бурно развитие этих водорослей шло в сосуде № 3, где они покрыли (к концу II периода) мощной пленкой стенки и дно аквариума.

В III периоде наблюдалось еще большее накопление фенола, особенно в аквариумах №№ 1 и 2. В конце этого периода наи-

меньшее количество фенола было в аквариуме № 5 — 2.9% от внесенного за весь опыт, а наибольшее в аквариуме № 1 — 16.6%. За весь опыт внесено фенола 2388 мг/л.

После прекращения внесения фенола происходит очень быстрое разрушение его остаточных концентраций (см. рисунок, А). Таким образом, в течение всего опыта наибольшая скорость распада фенола отмечалась в аквариумах с растениями и моллюсками.

Поскольку разрушение фенола происходит в результате деятельности фенолразрушающих бактерий, интересно было сопоставить их численность с интенсивностью разрушения фенола. Общее количество фенолразрушающих бактерий, найденных в аквариумах, представлено на рисунке, Б. Полученные данные позволяют говорить о следующих закономерностях: 1) внесение фенола стимулирует размножение бактерий, в результате их становится больше, чем в контроле; 2) с увеличением концентрации вносимого фенола возрастает общая численность бактерий; 3) прекращение внесения фенола ведет к уменьшению численности бактерий. Однако полной корреляции между численностью бактерий в аквариумах и скоростью распада в них фенола не наблюдалось (см. рисунок, А, Б).

В первые дни опыта количество фенолразрушающих бактерий во всех сосудах было примерно одинаковым (см. рисунок, Б). Однако интенсивность разрушения фенола была различной; наибольшей она была в аквариумах с растениями и растениями и моллюсками. В последующие периоды наблюдений, хотя высокая скорость распада фенола в этих аквариумах и сохраняется, общее количество фенолразрушающих бактерий в них было почти на порядок меньше, чем в аквариумах №№ 1 и 2, где скорость распада фенола была минимальной (см. рисунок, А).

В I периоде, кроме аэробных бактерий, других микроорганизмов обнаружено не было. Во II периоде в аквариумах №№ 2, 3 и 5 отмечались анаэробные сапрофитные бактерии, а в №№ 3 и 5 — плесневые грибы. При внесении 10 мг/л фенола в период с 104-го по 312-й день опыта в аквариумах №№ 3 и 5 найдены анаэробные сапрофитные бактерии, а в №№ 3—5 в этот же период отмечались плесневые грибы. Дрожжи отмечены в период с 250-го по 312-й день в аквариумах №№ 1, 3 и 4. Актиномицеты в течение всего опыта обнаружены не были.

Таким образом, установлено, что скорость окисления фенола не зависит от численности фенолразрушающих бактерий, а определяется их активностью. Последняя в свою очередь зависит от условия обитания бактерий. Эти условия, вероятно, были наиболее благоприятными в аквариумах с растениями и особенно с растениями и моллюсками. В последнем случае вследствие многокомпонентности системы происходила стимуляция деятельности фенолразрушающих бактерий продуктами метаболизма организ-

мов, входящих в эту систему, в данном случае — элодеи, ряски, олигохет и моллюсков.

Роль высших водных растений в стимуляции распада фенола заключается в выделении ими большого количества кислорода, который используется аэробными фенолоксиляющими бактериями. Используемые в аквариумах растения в процессах детоксикации фенола непосредственного участия не принимают (Костяев, Дьякова, 1971).

Роль моллюсков в усилении процесса распада фенола, очевидно, заключается в стимуляции биохимической деятельности бактерий продуктами метаболизма. В аналогичных опытах с рыбами было показано, что они, не принимая непосредственного участия в поглощении фенола, косвенно стимулировали его распад посредством выделения в среду продуктов жизнедеятельности (Флеров, 1969).

Появление плесневых грибов в аквариумах, в которых шло с наибольшей скоростью разрушение фенола, доказывает их возможное участие в окислении последнего. Способность плесневых грибов усваивать фенол в качестве единственного источника углерода показана Таусоном и Градовой (Таусон, 1932; Градова и др., 1966).

Наличие фенольных бактерий в контрольном аквариуме указывает на то, что фенолоксиляющие бактерии имеются даже там, где фенол отсутствует. Повышение их численности в контроле объясняется, очевидно, наличием органических веществ, поставщиками которых были отмершие моллюски и частично высшая водная растительность. Необходимо, однако, отметить, что бактерии из контрольного аквариума на фенольном агаре образуют очень мелкие колонии.

Проведенным исследованием показано, что наибольшая скорость разрушения фенола происходит в более насыщенной среде, состоящей из различных растений и животных. Проблема борьбы с токсикантами является, таким образом, биоценологической проблемой (Камшилов, 1968).

ЛИТЕРАТУРА

- Градова Н. Б., Т. В. Кондратьева, Л. К. Кручинина. 1966. Способность дрожжей и грибов усваивать фенол в качестве источника углерода. Микробиол. синтез, 18.
- Камшилов М. М. 1968. Эволюция организмов и загрязнение водоемов. Гидробиол. журн., 5.
- Костяев В. Я., Л. М. Дьякова. 1971. Распад фенола в присутствии водорослей и высших водных растений. Информ. бюлл. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 10.
- Кузнецов С. И. и В. И. Романенко. 1963. Микробиологическое изучение внутренних водоемов. Лабораторное руководство. Изд. АН СССР, М.—Л.

- Таусон В. О. 1932. Разрушение микроорганизмами химически устойчивых соединений. Микробиол., I, 1.
- Флеров Б. А. 1969. Исследование острого фенольного отравления *Lebistes reticulatus* (P.). Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 19 (22).

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

Р. А. Родова

САМКИ ХИРОНОМИД (*DIPTERA, CHIRONOMIDAE*).
VIII. *LENZIA FLAVIPES* (MEIG.) (1830)
(=*PHAENOPSECTRA FLAVIPES* MEIG.)

Описываемый вид ранее относился к роду *Phaenopsectra* (Шилова, 1969; Goetghebuer, 1937). Теперь этот род считается синонимом рода *Lenzia* (Fittkau a. oth., 1967). Широко распространен в Европе.

Длина 3.5 мм. Окраска тела коричневая. Голова, грудь темно-коричневые, щиток светло-коричневый с темно-коричневым кантом. Лобные штифты отсутствуют. Теменные щетинки расположены в один ряд. Затылочный склерит (рис. 1, А) с 4 короткими конусовидными сенсиллами в нижней трети. Швы затылочного склерита четко очерчены, черные, у основания широкие (рис. 1, А, шзс). Антенны (рис. 1, Б) 6-члениковые; 1-й членик темно-коричневый, остальные, кроме последнего, светло-коричневые. Последний немного темнее 2—5-го. 2-й членик двойной, 3—5-й — кеглевидные. Хетотаксия антенны обычная для хирономид (Родова, 1968а). Близ вершины последнего членика 1—2 прямые, крепкие, длинные щетинки, которые легко обламываются. Клипеус темно-коричневый. Постклипеус с разбросанно расположенными щетинками. Максиллярные щупики 4-члениковые.

Переднеспинка (рис. 1, В, Г, псн) темно-коричневая, редуцирована. При рассматривании сверху не видна. Среднеспинка темно-коричневая. Ее задне-латеральные выступы светлые, с темной продольной полосой. Вокруг тек медиальных и латеральных щетинок светлые пятна. Медиальные щетинки расположены по сторонам шва. За щетинками вдоль шва идет светлая полоса. Латеральные щетинки расположены довольно разбросанно, преалярные находятся на более светлом участке. Хетотаксия среднегруди: дорсо-медиальных щетинок (Dm) — 25, дорсо-латеральных (Dl) — 30, преалярных (Pral) — 5—6. Щиток (рис. 2, А) покрыт щетинками разного размера, наиболее крупные расположены по

заднему краю. Грудная щетка (рис. 2, *Б*) обычного строения (Родова, 19686).

Ноги светло-коричневые. $L. R.=1.17$. Передняя голень (рис. 2, *Г*, *Д*) на вершине со светлым, более или менее закругленным выступом, над которым находятся несколько крупных, креп

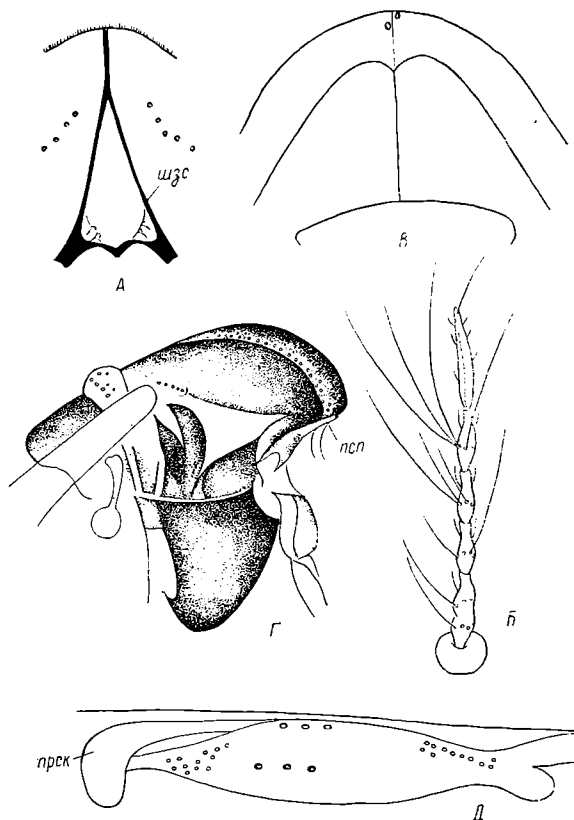


Рис. 1. Детали строения *Lenzia flavipes*.

А — затылочный склерит; *Б* — антенна; *В* — переднеспинка снизу; *Г* — грудь сбоку; *Д* — рукоятка радиальной жилки; *прск* — промежуточный склерит; *псп* — переднеспинка; *шзс* — швы затылочного склерита.

ких, длинных щетинок. Средняя и задняя голени с двумя неравного размера гребешками. Средняя голень (рис. 2, *Е*) с одной длинной шпорой на меньшем гребешке, у задней (рис. 2, *Ж*) на каждом гребешке по шпоре: меньший гребешок с длинной шпорой, больший — с короткой, широкой. Размеры члеников ног (в мк) приведены ниже.

	Fe	Ti	Ta ₁	Ta ₂	Ta ₃	Ta ₄	Ta ₅
P _I . . .	1211	1114	1319	856	717	588	325
P _{II} . . .	1303	1237	711	430	329	179	103
P _{III} . . .	1379	1358	1048	569	495	274	124

Пульвиллы развиты нормально (рис. 2, 3).

Длина крыла 3 мм, ширина 1 мм. Поверхность крыла покрыта макротрихиями. Жилки не затемнены, хорошо обозначены Costa. R₁, R₄₊₅, r-m и M. R₂₊₃ имеется, но слабо заметна, f-си дисталь-

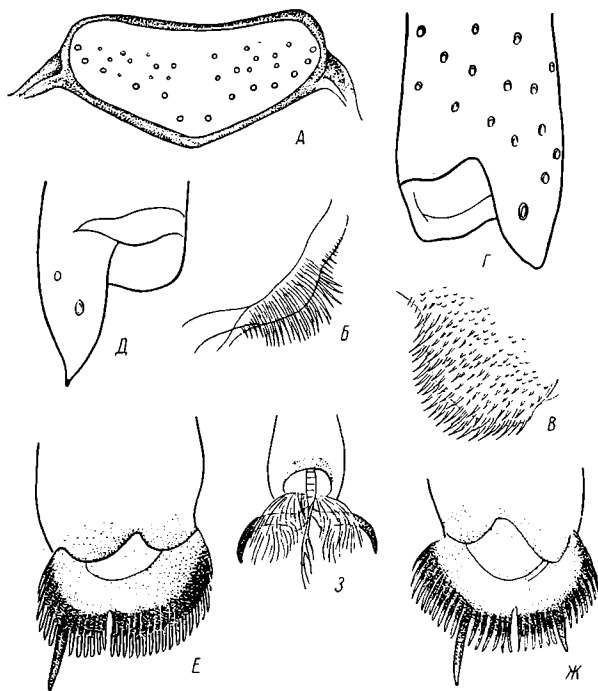


Рис. 2. Детали строения *Lenzia flavipes*.

А — щиток; Б — грудная щетка; В — крыловал щетка; Г, Д — вершина передней голени; Е — вершина средней голени; Ж — вершина задней голени; З — вершина лапки.

нее r-m. На рукоятке радиальной жилки (рис. 1, Д) 3—4 щетинки посредине, обычные три поры перед щетинками и по группе мелких пор в дистальной и базальной частях. Промежуточный склерит (Родова, 1969) светлый (рис. 1, Д, прск). Задний край крыла опушен довольно длинными волосками. Крыловая щетка изображена на рис. 2, В. Жужжальце светлое.

Брюшко коричневое, гораздо светлее груди. 8-й стернит по окраске не отличается от остального брюшка, с двумя небольшими буграми, на которых довольно равномерно расположены

щетинки (рис. 3, А, Б, *буг*). С медиальной стороны бугров не больше, чем посредине. Задняя сторона стернита посредине с вырезом. С каждой стороны выреза крупные лопасти, покрытые

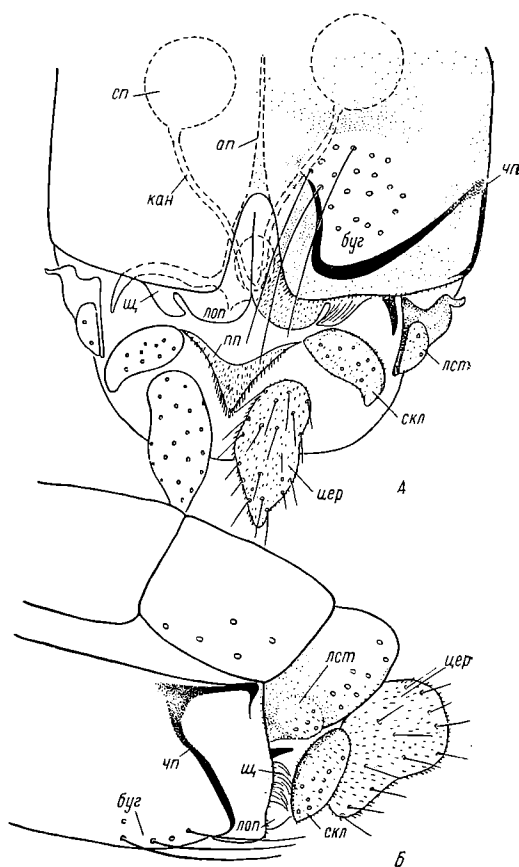


Рис. 3. Детали строения конца брюшка *Lenzia flavipes*.

А — конец брюшка, вид снизу; Б — конец брюшка, вид сбоку; ап — аподема; буг — бугры 8-го стернита; кан — каналы сперматеки; лоп — лопасти медиального выреза; лст — латеростернит; лп — постгенитальная пластинка; скл — склерит 10-го тергита; сп — сперматека; чп — черная полоса 8-го стернита; щ — щетки; иер — церки.

мелкими шипиками (рис. 3, А, лоп). Рядом с лопастями выросты с мелкими щетинками, образующими подобие щетки (рис. 3, А, Б, щ). С медиальной и задней сторон бугры окаймлены узкой черной полосой, которая продолжается несколько вперед и к боковым сторонам стернита (рис. 3, А, Б, чп). Латеростернит

(9-й стернит) ограничен от 9-го тергита, темно-коричневый, посредине со светлым овальным участком, на котором расположены 3 щетинки (рис. 3, А, Б, *лст*). Аподема (9-й стернит) с черными ветвями, которые просвечивают сквозь стернит (рис. 3, А, *ап*). Сперматек две, шаровидные (рис. 3, А, *сп*). Их каналы чуть изогнуты (рис. 3, А, *кан*). Склериты 10-го тергита (рис. 3, А, Б, *скл*) по переднему краю утолщены, чуть затемнены, покрыты щетинками и мелкими волосками.

Постгенитальная пластинка (рис. 3, А, *пн*) крупная, треугольная, впереди с небольшой выемкой, покрыта мелкими волосками, короткими впереди и длинными густыми по заднему краю.

Церки лопастевидные, со щетинками и многочисленными волосками (рис. 3, А, Б, *цер*).

ЛИТЕРАТУРА

- Родова Р. А. 1968а. Самки хирономид. I. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 17 (20).
- Родова Р. А. 1968б. Аппарат закрепления крыльев в покоящемся положении комаров-хирономид (*Diptera, Chironomidae*). Энтомол. обозр., 47, 4.
- Родова Р. А. 1969. Радиальная жилка крыла хирономид (*Diptera, Chironomidae*). Информ. бюлл. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 3.
- Шплова А. И. 1969. Сем. *Chironomidae (Tendipedidae)* — Звонцы. Определитель насекомых европейской части СССР, V, первая часть. Изд. «Наука», Л.
- Fittkau E. J., D. Schlee, F. Reis. 1967. *Chironomidae*. In: *Limnofauna Europaea*. Fischer Verlag. Stuttgart.
- Goetghebuer M. 1937. *Tendipedidae*. In: E. Lindner. *Die Fliegen der paläarktischen Region*. Stuttgart.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

Н. Ф. Смирнова, Г. А. Голубова

РОЛЬ МОЛЛЮСКОВ В ДЕСТРУКЦИИ ФЕНОЛА

В работах лаборатории физиологии низших организмов, выполняемых под руководством д-ра М. М. Камшилова, было показано, что скорость разрушения фенола в экспериментальных биоценозах значительно увеличивается в том случае, когда в их состав входят моллюски (Костяев, Лаптева, 1971).

При изучении адаптационных способностей *Dreissena polymorpha* оказалось, что моллюски легко приспосабливаются к концентрациям фенола 25, 50, 100 мг/л; эти растворы не оказывают

видимого действия на их жизнедеятельность (Смирнова, 1971). При этом было отмечено, что в присутствии моллюсков происходит быстрое снижение концентрации фенола. Предстояло определить, участвуют ли моллюски непосредственно в деструкции фенола или уменьшение его концентрации свидетельствует лишь о том, что они являются субстратом для развития микрофлоры, активно разрушающей фенол.

Материал собирался в Волжском отроге Рыбинского водохранилища. Опыты проводились в июне и августе 1970 г. Моллюски перед опытом промывались, помещались в кристаллизаторы с водопроводной водой и выдерживались при комнатной температуре 18—20° С. Животные адаптировались к условиям опыта в течение 3—4 суток. Опыты проводились в больших кристаллизаторах с целыми взрослыми моллюсками и их пустыми раковинами. Количество фенольного раствора в каждом опыте равнялось 250 мл.

В первой серии опытов определялось изменение количества фенола в присутствии не адаптированных к токсиканту двустворчатых и брюхоногих моллюсков. Объектами служили *Dreissena polymorpha* (20 экз.), *Unio pictorum* (20 экз.), *Limnea stagnalis* (10 экз.). Опыты проводились в концентрациях фенола 25 мг/л в течение 72 час. Во второй серии выяснялась скорость деструкции фенола в концентрациях 25, 50, 100 мг/л в присутствии адаптированных к тем же растворам в течение 3 недель моллюсков *Dreissena polymorpha*. В каждом опыте находилось по 25 экз. животных. Продолжительность эксперимента 24 часа. В опытах третьей серии наблюдалось окисление фенола в стерильных условиях в присутствии живых брюхоногих моллюсков *Viviparus viviparus* (10 экз.), *Limnea stagnalis* (10 экз.), *Planorbis corneus* (10 экз.), двустворчатых моллюсков *Anodonta piscinalis* (10 экз.), *Sphaerium corneum* (10 экз.), *Dreissena polymorpha* (10 экз.) и их раковин. Эти опыты были поставлены с целью решить вопрос о непосредственной роли моллюсков в разрушении токсиканта. Для того чтобы освободиться от богатой микрофлоры, находящейся в тканях моллюсков и на их раковинах, перед началом эксперимента живые моллюски выдерживались в течение 8 час. в стерильной воде, которая менялась каждый час, а створки раковин животных кипятились 30—40 мин. Опыты длились 16 час. Результаты всех опытов представлены в табл. 1—3.

Опыты первой серии показали, что разрушение фенола в присутствии не адаптированных к фенолу моллюсков идет активно (табл. 1). Наиболее интенсивное окисление токсиканта происходит при наличии целых организмов или створок раковин *Dreissena polymorpha*. В течение 24 час. окисляется большая часть фенола (68—76%). Несколько медленнее этот процесс идет в опытах с брюхоногим моллюском *Planorbis corneus* (60%), еще медленнее в присутствии целых организмов и створок раковины двустворчатого моллюска *Unio pictorum* (34%). Через 72 часа как в опыте, так и в контроле наблюдалась почти полная деструкция фенола.

Таблица 1

Изменение концентрации фенола в опытах с неадаптированными моллюсками (исходная концентрация 25 мг/л)

Продолжительность опыта, часы	<i>Dreissena polymorpha</i>		<i>Unio pictorum</i>		<i>Planorbis corneus</i>	
	живой организм	створки раковины	живой организм	створки раковины	живой организм	контроль
24	6	8	16.5	21.0	10	24
72	0.3	0.15	0.25	0	0.3	0.26

Таблица 2

Изменение концентрации фенола в опытах с адаптированными *Dreissena polymorpha*

Продолжительность опыта, часы	25 мг/л		50 мг/л		100 мг/л	
	живой организм	створки раковин	живой организм	створки раковин	живой организм	створки раковин
24	0.3	0.5	0.5	0.5	41	31

В опытах с адаптированными моллюсками *Dreissena polymorpha* процесс окисления фенола происходит еще более интенсивно (табл. 2). В концентрациях фенола 25 и 50 мг/л в течение 24 час. наблюдается деструкция токсического вещества до 1.0—1.2%, в концентрациях 100 мг/л — до 41%, причем окисление токсиканта идет с одинаковой или близкой интенсивностью в опытах как с целыми организмами, так и со створками их раковин. Визуальные наблюдения показали, что в период адаптации моллюсков к различным фенольным растворам, особенно при концентрациях 25 и 50 мг/л, на стенках кристаллизаторов и на раковинах моллюсков наблюдается бурное развитие микроорганизмов и простейших.

В опытах, проводимых в условиях, приближающихся к стерильным, фенол разрушается несколько быстрее в присутствии целых животных, чем при наличии лишь одних створок. Наиболее значительное окисление фенола наблюдалось в присутствии целых организмов *Planorbis corneus* (количество фенола уменьшилось за время опыта на 32%), *Viviparus viviparus* (на 25%) и *Sphaerium corneum* (на 28%). В экспериментах со створками раковин этих же моллюсков фенол окисляется соответственно на 14, 2, 16% (табл. 3).

Изменение концентрации фенола в опытах, проведенных в условиях, приближающихся к стерильности (исходная концентрация фенола 25 мг/л, продолжительность опыта 16 час.)

	<i>Viviparus viviparus</i>	<i>Limnea stagnalis</i>	<i>Planorbis corneus</i>	<i>Anadonta piscinalis</i>	<i>Sphaerium corneum</i>	<i>Dreissena polymorpha</i>
Концентрация фенола в присутствии живого организма . . .	18.7	18.0	17.3	19.4	19.9	23.4
Концентрация фенола в присутствии створок раковин	24.4	18.2	21.5	19.5	20.9	24.0

Таким образом, опыты показывают, что деструкция фенола в присутствии неадаптированных моллюсков идет в течение 72 час., причем как в опыте, так и в контроле фенол интенсивно окисляется. Было показано также, что процесс разрушения фенола происходит несколько быстрее в тех кристаллизаторах, где находились моллюски *Dreissena polymorpha*. Это объясняется тем, что в биссусах, которыми моллюски прикрепляются к различным предметам и створкам других моллюсков, находится некоторое количество ила с богатой микрофлорой. В серии опытов с адаптированными моллюсками окисление фенола происходит значительно интенсивнее, чем в экспериментах со свежими животными. Это, видимо, объясняется тем, что в адаптационный период бурно развиваются комплексы фенолразрушающих бактерий, сохраняющиеся на теле моллюсков. Для бактерий, как хорошо известно из литературы, фенол может служить источником углеродного питания, в результате чего количество микроорганизмов возрастает пропорционально его концентрациям (Юровская и др., 1968).

Результаты опытов, проведенных в условиях, приближающихся к стерильным, по-видимому, следует объяснить недостаточно полной очисткой живых моллюсков от микроорганизмов и простейших, которые не только заселяют створки раковин, но и в большом количестве находятся в тканях тела животного.

Принимая во внимание имеющиеся литературные данные и полученные нами результаты, следует сделать вывод, что как двустворчатые моллюски, питающиеся фильтрационным способом и таким образом отсеживающие из воды минеральные и органические частицы, так и брюхоногие, способные соскребать пищу с любой поверхности с помощью радулы, не принимают непосредственного участия в деструкции фенола, а лишь служат субстратом, на котором хорошо развивается биоценоз микроорганизмов и простейших, активно окисляющий фенол.

- Костяев В. Я., Н. А. Лаптева. 1971. Разрушение фенола в искусственных биоценозах. Наст. вып.
Смирнова Н. Ф. 1971. Устойчивость моллюска *Dreissena polymorpha* к фенолу. Наст. вып.
Юрковская Е. М., Е. А. Ботвиннова, Л. Ф. Ерусалимская. 1968. Окисление микроорганизмами двухатомных фенолов. Микробиол., 37, 4.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

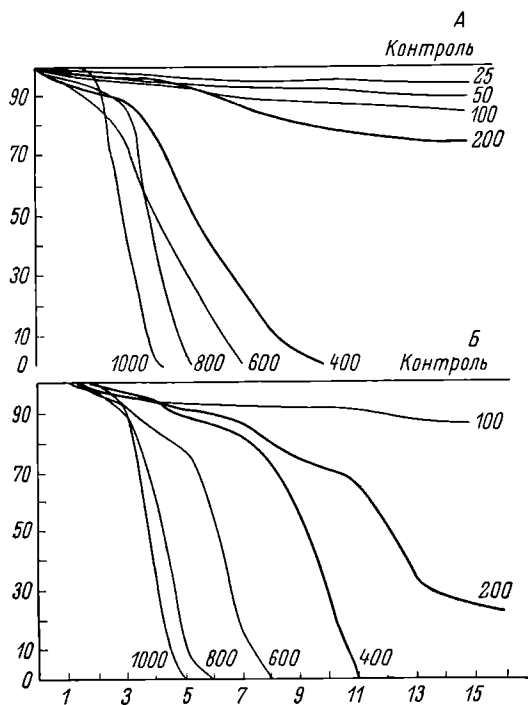
Н. Ф. Смирнова

УСТОЙЧИВОСТЬ МОЛЛЮСКА *DREISSENA POLYMORPHA* К ФЕНОЛУ

В настоящее время весьма актуальными стали исследования влияния токсических агентов — компонентов сточных вод — на гидробионтов, и в первую очередь на моллюсков, играющих доминирующую роль во многих биоценозах. Задачами нашей работы были выяснение действия различных концентраций фенола на широко распространенного в пресных водах *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) и определение адаптивных способностей, с помощью которых достигается приспособление этого моллюска к токсиканту. Интерес, проявленный к дрейссене, как к объекту исследования, объясняется тем, что рассматриваемый моллюск, имея понто-каспийское происхождение, благодаря своей высокой пластичности легко адаптируется к различным природным факторам, вследствие чего в сравнительно короткий срок распространился по всей территории европейской части СССР.

Материал для работы собран в Волжском отроге Рыбинского водохранилища, на песчанисто-илистом грунте, с глубин 2—4 м. Опыты проводились осенью (сентябрь—октябрь) и зимой (декабрь) 1969 г. Собранных моллюсков разбирали по возрастному составу, промывали, помещали по 100 особей в кристаллизаторы, заливали водопроводной артезианской водой и выдерживали в течение 2—3 суток при комнатной температуре 18—20°. Перед началом и во время эксперимента воду в кристаллизаторах меняли один раз в сутки. В опытах изучалась устойчивость целого организма моллюска к концентрациям фенола 25, 50, 100, 200, 400, 600, 800, 1000 мг/л. Выживаемость моллюсков определялась временем от начала действия исследуемого фактора до полной потери возбудимости у целых организмов. Действие концентраций фенола 25, 50, 100 мг/л наблюдалось в течение 2 месяцев. Продолжительность опытов с концентрациями выше 200 мг/л была 15—20 суток. Результаты опытов представлены на графиках (см. рисунок).

Из опытов следует, что моллюски легко переносят концентрации фенола 25, 50, 100 мг/л. Выживаемость в этих условиях в течение 15 суток составляла соответственно 96, 89 и 85 % от общего числа находящихся в опыте животных. Визуальные наблюдения за поведением дрейссены в растворах с малыми концентрациями



Выживаемость *Dreissena polymorpha*.

А — осенью при концентрациях фенола 25—1000 мг/л; Б — зимой при концентрациях фенола 100—1000 мг/л. По оси ординат — выживаемость, %; по оси абсцисс — время наблюдений, сутки.

фенола позволяют сказать, что оно ничем не отличается от поведения таких же моллюсков в контроле: в спокойном состоянии раковины животных приоткрыты, сифоны выставлены наружу, моллюски энергично фильтруют воду, на механическое раздражение хорошо реагируют быстрым смыканием створок раковины и втягиванием сифонов.

В концентрациях фенола 400 мг/л и выше на 5—10-е сутки, независимо от сезона, происходит полная гибель всех опытных моллюсков. Поведение дрейссены в высоких концентрациях фенола резко отличается от их поведения в более слабых растворах. Так, с момента внесения моллюсков в сосуды с высокими концен-

трациями фенола створки их раковин плотно закрываются на все время опыта и животные не проявляют никаких признаков жизни.

Наши результаты соответствуют известным в литературе данным относительно реакций пойкилотермных животных на действие температур (Precht, 1959, 1961, 1964). Прехт различает два типа адаптации: адаптацию в границах нормальных температур (capacity adaptation) и адаптацию к экстремальным температурам (resistance adaptation). Приняв терминологию Прехта, мы можем, по-видимому, и в нашем случае определить реакцию организма на малые концентрации фенола как «capacity adaptation» (способность к физиологической адаптации), а реакцию на экстремальные концентрации считать «resistance adaptation» (способность к выживанию).

Абсолютное большинство моллюсков одинаково реагирует на фенол при низких концентрациях (25, 50, 100 мг/л) — большой устойчивостью (выживаемость более 75%) в течение 2 месяцев; при высоких концентрациях (600, 800, 1000 мг/л) — 100%-й гибелью на 5—8-е сутки. Наибольший размах индивидуальной изменчивости наблюдается при концентрациях фенола 200—400 мг/л. Этот факт связан, по-видимому, со сменой характера реагирования организмов, т. е. с переходом адаптации животных из зоны физиологической приспособляемости в зону резистентности к яду.

Известно, что в зимний период по сравнению с осенним снижается общий уровень метаболизма, изменяется гормональная деятельность организмов; следовательно, меняется функциональное состояние животных. Поэтому в разные сезоны можно ожидать различия в реакциях организма на действие токсического агента. В наших опытах четко проявляются сезонные изменения в характере реагирования дрейссены только при концентрациях фенола 200 мг/л. Так, осенью, при указанной концентрации большая часть моллюсков сохраняет жизнеспособность более 2 месяцев. в то время как в зимний период эта же концентрация приводит к гибели всех подопытных животных на 19—20-е сутки. Вероятно, этот факт также следует объяснить тем, что рассматриваемая концентрация лежит на границе двух различных типов реагирования организма на токсикант, и вопрос, какой тип вступит в действие, зависит от функционального состояния животного в данный момент.

Итак, двустворчатый моллюск *Dreissena polymorpha* проявляет высокую организменную пластичность по отношению к фенолу, легко адаптируясь к концентрациям фенола 25, 50 и 100 мг/л. Концентрации фенола 400 мг/л и выше вызывают 100%-ю смертность этого моллюска. Способность выживания дрейссены в фенольном растворе сублетальной концентрации, в нашем случае 200 мг/л, зависит от функционального состояния животного.

- Precht H. 1959. Untersuchungen über die Resistenzadaptativität einiger Organfunktionen von Warmwasserfischen gegenüber extremen Temperaturen. J. Mit. 2 Textabbildungen., 42.
- Precht H. 1961. Beiträge zur Temperaturadaptation des Aales (*Anguilla vulgaris* L.). J. Mit. 6 Textabbildungen, 44.
- Precht H. 1964. Обзор экспериментальных данных по адаптивным изменениям устойчивости. Тр. Междунар. симпозиума по цитозоол.: «Клетка и температура среды», М.—Л.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

З. Н. Чиркова

ЛАТЕНТНЫЕ ЯЙЦА ВИДОВ РОДА *ILYOCRYPTUS* (CLADOCERA, MACROTHRICIDAE)

Рачки рода *Ilyocryptus* — *I. sordidus*, *I. agilis* и *I. acutifrons* — населяют грунты Рыбинского водохранилища повсеместно и на илах, как и эфиппии, встречаются круглогодично. Рачки моноцикличны. Двуполое размножение их происходит в августе—сентябре, откладка эфиппиев продолжается до декабря, а у отдельных особей *I. acutifrons* — до января. Эфиппии откладываются в наилок. В период гамогенеза количество их в верхнем слое грунта возрастает и ко времени его окончания достигает максимума — в ноябре до 2300 экз./м². Весной происходит массовый выклев рачков из перезимовавших эфиппиев и численность последних снижается до 50 экз./м² в мае и 7 экз./м² в июне. Однако наблюдениями за латентными яйцами установлено, что некоторые из них развивались вскоре после откладки без прохождения длительного периода покоя в течение зимы или резорбировались. Это явление и возможные его причины рассматриваются в настоящей статье.

Наблюдения проводились на эфиппиях *I. sordidus*, *I. agilis* и *I. acutifrons*, собранных в Рыбинском водохранилище с 1967 г. по 1970 г., а также отложенных самками в лабораторных аквариумах. Под бинокулярной лупой МБС (8×4; 8×7) сквозь прозрачные створки эфиппиев хорошо видны неразвившиеся и дробящиеся латентные яйца, эмбрионы, а также оболочки яиц, оставшиеся после выклева рачков, и учет их прост. Всего исследовано около 800 эфиппиев.

В толще серых илов Волжского плёса эфиппии найдены на глубине до 15 см от поверхности наилка. Захоронение эфиппиев в глубокие слои происходит во время ветровых перемешиваний и

течений. Оно может осуществляться обитателями илов — олигохетами, хирономидами и рачками рода *Ilyocryptus*, перераспределяющими расположение частиц детрита в его толще. Среди покоящихся яиц, найденных в толще донных отложений, не было дробящихся. Очевидно, специфические условия грунта тормозят развитие яиц. Однако, будучи перенесенными в лабораторию, они развивались в аквариумах. Нами высказано предположение, что и в водохранилище латентные яйца, вынесенные на поверхность грунта, также могут развиваться и небольшими порциями пополнять популяцию партеногенетических самок в течение всего вегетационного периода. Учет таких эфиппиев в серых илах Волжского плёса (разрез Борок—Коприно) проводился в июне—июле, когда рачки размножаются партеногенетически и численность эфиппиев в наилке может увеличиваться только за счет выноса их из толщи грунта на поверхность. В этот период численность эфиппиев рода *Ilyocryptus* составила 37 экз./м², т. е. 1.5% от их максимального осеннего фонда, а в пересчете на латентные яйца, заключенные в них, — 83 экз./м². Значение этого пополнения невелико, так как оно составляет 2% от общей численности рачков летом и 1.4% от средней за весь вегетационный период.

Известно, что латентным яйцам *Cladocera* присуща физиологическая разнокачественность, проявляющаяся в различной продолжительности покоя. По Г. Ю. Верещагину (1912), у ветвистосусых рачков период покоя латентных яиц колеблется от 10 дней до 10^{1/2} месяцев; по Фольмеру (Vollmer, 1956; цит. по: Мануйлова, 1964), он составляет дни и недели летом, месяцы — зимой. Другие материалы по биологии латентных яиц с короткой диапаузой нам неизвестны. При наблюдении за размножением рачков рода *Ilyocryptus* оказалось, что гамогенетические самки отдельных видов этого рода откладывают латентные яйца с периодом покоя различной длительности — коротким и длинным. Развитие первых из них от момента откладки до выклева протекает 7 суток при температуре воды 23.2°, 9 суток при 20.4°, 14 суток при температуре 18.6°. Эти развивающиеся яйца в эфиппиях по внешнему виду отличимы от неразвивающихся яиц темного цвета, т. е. яиц с длинной диапаузой, остающихся зимовать. Но между неразвившимися латентными яйцами с различными периодами покоя внешних различий у *I. sordidus*, *I. agilis* и *I. acutifrons* не обнаружено. И те и другие имеют фасовидную форму, оболочки покрывают желток темного цвета. Преобладающая длина этих яиц колеблется в пределах 0.18—0.19 мм. Эфиппии, содержащие латентные яйца с коротким периодом покоя, имеют длину 0.35—0.7 мм. Среди них преобладают более мелкие — 0.4—0.5 мм (75%). По размерам створок можно заключить, что они отложены самками всех возрастов, преимущественно же молодыми особями длиной 0.6—0.7 мм. Эфиппии содержат от одного до четырех яиц.

Наиболее многочисленны эфиппии с двумя яйцами (65%). Эфиппии, содержащие одно яйцо, составляют 16.6%, три — 12.0, четыре — 7% от их общего числа. Приблизительно такие же показатели характеризуют и латентные яйца с длинной диапаузой (Чиркова, 1970). В опытах латентные яйца с коротким периодом покоя откладывались в начале периода двуполого размножения — в последних числах июля и августе. Это были первые, наиболее ранние кладки гамогенетических самок.

В опытах гамогенетические самки обычно делают две кладки (редко одну или три), в каждой из которых содержатся два латентных яйца. При этом яйца с короткой диапаузой встречаются лишь в первой кладке и только у некоторых самок. Самок, откладывающих только латентные яйца с коротким периодом покоя, в опытах не было. В Рыбинском водохранилище можно обнаружить эфиппии с дробящимися латентными яйцами в начале периода гамогенеза рачков в эти же календарные сроки. Средняя численность эфиппиев, содержащих такие латентные яйца, т. е. обладающих коротким периодом покоя, в августе 1967—1969 гг. составила 14.6%, сентябре — 10.2, ноябре — 9.9% от общего числа эфиппиев. В небольшом количестве яйца с короткой диапаузой обнаружены в грунте и в декабре. По всей видимости, развитие яиц, отложенных в более поздние сроки (в сентябре и позднее), замедляется и продолжается в течение всего подледного периода вплоть до вскрытия водоема. Развивающиеся латентные яйца способны переносить низкую температуру, близкую к 0°, в течение длительного времени — от осени до весны следующего года. Эти яйца обнаруживались в грунтах водохранилища в апреле сразу же после вскрытия при температуре воды около 3° в количестве 1.7% от общего числа найденных эфиппиев. Однако при температуре грунта, близкой к 0°, развитие яиц едва ли могло начаться. По всей вероятности, это были яйца с короткой диапаузой, развитие которых затормозилось низкими температурами в течение зимы.

Обычно у рачков рода *Ilyocryptus* латентные яйца с периодами покоя различной длительности заключены в разные эфиппии. Однако в некоторых эфиппиях одновременно имелись латентные яйца с короткой и длинной диапаузой. В эфиппиях, заключающих в себе физиологически разнокачественные яйца, более 60% составляют яйца с коротким периодом покоя. В Рыбинском водохранилище их численность составила 0.5% от общего числа эфиппиев.

Латентные яйца с коротким периодом покоя, отложенные в конце июля—августе на мелководьях средней полосы европейской части СССР, успевают развиваться уже в августе. Из таких яиц развиваются только партеногенетические самки. Степень воздействия этого пополнения определялась соотношением между численностью рачков и латентных яиц с короткой диапаузой, отно-

сящихся к этому роду. Численность эфиппиев с физиологически разнокачественными яйцами в августе составляет 130 экз./м², а рачков — около 6000 экз./м². При пересчете на число яиц в эфиппиях получается, что одноразовое пополнение популяции рачками, выпшедшими из таких эфиппиев, составляет 5% от общей численности рачков рода *Ilyocryptus*. Это пополнение в течение сентября и октября становится еще меньше и вообще вряд ли имеет значение.

Оценивая общее значение латентных яиц с короткой диапаузой, приходим к убеждению, что пополнение за счет их развития не может внести существенных количественных изменений в состав такой многочисленной популяции *I. sordidus*, *I. agilis* и *I. acutifrons*, какая наблюдается в Рыбинском водохранилище. Оно может только сохранить популяцию от полного вымирания или массовой гибели. На данной широте местности латентные яйца с короткой диапаузой представляют собой один из источников пополнения осенне-зимней популяции партеногенетических самок.

Явление физиологической разнокачественности яиц можно рассматривать как остаточную дициклию. Придерживаясь точки зрения Г. Ю. Верещагина (1912) о зависимости цикличности от географической широты, мы предполагаем, что на широте Рыбинского водохранилища (58—59 с. ш.) имеет место слияние летнего редуцированного и осеннего полного периодов гамогенеза. Об остатках редуцированного летнего цикла можно судить лишь по наличию латентных яиц, имеющих короткий период покоя. Редукция летнего двуполого периода у *I. sordidus*, *I. agilis* и *I. acutifrons* шла по линии сокращения его продолжительности, что привело к образованию одного периода гамогенеза с физиологической разнокачественностью латентных яиц.

Л И Т Е Р А Т У Р А

- Верещагин Г. Ю. 1912. Об изменениях цикличности *Cladocera* в зависимости от географической широты местности. Протоколы заседаний Общества естествоиспыт. при имперском Варшавском университете, XXIII.
- Мануйлова Е. Ф. 1964. Ветвистоусые рачки фауны СССР. Изд. «Наука», М.—Л.
- Иркова З. Н. 1970. Эфиппии р. *Ilyocryptus* (*Cladocera*, *Macrothricidae*). Информ. бюлл. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 8.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

**ВАЛОВОЙ ОРГАНИЧЕСКИЙ УГЛЕРОД
В ВОДАХ НЕКОТОРЫХ ВОДОЕМОВ МОСКОВСКОЙ
И ЯРОСЛАВСКОЙ ОБЛАСТЕЙ**

Данные по валовому органическому углероду позволяют с большой достоверностью судить не только об общем содержании органического вещества в природных водах, но вместе с другими показателями могут быть использованы также для его качественной характеристики (Скопинцев, 1950). К сожалению, такие данные весьма немногочисленны для водоемов Советского Союза, а имеющийся большой материал по углероду сухого остатка вызывает справедливую критику со стороны исследователей из-за возможных потерь при упаривании проб воды досуха (Бакулина, Скопинцев, 1969; Барс и др., 1969).

В июне 1969 и июле 1970 гг. нами проведены определения валового органического углерода, перманганатной окисляемости, цветности и других гидрохимических характеристик в водах некоторых озер и водохранилищ Московской и Ярославской областей.

Пробы воды отбирались с глубины 1 м в основном в середине дня в центральной части водоемов. Определения pH, температуры воды, цвета, цветности, прозрачности и перманганатной окисляемости проводили по общепринятым методикам (Драчев и др., 1960). Определение неорганического углерода выполняли по ранее изложенному методу (Бикбулатов и др., 1969), а суммарного углерода — по видоизмененному методу Мензеля—Ваккаро (Бикбулатов, Скопинцев, 1971). Перманганатную окисляемость и неорганический углерод определяли сразу же на берегу. Здесь же в походной лаборатории непосредственно после взятия пробы органическое вещество окислялось персульфатом в запаянных ампулах. Такая обработка проб воды позволяет избежать возможные погрешности, связанные с биохимическим разложением органического вещества и адсорбцией его на стенках сосудов при хранении. Валовый органический углерод определялся по схеме, примененной нами ранее: из суммы неорганического и органического углерода вычитали содержание неорганического углерода, определенного в отдельной пробе воды того же объема (Бикбулатов и др., 1969).

Полученные результаты сведены в таблицу и в общем согласуются с принятыми представлениями. Как уже отмечалось (Скопинцев, 1950), для вод малоцветных, и в частности для водного гумуса планктонного происхождения, значения отношений

$\frac{\text{цветность}}{\text{окисляемость}}$ обычно меньше трех, тогда как для водного гумуса

Валовой органический углерод и некоторые другие гидрохимические характеристики вод озер
и водохранилищ Московской и Ярославской областей в 1969—1970 гг.

Водосм	Тем- пера- тура, °С	рН	Прозрач- ность, м	Цвет по шкале Фореля— Улль	Цвет- ность, град.	Окисле- мость, мг О ₂ /л	Углерод неоргани- ческий, мг С/л	Углерод органи- ческий, мг С/л	Цвет- ность О окис- лос- мости	Цвет- ность С орга- ничес- кий	О окис- ляемости С орга- нический
--------	------------------------------	----	----------------------	-------------------------------------	--------------------------	---	---	---	--	--	--

В о д о х р а н и л и щ а

Можайское	22.5	8.8	0.7	XI	30	12.0	9.3	19.4	2.5	1.5	0.6
Рузское	22.5	8.2	1.7	XI	25	9.6	14.1	9.7	2.6	2.6	1.0
Озернинское	24.0	8.2	1.7	XI	25	10.6	17.1	16.9	2.4	1.5	0.6
Истринское	22.5	8.2	1.7	XI	25	12.8	18.8	14.5	2.0	1.7	0.9
Учинское	22.0	8.2	0.8	XI	40	19.2	31.3	11.5	2.3	3.9	1.7

О з е р а

Плещеево	—	8.2	6.4	XI	12.5	—	29.8	6.1	—	2.0	—
Неро	—	7.8	0.4	XVI	25	—	26.8	12.3	—	2.0	—
Глубокое	22.0	8.2	3.5	XVII	10	14.2	6.7	26.0	0.7	0.4	0.6
Сенежское	21.5	9.1	0.4	XI	25	16.0	17.7	22.3	1.6	1.1	0.7
Белое	20.5	9.0	0.3	XI	12.5	15.2	13.3	24.2	0.8	0.5	0.6
Бисерово	20.0	8.2	0.8	XVII	30	17.0	12.8	20.0	1.8	1.5	0.8

терригенного происхождения характерны величины, лежащие в интервале 4—12. Для перечисленных в таблице водоемов указанное отношение меньше трех, а в озерах даже меньше двух. Это может служить косвенным доказательством того, что в них в основном содержится органическое вещество планктонного происхождения. В поддержку этого суждения говорят и непосредственные наблюдения. Рейс в 1970 г. совпал с периодом массового развития фитопланктона, что сказалось на содержании органического вещества и его природе. Исключение представляют данные по оз. Глубокому за этот год и по озерам Плещеево и Неро за 1969 г., где цветения не было.

Значения отношений $\frac{\text{цветность}}{\text{С органический}}$, $\frac{\text{цветность}}{\text{О окисляемости}}$ и

$\frac{\text{О окисляемости}}{\text{С органический}}$ для вод водохранилищ в среднем выше, чем для озер. Это станет более наглядным, если учесть, что Озернинское водохранилище имеет малый водообмен и весь его режим резко приближен к озерному. Таким образом, органическое вещество исследованных озер и водохранилищ несколько отличается по качественному составу. Для водохранилищ характерно большее содержание органических веществ, окисляющихся перманганатом калия в кислой среде по отношению к общему их содержанию.

Обращает на себя внимание высокое содержание органического углерода при весьма низкой цветности в оз. Глубоком. В 1966 г. цветность воды этого озера составляла 40—45°, хотя в более ранние годы она изменялась в пределах 70—120°. Резкое снижение цветности объясняется тем, что в 1963—1965 гг. на окружающих оз. Глубокое болотах были проведены осушительные работы и большая часть богатых гуминовыми веществами болотных вод, минуя озеро, отводится теперь системой канав в р. Малую Истру (Щербаков, 1967). Очевидно, еще большее снижение цветности в 1970 г. вызвано теми же причинами, а измеренная нами величина составила лишь 10°. Несмотря на это, воды озера содержат сравнительно много органических веществ. Определенная нами перманганатная окисляемость составила 14,2 мг/л. Такая величина в среднем была характерна для озера и в более ранние годы, хотя цветность имела значения, на порядок превышающие измеренную нами величину.

Если высокое содержание органического углерода в оз. Белом можно объяснить интенсивным развитием фитопланктона, то в оз. Глубоком, где цветение воды отсутствует, органическое вещество, по-видимому, имеет иное происхождение. По сравнению с исследованиями, проведенными летом 1950—1951 гг. (Крылова, Скопинцев, 1959), перманганатная окисляемость и содержание органического углерода в воде озер Белое и Бисерово летом 1970 г. значительно возросли, хотя цветность практически не изменилась.

Соответственно уменьшились величины отношений $\frac{\text{цветность}}{\text{О окисляемости}}$ и $\frac{\text{О окисляемости}}{\text{С органический}}$. Это дает основание говорить о значительном увеличении эвтрофикации названных озер.

ЛИТЕРАТУРА

- Бакулина А. Г., Б. А. Скопинцев. 1969. Определение валового содержания органического углерода в природных водах методом сухого сжигания. Гидрохим. матер., 52.
- Барс Е. А., С. С. Коган, Н. А. Биткова, Н. И. Михеева. 1969. К вопросу об определении общего содержания органических веществ в подземных водах. Гидрохим. матер., 50.
- Бикбулатов Э. С., Б. А. Скопинцев, Е. М. Бикбулатова. 1969. Определение органического углерода в пресных водах персульфатным методом. В сб.: Материалы к Совещанию по прогнозированию содержания биогенных элементов и органического вещества в водохранилищах, Рыбинск.
- Бикбулатов Э. С., Б. А. Скопинцев. 1971. О возможности применения видоизмененного метода Мензеля—Ваккаро к определению органического углерода в пресных водах. Наст. вып.
- Драчев С. М., А. С. Разумов, Б. А. Скопинцев, Н. М. Кабанов. 1969. Приемы санитарного изучения водоемов. Медгиз, М.
- Крылова Л. П., Б. А. Скопинцев. 1959. Содержание органического углерода в водах рек и озер Подмосковья и крупных рек Советского Союза. Гидрохим. матер., 28.
- Скопинцев Б. А. 1950. Органическое вещество в природных водах. Тр. ГОИН, 17 (29).
- Щербачков А. П. 1967. Озеро Глубокое. Изд. «Наука», Л.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

М. М. Камшилов

ВЛИЯНИЕ ФОСФОРА НА СТИМУЛИРУЮЩИЙ ЭФФЕКТ ОБЛУЧЕНИЯ КОРОТКОВОЛНОВЫМ УЛЬТРАФИОЛЕТОМ

В предыдущих работах было показано, что ультрафиолетовое излучение спектральной линии 253.7 нм стимулирует размножение и подвижность бесцветных жгутиконосцев *Bodo marina* (Камшилов, 1965, 1967б). Было высказано предположение, что стимулирующий эффект обусловлен абсорбцией ультрафиолетовых фотонов аденином аденозинтрифосфата по типу абиогенного синтеза АТФ, возможность которого была доказана Поннамперумой с соавторами (Ponnamperuma a. oth., 1963). В этой связи представляло интерес выяснить роль неорганического фосфата в развитии стимулирующего эффекта УФ-радиации.

В качестве культуральной среды использовалась минеральная среда ШП (Камшилов, 1967а), приготовленная на прокаленных солях на бидистиллированной воде. Объект исследования — бесцветные жгутиконосоцы *Bodo marina*. Всего было поставлено 10 опытов, каждый из которых включал 4 серии: 1) УФ-облучение, полная среда ШП; 2) УФ-облучение, среда ШП с исключенным фосфатом; 3) контроль (без облучения), полная среда ШП; 4) контроль (без облучения), среда с исключенным фосфатом.

Все серии ставились одновременно, в них вносилось одно и то же исходное количество жгутиконосцев. Облучение производилось установкой из строенных ламп БУВ-30 продолжительностью 10 и 15 мин., что соответствует дозе $5.5 \cdot 10^3$ и $8.2 \cdot 10^3$ эрг/мм². Облучение проводилось в чашках Петри, закрытых кварцевыми пластинками. Опыты включают просмотр численности жгутиконосцев в 14 650 полях зрения микроскопа в облучаемых и в 9050 полях зрения в контрольных сериях. Полученные результаты представлены в таблице. Статистическая обработка результатов производилась следующим образом. В каждом опыте вычислялось отношение средней численности жгутиконосцев в облучаемых сериях к средней численности в контрольных, отдельно для серий с фосфатом и для серий без фосфата. В случае положительного влияния облучения это отношение должно быть достоверно больше единицы. Если облучение не влияет на численность жгутиконосцев, вычисленное отношение не будет отличаться от единицы; при тормозящем эффекте облучения это отношение должно быть меньше единицы. Получены следующие данные:

Число опытов

10

Ф

1.989 ± 0.282

О

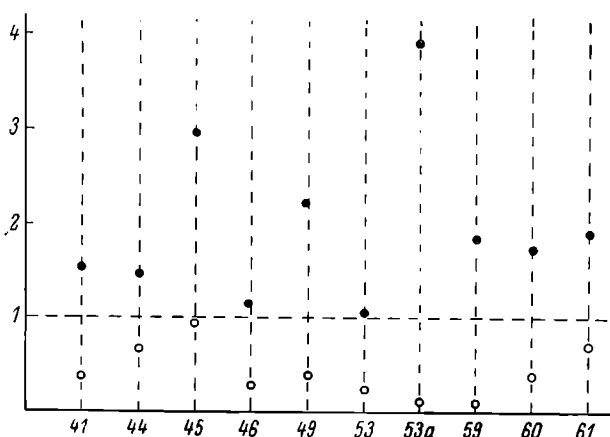
0.385 ± 0.092

Влияние фосфата на эффект УФ-облучения

№ опыта	УФ-облучение				Контроль	
	число облучений	продолжительность одного облучения, мин.	Ф	О	Ф	О
41	7	10	78.0	5.7	49.3	16.4
44	7	10	33.3	18.2	22.9	29.5
45	3	10	31.9	7.7	10.7	8.3
46	4	10	176.8	22.7	154.0	88.0
49	3	10	14.2	0.6	6.4	1.6
53	3	15	128.5	6.5	124.0	32.4
53а	3	15	114.0	1.4	28.9	30.7
59	3	15	81.0	0.0	44.3	26.1
60	1	15	27.0	1.6	15.2	3.9
61	1	15	17.5	8.6	9.2	13.0

Примечание. Ф — среда с фосфатом, О — среда без фосфата.

Результаты статистической обработки показывают, что в присутствии фосфата УФ-лучи спектральной линии 253.7 нм стимулируют размножение жгутиконосцев с вероятностью, превышающей 0.999, в то время как в бесфосфорной среде те же дозы облучения с той же вероятностью подавляют размножение этих организмов. На рисунке приведены данные отдельных опытов.



Влияние ультрафиолетового облучения на численность жгутиконосцев при отсутствии и наличии в среде фосфата.

Черные кружки — при наличии фосфата, белые — при отсутствии фосфата. По оси ординат — отношение численности в облученной серии к численности в серии необлученной; по оси абсцисс — номера опытов.

Они хорошо иллюстрируют факт стимуляции размножения под влиянием ультрафиолетового облучения в среде с фосфатом и отсутствие стимуляции при исключении фосфата из культуральной среды.

Таким образом, стимулирующий эффект УФ-облучения связан с наличием в среде фосфата.

ЛИТЕРАТУРА

- К а м ш и л о в М. М. 1965. Влияние ультрафиолетового света на бесцветных жгутиконосцев. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 9 (12).
 К а м ш и л о в М. М. 1967а. Развитие жгутиконосцев *Bodo marina* на синтетической минеральной среде. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 14 (17).
 К а м ш и л о в М. М. 1967б. Отбор на повышенную устойчивость к ультрафиолетовым лучам в различных линиях жгутиконосцев. Тр. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 14 (17).

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

Н. В. Буторин, Т. Н. Курдина

О РАСПРОСТРАНЕНИИ СБРОСНЫХ ВОД КОНАКОВСКОЙ ГРЭС В ЗАВИСИМОСТИ ОТ ИХ РАСХОДА

За время эксплуатации Конаковской ГРЭС расход сбрасываемых ею вод увеличился от 25 м³/сек. в 1967 г. до 70 м³/сек. в 1970 г. В связи с этим представляет интерес проследить изменение распространения их в водоеме при различном водопотреблении электростанции. Сделать это легче при ледоставе, когда отсутствует ветровое перемешивание, теплообмен с атмосферой замедлен, а распределение температуры в водоеме более однообразно, чем летом.

Исследования, проведенные зимой 1967—1970 гг., показали, что распространение подогретых вод в водоеме находится в прямой зависимости от величины расхода ГРЭС. Так, в феврале—марте 1967 г. при расходе электростанции 25 м³/сек. и температуре сбросных вод на выходе из Мошковичского залива,¹ равной 7°, в русловой части водоема присутствие их прослеживалось на расстоянии до 10 км в направлении гидроузла. На половине этого пути ядро смешанного потока располагалось в нижней части водного сечения ближе к правому берегу, а максимальная температура воды в нем была 3° (Буторин и др., 1968). Зимой 1968 г. расход ГРЭС колебался около 40 м³/сек., температура воды на выходе из залива изменялась от 6.3 до 10°. При этих условиях присутствие теплых вод в нижней половине потока отчетливо прослеживалось по всей русловой части Ивановковского плёса вплоть до гидроузла. В 3 км выше него средняя температура по вертикали составляла 2.3°, а максимальная 3°, в то время как у водозабора те же величины равнялись соответственно 0.7 и 1.0°. Характер распределения температуры воды в русловой части водоема на разрезе в 7 км от Мошковичского залива приведен на рис. 1, а. Максимальные значения ее на данном разрезе в январе достигали 5.5°, а в марте 4.8°.

¹ Схема водохранилища в районе исследований, расположение станций и разрезов приведены в работе Т. Н. Курдиной (1969).

В 1969 г. при увеличении мощности и водопотребления станции в широкой части приплотинного плёса наблюдалось дальнейшее повышение температуры воды и средние значения ее были примерно на 1° выше, чем в предыдущую зиму, а максимальная величина равнялась 3.8° . В части плёса, лежащей вблизи водовыпуска, характер распределения теплых вод зимой несколько изменился.

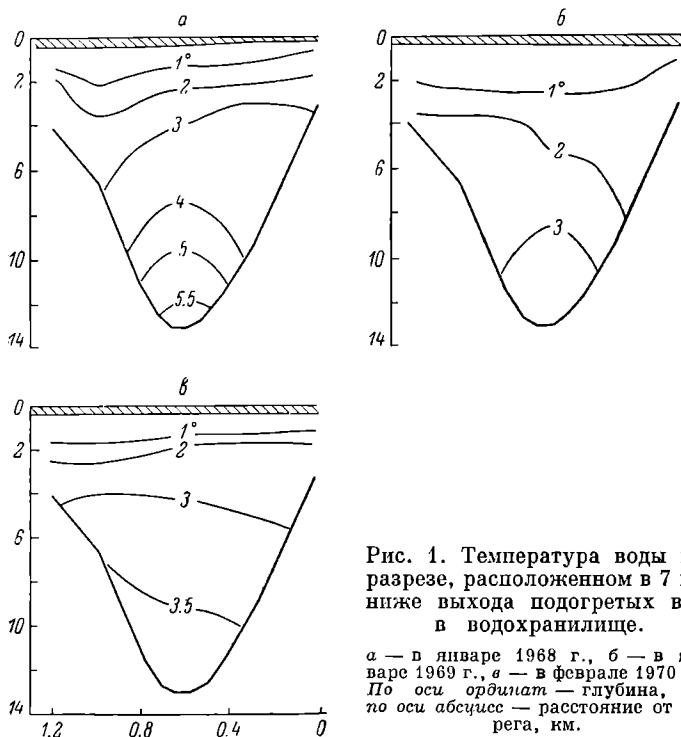


Рис. 1. Температура воды на разрезе, расположенном в 7 км ниже выхода подогретых вод в водохранилище.

а — в январе 1968 г., *б* — в январе 1969 г., *в* — в феврале 1970 г.
По оси ординат — глубина, м;
по оси абсцисс — расстояние от берега, км.

При расходе сбросных вод около $55 \text{ м}^3/\text{сек.}$ и температуре их на выходе из залива, равной $8.5\text{--}11.8^\circ$, стало намечаться продвижение части этих вод в сторону водозабора ГРЭС. В январе 1969 г. на затопленной левобережной пойме реки, северо-западнее Мошковичского залива, отмечена температура воды, равная 4.9° . В марте в том же районе по всему поперечному сечению потока в нижних слоях температура повысилась до 3.5° . Повышение температуры до 1.5° у дна зарегистрировано в это время и в 3 км ниже ГРЭС, хотя выше ее температура воды была $0\text{--}0.3^\circ$ по всей глубине.

Распространение части теплых вод в сторону водозабора вызвало зимой 1969 г. заметное понижение температуры воды на участке водохранилища ниже Мошковичского залива (рис. 1, б).

По сравнению с предшествующей зимой температура воды в русловой части на данном разрезе понизилась и максимальные значения ее почти не превышали 3.0° .

Зимой 1970 г. при водопотреблении ГРЭС около $65 \text{ м}^3/\text{сек.}$ характер распространения подогретых вод в водоеме по сравнению с предшествующей зимой несколько изменился. В приплотинной части водоема наблюдалось дальнейшее повышение температуры воды, что прослеживалось как по средним, так и по максимальным ее значениям. Ниже Мошковичского залива температура повысилась (рис. 1, в) и максимальная величина ее достигала $3.5\text{—}4.0^{\circ}$. Повышение температуры в придонных горизонтах отмечалось и выше залива на том же участке, что и в 1969 г., где зарегистрирована температура 2.5° .

Таким образом, наблюдения над температурой за четыре зимы показали, что в приплотинной части водохранилища с увеличением объема сбросных вод ГРЭС температура воды систематически повышается. Средняя величина ее от марта 1968 к марту 1970 г. повысилась от 2.3 до 3.5° , а максимальная — от 2.5 до 4° . В русловой части водоема ниже Мошковичского залива тенденция изменения температуры воды была другой: зимой 1968 г. температура воды здесь была наиболее высокой, следующей зимой она понизилась, а зимой 1970 г., хотя и произошло некоторое повышение температуры воды, но все же величина ее была ниже, чем зимой 1968 г.

Эти наблюдения позволяют высказать следующие соображения о характере распространения теплых вод в водоеме при различной величине их расхода. В 1967 и 1968 гг., когда объем забираемых электростанцией вод был невелик, сброшенная вода по выходе из залива вливалась в общий поток, проходящий по водоему, и вместе с ним двигалась к гидроузлу. С увеличением водопотребления ГРЭС, в частности с вводом в действие второй насосной и второго подводящего канала, стал увеличиваться подсос вод к станции. Поскольку зимой подогретые воды в водохранилище распространяются преимущественно нижней половиной водной толщи, откуда идет забор воды на ГРЭС, часть этих вод оказалась в зоне влияния насосных станций. В этих условиях, поступаая из Мошковичского залива в водохранилище, поток теплых вод делится на две неравные части. Большая из них распространяется по руслу Волги в сторону плотины Ивановской ГЭС, а меньшая идет в противоположном направлении, к Конаковской ГРЭС. Это подтверждается ходом изотерм на участке водохранилища от входного створа, лежащего в 1 км выше водозабора, до разреза в 7 км ниже залива (рис. 2). На рисунке видно, что после выхода из залива в водохранилище сбросные воды распространяются не только в сторону плотины, но и в сторону ГРЭС. В феврале 1970 г. они отчетливо прослеживались в 2.5 км ниже водозабора (рис. 2, а), а в марте достигли второго подводящего канала (в 1 км ниже

входного створа; рис. 2, б). О том, что такое распространение теплых вод не является случайным, свидетельствует, с одной стороны, повышение температуры грунта, а с другой — повышенное содержание кислорода в придонных горизонтах в зоне растекания подогретых вод. Температура донных отложений выше залива составляла 3.8° против 1.4° у ГРЭС. Сбросные воды в си-

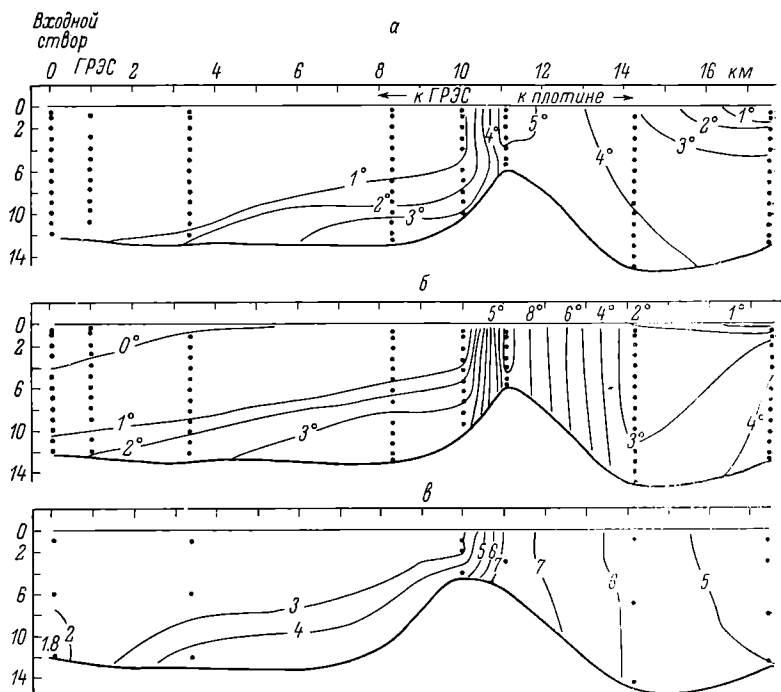


Рис. 2. Распределение температуры и кислорода на участке водохранилища от входного створа до разреза, лежащего в 7 км ниже залива в 1970 г.

а — температура в феврале, б — температура в марте, в — содержание кислорода в феврале, мг/л. По оси ординат — глубина, м; по оси абсцисс — расстояние по длине водохранилища.

стеме водовыпуска (особенно на водосбросе) интенсивно аэрируются и содержат повышенное количество кислорода (Пан, 1969). Это присуще им на всем пути перемещения и отличает теплые воды от вод водохранилища (рис. 2, в).

Указанный характер распространения подогретых вод Конаковской ГРЭС в Ивановском водохранилище связан с особенностями использования его водных ресурсов, в частности недельным и суточным регулированием сброса воды в нижний бьеф и забора в канал им. Москвы. При водопотреблении ГРЭС, близком к оптимальному ($60\text{--}70\text{ м}^3/\text{сек.}$), подсос теплых вод к водозабору

в зимний период будет постоянным. Объем вод, повторно участвующих в охлаждении агрегатов, и абсолютные значения температуры сбросных вод, равно как и распределение теплозапаса в водоеме, зимой будут определяться особенностями его водного режима.

ЛИТЕРАТУРА

- Б у т о р п и Н. В., С. С. Бакастов, А. С. Литвинов. 1968. Рекогносцировочное обследование Иваньковского водохранилища в районе Конаковской ГРЭС. Информ. бюлл. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 2.
- К у р д и н а Т. Н. 1969. Температурные условия Иваньковского водохранилища в районе Конаковской ГРЭС. Информ. бюлл. Инст. биол. внутр. вод АН СССР, 4.
- П а н Л. 1969. Газовый режим охлаждающей воды Конаковской ГРЭС и его влияние на Иваньковское водохранилище. Матер. к Совец. по прогнозированию биоген. элементов и органич. вещества в водохр., Рыбинск.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

Э. С. Б и к б у л а т о в, Б. А. С к о п и н ц е в

О ВОЗМОЖНОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ ВИДОИЗМЕНЕННОГО МЕТОДА МЕНЗЕЛЯ—ВАККАРО К ОПРЕДЕЛЕНИЮ ОРГАНИЧЕСКОГО УГЛЕРОДА В ПРЕСНЫХ ВОДАХ

В 1964 г. Мензель и Ваккаро (Menzel a. Vaccaro, 1964) разработали новый метод определения органического углерода в морских водах. Сущность его заключается в окислении персульфатом органического вещества в определенном объеме воды в запаянных ампулах и последующем детектировании образовавшейся двуокиси углерода в инфракрасном газоанализаторе. Метод получил широкое распространение в практике океанологических исследований и рекомендован для повседневных анализов (Strickland a. Parsons, 1968).

Эта оригинальная методика сопряжена с техническими трудностями и не лишена недостатков. Кюрль и Дэви (Curl a. Davey, 1967) указывают, что при введении шприца в резиновые или виниловые трубки, служащие для присоединения ампулы в систему, потери газа через место ввода иглы были трудноустраняемыми. Взамен они предложили механическое устройство с муфтами, имеющими неопреновые прокладки. Это позволило устранить утечку, но усложнило систему.

Существенное возражение вызывает удаление неорганического углерода продувкой азотом после введения окислителя, поскольку окисление органических веществ персульфатом калия начинается даже при низких температурах (Бейсова, Крюков, 1961). По нашим данным, если подкисленную пробу воды с внесенным в нее персульфатом калия продувать 3 мин. со скоростью 250 мл/мин., то может окислиться несколько процентов от исходного органического вещества. Поэтому, хотя время продувки и незначительно, возможны потери легколетучих органических соединений, как присутствующих в природных водах, так и образовавшихся в результате действия окислителя за этот промежуток времени.

Необходимость применения автоклава (для окисления органического вещества) и потребность в сжатом кислороде (для запаивания ампул из стекла «пирекс») создают дополнительные трудности при проведении анализа. Известно, что определение органического углерода можно производить как после предварительного выдувания неорганического углерода, так и по разности между содержанием суммарного углерода и содержанием неорганического углерода, определенного в отдельной пробе того же объема. В последнем случае снимаются возражения, связанные с потерей легколетучих органических соединений. Однако такой прием может приводить к заметным ошибкам, если содержание органического вещества мало, а щелочность высока.

Техника определения неорганического углерода достаточно разработана, и простой метод описан нами ранее (Бикбулатов и др., 1969). Поэтому при определении органического углерода по последней схеме особое внимание необходимо обратить на определение суммарного углерода (органического плюс неорганического).

В предлагаемой работе мы видоизменили метод Мензеля—Ваккаро с тем, чтобы избежать перечисленных его недостатков, и применили его к определению суммарного углерода в пресных водах.

Аппаратура и ход анализа

Общий вид установки для определения суммарного углерода схематически изображен на рисунке.

Ампулы готовят из молибденового стекла общим объемом около 10 мл и имеют оттянутый суженный конец. Примерно на расстоянии $1/3$ от начала сужения на стенке ампулы сделано углубление, которое внутри ампулы образует небольшой барьер.

Подготовка проб к анализу. Вымытую хромовой смесью и высушенную ампулу продували очищенным от двуокиси углерода и органических загрязнений воздухом. В нее пипеткой вносили 5 мл исследуемой воды. На внутреннюю стенку ампулы непосредственно перед барьером специальной ложечкой насыпали приблизительно 500 мг персульфата калия. На него пипеткой наносили 1—2 капли концентрированной фосфорной кислоты. Ампулу немедленно запаивали на пламени газовой горелки с воздушным поддувом. Так же поступали и с другими пробами воды. После охлаждения

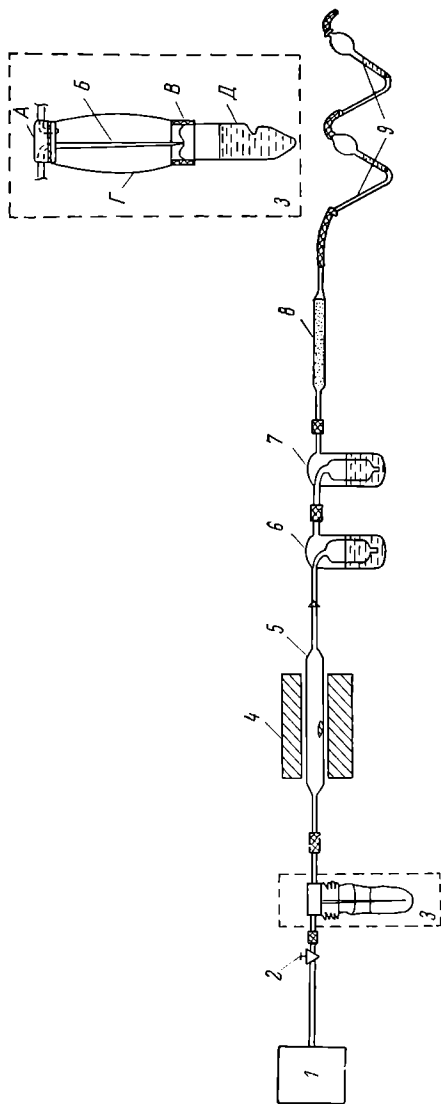


Схема установки для определения суммарного углерода в пресных водах.

1 — система очистки воздуха; 2 — винтовой зажим для регулировки подачи воздуха; 3 — устройство для крепления ампул с присоединенной к ней ампулой; 4 — электрическая микропечка; 5 — кварцевая трубка с платиновым катализатором; 6 — поглотитель с подкисленным раствором гипохлорита бария и KI ; 7 — поглотитель с раствором сернистого серебра в концентрированной серной кислоте; 8 — поглотитель с силикагелем, смоченным раствором бихромата калия в концентрированной серной кислоте; 9 — поглотитель с титрованным раствором барита; А — латунное основание; В — игла шприца; С — кусочек резинового шланга для непосредственного крепления ампул; Д — оболочка из тонкой эластичной резины; Е — ампула с окисленным образцом воды.

содержимое ампул перемешивали. Для окисления органического вещества все изготовленные ампулы помещали в теплую водяную баню, нагревали ее до 98° и поддерживали температуру в течение часа. Ампулы затем охлаждали, промывали снаружи хромпиком, дистиллированной водой и высушивали. В таком виде они хранились до анализа.

При малом содержании в воде органического вещества (≤ 1 мг С/л) и при относительно значительной щелочности лучше определение органического углерода проводить после удаления из воды (выдувания) неорганической двуокиси углерода. В этом случае в ампулу, содержащую исследованную воду, следует внести 1—2 капли концентрированной фосфорной кислоты, выдуть очищенным воздухом двуокись углерода и после этого добавить, как указано выше, персульфат калия и выполнить последующие операции.

Проведение анализа. Отдельно взятую ампулу присоединяли к общей установке для определения суммарного углерода посредством специального устройства, которое позволяло разбивать ампулы в условиях полной герметичности. Это устройство состояло из латунного основания, в котором были просверлены два отверстия. К одному из них припаяна игла от шприца длиной 15 см для ввода очищенного воздуха, другое служит для вывода образовавшихся продуктов окисления. Латунное основание соединяется с ампулой тонкой эластичной резиновой трубкой веретенообразной формы¹ длиной около 20 см, на нижний конец которой прикреплен кусочек резинового шланга длиной 2 см; в него и вставляется ампула (см. рисунок).

Систему быстро продували током очищенного воздуха и присоединяли поглотители с 0.02 н. раствором барита. Остро заточенный конец иглы подводили к небольшому углублению на дне ампулы и легким, но резким ударом по латунному основанию разбивали ее. Иглу доводили до дна ампулы и закрепляли в этом положении. По истечении часа (время лимитируется скоростью поглощения двуокиси углерода 0.02 н. раствором барита) оттитровывали избыток барита 0.01 н. раствором НСl. Для введения поправок на загрязнение реактивов использовали 5 мл воды, окисленной предварительно описанным выше способом, т. е. в новую ампулу наливали воду, в которой был проведен анализ, вносили реактивы, и процедура повторялась.

Для проверки полноты окисления органического вещества природных вод в вышеописанных условиях параллельно проведены анализы с такими же объемами воды по известному методу (Бикбулатов и др., 1969).

Сравнение результатов анализа суммарного углерода, полученных двумя методами, — Мензеля—Ваккаро C_1 и методом окисления персульфатом в новом варианте C_2 , показывает полноту окисления органического вещества исследованных вод.

Источник проб воды	Углерод суммарный, мкг		$C_1/C_2, \%$
	C_1	C_2	
Иваньковское водохранилище	147.6	150.6	98
Ручей у пос. Борок	177.6	178.2	100
Аквариум	390.6	388.2	101

Примечание. Приведены средние значения из трех параллельных определений. Крайние отклонения от среднего не превышали $\pm 1\%$.

Таким образом, даже более мягкие условия окисления — нагревание проб воды с персульфатом калия на водяной бане — позволяют полностью окислить органическое вещество природных вод. Это особенно важно при работе в полевых условиях.

¹ Можно использовать тщательно отмытые резиновые детские шарики.

Использованное простое устройство для присоединения ампул в систему полностью устраняет возможность потерь в результате надежной герметизации.

При работе по вышеописанной схеме, т. е. при определении органического углерода по разности, снимаются возражения, связанные с потерями легколетучих органических соединений, содержание которых в водах продуктивных водоемов, а также в подземных и атмосферных водах может достигать значительных величин.

Л И Т Е Р А Т У Р А

- Бейсова М. П. и П. А. Крюков. 1961. Кондуктометрический метод определения органического углерода в природных водах. Гидрохим. матер., 32.
- Бикбулатов Э. С., Б. А. Скопичев, Е. М. Бикбулатова. 1969. Определение органического углерода в пресных водах персульфатным методом. В сб.: Матер. к Совещ. по прогнозированию содержания биоген. элементов и органич. вещества в водохранилищах, Рыбинск.
- Curl H. I. and E. W. Davey. 1967. Improved calibration and sample-injection systems for nondestructive analysis of permanent gases, total CO_2 and dissolved organic carbon in waters. Limnol. and Oceanol., 12, 3.
- Menzel D. W. and R. F. Vaccaro. 1964. The measurement of dissolved organic and particulate carbon in sea water. Limnol. and Oceanol., 9, 1.
- Strickland I. D. H. and T. R. Parsons. 1968. A practical handbook of sea water analysis. Ottawa.

Институт биологии
внутренних вод АН СССР

ИНФОРМАЦИИ

	Стр.
Симпозиум по влиянию подогретых вод теплоэлектростанций на гидрологию и биологию водоемов	3
Совещание по результатам и перспективам комплексного исследования Волги и ее водохранилищ	5

НАУЧНЫЕ СООБЩЕНИЯ

Б. И. Купермани А. В. Монаков. Веслоногие ракообразные — первые промежуточные хозяева ленточных червей рода <i>Triaenophorus</i> Рыбинского водохранилища	6
С. М. Ляхов. О прибрежном бентосе в Куйбышевском водохранилище	10
М. И. Ярушина. Фитопланктон прудов Чесменского рыбхоза. Сообщение I. Сезонная динамика фитопланктона	14
В. И. Романенко. Потребление кислорода и ассимиляция углекислоты метаноксилирующими бактериями при развитии на CH_3OH	18
Я. И. Сулейманов. Динамика численности бактерий в Дивичинском лимане	21
Л. И. Лисицына. О флоре Горьковского водохранилища	25
В. А. Экзерцев. Зарастание мелководий Горьковского водохранилища	28
В. А. Алексеев, Б. А. Флеров. Реакция избегания токсических растворов фенола у некоторых водных насекомых и паукообразных	32
В. Я. Костяев и Н. А. Лаптева. Разрушение фенола в искусственных биоценозах	36
Р. А. Родова. Самки хирономид (<i>Diptera, Chironomidae</i>). VIII. <i>Lenzia flavipes</i> (Meig.) (1830) (= <i>Phaenopsectra flavipes</i> Meig.)	40
Н. Ф. Смирнова, Г. А. Голубова. Роль моллюсков в деградации фенола	44
Н. Ф. Смирнова. Устойчивость моллюска <i>Dreissena polymorpha</i> к фенолу	48
З. Н. Чиркова. Латентные яйца видов рода <i>Ilyocryptus</i> (<i>Cladocera, Macrothricidae</i>)	51
Э. С. Бикбулатов, Б. А. Скопинцев, Е. М. Бикбулатова. Валовой органический углерод в водах некоторых водоемов Московской и Ярославской областей	55
М. М. Камшилов. Влияние фосфора на стимулирующий эффект облучения коротковолновым ультрафиолетом	58
Н. В. Буторин, Т. Н. Курдина. О распространении сбросных вод Конаковской ГРЭС в зависимости от их расхода	61
Э. С. Бикбулатов, Б. А. Скопинцев. О возможности применения видоизмененного метода Мензеля—Ваккаро к определению органического углерода в пресных водах	65

CONTENTS

INFORMATION

	Page
Symposium on the influence of heated effluents of thermal power stations on hydrology and biology of water-bodies	3
Meeting on the results and perspectives of the complex investigation of the Volga and its reservoirs	5

ARTICLES

B. I. K u p e r m a n, A. V. M o n a k o v. Copepoda as the first intermediary hosts of tape worms of the genus <i>Triaenophorus</i> in the Rybinsk reservoir	6
S. M. L y a k h o v. On the littoral benthos in the Kuibyshev reservoir	10
M. I. Y a r u s h i n a. The phytoplankton of the Chesmensk fish ponds. Communication I. The seasonal dynamics of phytoplankton	14
V. I. R o m a n e n k o. Oxygen consumption and carbon dioxide assimilation by methane oxidizing bacteria grown on CH_3OH	18
Ya. I. S u l e i m a n o v. The dynamics of bacteria number in the Divichinsk lagoon	21
L. I. L i s i t s i n a. On the flora of the Gorky reservoir	25
V. A. E k z e r t s e v. Overgrowing of the shoals of the Gorky reservoir	28
V. A. A l e k s e e v, B. A. F l e r o v. The reaction of avoiding toxic phenol solutions by some aquatic Insecta and Arachnoidea	32
V. Ya. K o s t y a e v and N. A. L a p t e v a. The decomposition of phenol in model communities	36
R. A. R o d o v a. The females of Chironomidae (<i>Diptera</i> , <i>Chironomidae</i>). VIII. <i>Lenzia flavipes</i> (Meig.) (1830) (= <i>Phaenopsectra flavipes</i> Meig.)	40
N. F. S m i r n o v a, G. A. G o l u b o v a. The role of molluscs in decomposition of phenol	44
N. F. S m i r n o v a. The resistance of mollusc <i>Dreissena polymorpha</i> to phenol	48
Z. N. C h i r k o v a. Resting eggs of <i>Ilyocryptus</i> (<i>Cladocera</i> , <i>Macrothricidae</i>)	52
E. S. B i k b u l a t o v, B. A. S k o p i n t s e v, E. M. B i k b u l a t o v a. Total organic carbon in some water-bodies of Moscow and Yaroslavl regions	55
M. M. K a m s h i l o v. The influence of phosphorus on stimulating effect of short-wave ultraviolet radiation	58
N. V. B u t o r i n, T. N. K u r d i n a. Spreading of the Konakovo thermal power station effluent waters depending on their discharge	61
E. S. B i k b u l a t o v, B. A. S k o p i n t s e v. On the possibility of application of the modified Menzel—Vaccaro methods for determination of organic carbon in fresh waters	65

БИОЛОГИЯ ВНУТРЕННИХ ВОД

Информационный бюллетень № 14

*Утверждено к печати
Институтом биологии внутренних вод
Академии наук СССР*

Редактор издательства Л. М. Маковская
Технический редактор В. В. Шиханова
Корректор Г. А. Мошкина

Сдано в набор 30/XII 1971 г. Подписано к печати 16/III 1972 г. Формат бумаги $60 \times 90^{1/16}$. Бумага № 2. Печ. л. $4.5 = 4.5$ усл. печ. л. Уч.-изд. л. 4.65. Изд. № 5044. Тип. зак. № 800. М-09583. Тираж 1100. Цена 31 коп.

Ленинградское отделение издательства «Наука»
199164, Ленинград, Менделеевская линия, д. 1
1-я тип. издательства «Наука».
199034, Ленинград, 9 линия, д. 12