



М.А. Науменко

**ЭВТРОФИРОВАНИЕ ОЗЕР
И ВОДОХРАНИЛИЩ**



Министерство образования и науки Российской Федерации
Федеральное агентство по образованию

ГОСУДАРСТВЕННОЕ ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ
ВЫСШЕГО ПРОФЕССИОНАЛЬНОГО ОБРАЗОВАНИЯ
РОССИЙСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ ГИДРОМЕТЕОРОЛОГИЧЕСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ

М.А. Науменко

ЭВТРОФИРОВАНИЕ ОЗЁР И ВОДОХРАНИЛИЩ

Учебное пособие

Под редакцией д-ра геогр. наук, проф., А.М. Догановского



Санкт-Петербург
2007



УДК 556.555

Науменко М.А. Эвтрофирование озёр и водохранилищ. Учебное пособие – СПб.: изд. РГГМУ, 2007. – 100 с.

ISBN 978-5-86813-199-8

Рецензенты: Петрова Н.А., д-р биол. наук, ведущий науч. сотр. Института озераведения РАН,
Кафедра гидрологии суши РГГМУ (зав. кафедрой
А.М. Владимиров, д-р геогр. наук, проф.)

Рассматриваются процессы естественного и антропогенного эвтрофирования озёр и водохранилищ, их причины и следствия. Обсуждаются продуктивность и видовое разнообразие экосистем озёр, явление сукцессии видов фитопланктона. Особое внимание уделено влиянию термического, светового режима водоёмов, формы котловины и ландшафтной структуры водосборов на процессы эвтрофирования. Рассмотрены принципы и стратегия восстановления экосистем малых озёр.

Настоящее пособие предназначено для широкого круга студентов и магистров-гидрологов, для специалистов, связанных с использованием озёр и водохранилищ, для лиц, принимающих решения в природоохранной деятельности.

Naumenko, M.A. Eutrophication of lakes and water reservoirs. A manual. – St. Petersburg: RSHU Publishers, 2007. – 100 pp.

The book deals with processes of natural and anthropogenic eutrophication of lakes and water reservoirs, their causes and consequences. Productivity and species diversity of lake ecosystems, the phenomenon of succession of phytoplankton species are discussed. Special attention is paid to the influence of thermal and light regimes of water bodies, forms of depressions and landscape structure of water basins on the eutrophication processes. The principles and strategy of restoring ecosystems of small lakes are considered.

The manual is intended for a wide circle of undergraduate and Master's students of hydrology, for experts in using lakes and water reservoirs, as well as officials engaged in decision-making in the sphere of nature protection management.

ISBN 978-5-86813-199-8

- © Науменко М.А., 2007
- © Российский государственный гидрометеорологический университет (РГГМУ), 2007

ВВЕДЕНИЕ

Способность аккумулировать и трансформировать энергию и вещество – одно из основных свойств водоемов замедленного водообмена. Первые исследователи озер столкнулись с фактом бесконечного разнообразия озерных экосистем, которые могут существенно различаться, даже если озера близки по возрасту и происхождению. Такое разнообразие объясняется чрезвычайной сложностью экосистем озер, где самым тесным образом переплетаются физические, химические и биологические процессы. Биологические явления в каждом водном объекте складываются в итоге сложнейшего взаимодействия огромного числа особей растений, животных, бактерий, грибов, принадлежащих ко многим сотням или тысячам видов. Озерные бассейны локализованы и распределены по поверхности суши неравномерно. Это чрезвычайно усложняет разработку их классификации. Возникает необходимость выделения тех лимнических процессов, которые в первую очередь отражают природные свойства озер. Это прежде всего процессы превращения вещества и энергии [Россолимо, 1964].

Озеро (или водохранилище) со своим водосбором является сложной единой природной системой, в которой взаимодействуют гидрофизические, гидрохимические, гидробиологические и седиментационные процессы. Озеро как водоём замедленного водообмена естественного происхождения в значительной степени сходно с водохранилищами. Однако одним из главных отличий является то, что водохранилища созданы и регулируются человеком, что во многом определяет особый статус их экосистем.

Характер взаимосвязи между собственными компонентами озёр, а также компонентами окружающих ландшафтов определяет особенности каждого из озёр и направленность их развития. Озёра различаются по происхождению их котловин, по объёму водной массы, по химическому составу вод и разнообразию населяющих их гидробионтов, по характеру донных отложений, условиям их накопления и другим параметрам, что выделяет их в ряду других геосистем. Они играют важную роль в круговороте вещества и

энергии и являются расходно-накопительными системами. Именно накопление вещества в озёрах играет важнейшую роль в преобразовании озёрных котловин и эволюции озёрных геосистем.

Настоящее учебное пособие подготовлено для студентов-гидрологов и магистров в соответствии с программой “Эвтрофирование озёр и водохранилищ” и имеет своей целью оказать помощь в понимании и решении указанной проблемы. Часто отсутствие взаимопонимания между гидрологами и гидробиологами значительно затрудняет успешное решение комплексных проблем озёр. Автор, полагая, что читатель уже владеет знаниями основ озераведения (гидрологии озёр и водохранилищ), постарался дать некоторые необходимые сведения из гидробиологии. Основой пособия является курс лекций, который читается автором для магистров Российского государственного гидрометеорологического университета в течение ряда лет. Список литературы, который приводится в конце пособия, может служить основой для углубленного изучения рассматриваемой проблемы.

Согласно ГОСТу 17.1.1.01-77, эвтрофирование (эвтрофикация, эвтрофия) вод есть повышение биологической продуктивности водных объектов в результате накопления в воде биогенных элементов под действием антропогенных или естественных (природных) факторов [Хрисанов, Осипов, 1993]. Антропогенное эвтрофирование относится к числу тех недавно возникших следствий деятельности человека, в представлениях о которых сохраняется ещё много неясных сторон. Сложность этого явления заключается в невозможности повернуть назад уже начавшийся процесс. В противоположность обычному загрязнению, которого можно избежать в результате технологических и других приемов, антропогенного эвтрофирования избежать чрезвычайно сложно, поскольку оно является побочным следствием хозяйственной деятельности человека, не столько на самом водоеме, сколько на его водосборе, и накладывается на постепенное изменение морфометрии озера. Но это не исключает возможности управления этими процессами и в то же время требует выработки критериев социальной оценки – степени соответствия состояния озера интересам рационального природопользования.

Естественное эвтрофирование озёр

Одним из важнейших параметров, характеризующих экосистемы, так же как и в любой науке об изменяющихся процессах, является фактор времени – временной масштаб, для которого устанавливаются те или иные взаимосвязи. Скорость изменения того или иного параметра – изменения его за определённый интервал времени, т.е. трансформация количества энергии в течение выбранной единицы времени, необходимый и обязательный показатель экосистемы. Время, за которое озеро переходит из одной стадии в другую, может исчисляться как многими веками, так годами и месяцами.

Чтобы в данной местности возникло озеро, необходимо наличие отрицательной формы рельефа и достаточного количества осадков и стока, которые обеспечат наполнение озерной котловины водой. Озеро является следствием взаимодействия рельефа и климата, которые создают озерную котловину и содержащуюся в ней водную массу. Проточность или бессточность озера определяется его географическим положением в гумидной или аридной зоне, а также соотношением величин испарения с водной поверхности и притока в озеро. От этих параметров, как и от размеров котловин, зависит и водообменность водоёма, и условия накопления в нём минеральных и органических веществ, а также продолжительность существования озёр [Богословский, 1960; Буторин, 1969; Якушко, 1981; Догановский, Малинин, 2004]. В результате взаимодействия водных масс с подстилающими породами озерной котловины и под влиянием поверхностного стока с окружающих ландшафтов водосбора формируется и функционирует сложная саморазвивающаяся геосистема озера [Хатчинсон, 1969; Одум, 1975].

В озерах накапливаются продукты жизнедеятельности растений и животных, образующих озерные экосистемы, формируются биогенные и хемогенные осадки. В озёрах умеренного климатического пояса в результате накопления осадков и надвигания сплавин глубины и размеры озёр постепенно уменьшаются и, в конце концов, они превращаются в болота или исчезают совсем. Скорости заполнения котловин наносами различны как в пространстве,

так и во времени, поэтому для познания истории развития озёр необходимо привлечение различных методов исследований, в том числе палеоолиминологических.

Озёра с момента своего возникновения живут и развиваются под влиянием взаимодействующих компонентов окружающего ландшафта. На современном уровне трудно представить правильное объяснение озёрных процессов в отрыве от изучения ландшафта водосборного бассейна озера. В 20-х годах прошлого столетия Э. Науманн попытался установить связь между химическим составом почв водосборной территории озёр и уровнем продуктивности последних. Им было установлено, что плодородие почв на водосборах озёр, их богатство биогенными элементами тесно связано с уровнем биологической продуктивности водоёмов.

Вещества, ускоряющие рост автотрофных гидробионтов, многочисленны, разнообразны по происхождению и составу, а также по физиологическому и экологическому значению.

Поступление биогенов в озеро со стоком создаёт основу для развития гидробионтов в озере и приводит к его насыщению органическим веществом, увеличению трофности и переходу с одного трофического уровня на другой.

По схеме Тинеманна-Науманна озёра проходят путь эволюционного развития от олиготрофных к эвтрофным и дистрофным водоёмам. По С.В. Калеснику [1973], «озеро – как целостное образование – это система, а связь озера с ландшафтом – свидетельство того, что оно есть элемент другой системы более высокого порядка (ландшафта)». Отсюда следует, что озеро и водосбор – это единая система, а для глубокого и всестороннего познания этой системы необходимо не только изучить все происходящие в озере процессы в их взаимодействии и динамике, но и установить характер взаимодействия между озером и его водосбором [Драбкова, Сорокин, 1979].

Озера, являясь составной частью ландшафта, несомненно, отражают в своем облике черты той ландшафтной зоны, в первую очередь ее климатические отличия, в пределах которой они расположены. Черты, присущие той природной зоне, в которой находится озеро, выражаются в соответствующих сезонных колебаниях уровня, температуры и растворённого в воде кислорода, в общем направлении биотического баланса и т.д. По материалам Междуна-

родной биологической программы (МБП) показано, что величина первичной продукции фитопланктона озёр Мира скоррелирована отрицательно с расстоянием от экватора и положительно с интенсивностью солнечной радиации и величиной электропроводности.

Однако зональные признаки не всегда полностью характеризуют все многообразие озёр в пределах той или иной природной зоны. Необходим учет специфических азональных признаков, существующих на фоне общих зональных черт. К числу азональных признаков относятся внешние (рельеф и площадь водосбора, характер горных пород, геохимические процессы, характер антропогенной деятельности и т. д.) и внутренние (форма котловины, проточность, водообменность озера, приток грунтовых вод).

Увеличение продуктивности озёр при их старении – естественный процесс эвтрофирования, обычно длится века [Хендерсон-Селлерс, Маркленд, 1990]. Процесс эвтрофирования водоёмов неизбежен и закономерен в такой же мере, как старение организмов и их смерть. За время своего существования озеро переходит от стадии водоема с изрезанными берегами, неровным дном, прозрачной, чистой водой, богатой кислородом и бедной органической жизнью, к стадии зарастающего водоема с пологими берегами, выровненным дном, бурой, богатой органическими веществами водой. Конечной стадией развития озера является болото. Нижеприведенная схема развития озера может нарушаться с изменениями климата, стока и вследствие тектонических движений земной коры [Богословский, 1960; Одум, 1975]. На рис. 1 изображена схема процесса естественного эвтрофирования озера.

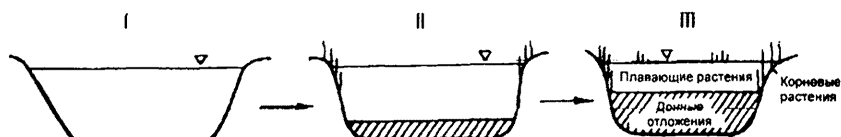


Рис. 1. Процесс эвтрофирования водоёма – естественное развитие от олиготрофного через мезотрофное к эвтрофному состоянию по [Хендерсон-Селлерс, Маркленд, 1990].

I – олиготрофное озеро с малым количеством биогенных веществ, высокой концентрацией растворённого кислорода; II – мезотрофное озеро (среднее количество биогенных веществ); III – эвтрофное озеро (высокое содержание биогенных веществ, возможна низкая концентрация растворенного кислорода).

По мере заполнения озерной котловины отложениями кольца зарослей сжимаются вокруг пространства свободной воды. Со временем, когда глубина озера уменьшится, растения на всем его пространстве поднимутся со дна к поверхности, “прорастут озеро”. Постепенно, по мере обмеления, одна растительная зона за другой выпадает, пока озерную растительность не сменит растительность болот. От этого процесса зарастания озер поясами прибрежных растений отличается процесс нарастания сплавин. Он особенно характерен для озер со слабой минерализацией воды и небольшим прибоем. В этом случае от берегов по поверхности воды начинает распространяться зыбкое сплетение из живых и отмерших растений – сплавина. Чаще всего основную массу такого зыбуна образует сфагновый мох, опирающийся на корневища и побеги осок, сабельника, вахты, белокрыльника, шейхцерии. Край сплавины может распространяться до глубины 3–4 м, и у ее края нередко начинается зона кубышек и рдестов. По сплавине разрастаются осоки, сфагнум, клюква, багульник, а затем и карликовая береза. Зеркало свободной воды, постепенно сокращаясь, распадается на отдельные окна среди мохового болота и, наконец, исчезает совсем. Растительные остатки оседают из сплавины на дно, образуя торфянистый сапропель, но случается, что сплавина успевает затянуть все озеро раньше, чем оно заполнится торфяными отложениями. Тогда, при утопании части сплавины, возникают окна в маршах или целые провальные торфяные озера. Широко распространены надиловые сплавины, расстилающиеся по поверхности полужидких илов, заполняющих озерные котловины.

Результаты изучения особенностей зарастания озер и сезонной динамики гидробиологических и гидрохимических процессов в озерах показывают глубокую взаимную обусловленность биологических и гидрологических процессов [Богословский, 1960].

По мере накопления органического вещества озера переходят от олиготрофного типа с низким уровнем продуктивности к мезо- и эвтрофному типу со средним и высоким уровнем продуктивности и далее к дистрофному типу. Эта схема основывается на представлении об озере как аккумуляторе вещества, которое участвует в биологическом круговороте и постепенно накапливается в озерной котловине.

Если принять первичную продукцию в олиготрофных водоёмах за единицу, то в мезотрофных она в 3–5 раз выше, а в эвтрофных в 75–90 раз выше, чем в олиготрофных, причем здесь в водной массе первичная продукция превышает деструкцию.

Время развития озера по этой схеме очень сильно варьирует. В одних и тех же ландшафтных условиях неглубокие озера быстрее переходят в стадию эвтрофирования.

Процессы превращения вещества и энергии замыкаются на круговороте органического вещества, который объединяет биохимические процессы на всех трофических уровнях как в водной толще, так и в донных отложениях. Возможность использовать соотношение трех факторов – поступление органического вещества извне, его образование и деструкция в озере – в качестве важного критерия типизации, наиболее полно характеризующего сущность водоема, неоднократно обсуждалась в работах Л.Л. Россолимо [1964, 1976]. Количество накопившегося в водоеме органического вещества зависит от соотношения процессов продукции и деструкции.

Интенсивность круговорота органического вещества определяет не только уровень биологической продуктивности озер, который складывается в результате жизнедеятельности гидробионтов во всей сложности их пищевых отношений, но и скорость седиментации и накопления вещества в водоёме. Классификации озер, основанные на биологической продуктивности, носят общелимнологический характер. В этом состоит их преимущество по сравнению с другими классификациями, где за основу берутся геоморфологические, гидрологические, термические, химические и другие показатели.

Конечной целью изучения любого компонента природы обычно является разработка системы типологических единиц с последующим районированием, раскрывающим сущность, взаимосвязь и взаимообусловленность составляющих его компонентов, выясняющих направленность физико-географических процессов, хозяйственный потенциал и т.д.

Антропогенное эвтрофирование озер

Во второй половине XX века научный интерес к изменению трофии озёр резко возрос. Это произошло в связи с тем, что про-

цессы эвтрофирования настолько интенсифицировались, что привели к всё усиливающемуся ухудшению качества воды. Явление стихийного антропогенного эвтрофирования получило глобальный характер и резко выражено как в олиготрофных холодноводных озёрах Европы, Северной Америки, Азии, так и на мезо- и эвтрофных водохранилищах умеренных широт. Этот процесс характерен также для прудов, эстуарных бассейнов и в отдельных случаях для морей (Балтийское, Чёрное).

В настоящее время большинство озёр в районах с развитым сельским хозяйством и промышленностью подвергаются эвтрофированию, а в некоторых случаях и дистрофированию, когда особенно резко сокращаются деструкционные процессы, что приводит к резкому уменьшению глубин озёр, а затем и к их исчезновению.

Антропогенное воздействие нередко сопровождается стрессовыми изменениями озерных экосистем. Эвтрофирование озёр под влиянием такого воздействия идет, как правило, иным путем, чем природное, хотя общая схема развития сохраняется. Вот почему выделяется особая область лимнологии – исследование антропогенного эвтрофирования озёр, закономерности которого трудно прогнозировать исходя только из знаний природных процессов эволюции озёр. Воздействие хозяйственной деятельности человека на водные объекты приводит к тому, что к природному разнообразию озёр добавляются озера, экосистемы которых подвержены стрессовым антропогенным изменениям. В нашей стране первые исследования антропогенного эвтрофирования внутренних водоёмов связаны с работами сотрудников Института географии Академии наук СССР под руководством Л.Л.Россолимо, начатыми в 1963 г.

Антропогенное эвтрофирование озёр подразумевает прежде всего увеличение поступления в воду биогенных элементов и возрастание биопродуктивности водных экосистем. Следствием этого является увеличение скорости накопления биогенных осадков.

В качестве *биогенных элементов*, которые контролируют эвтрофирование водоёма, общепризнаны такие вещества, как фосфор и азот, а иногда и углерод. Две основные формы фосфора – растворённый ортофосфат и общий фосфор, включающий также фосфор, содержащийся во взвешенном состоянии, – оказывают основное влияние на рост автотрофных гидробионтов. Основное питательное зна-

чение для этих организмов имеют растворенные минеральные формы азота – нитраты, нитриты и аммоний. Содержание различных форм фосфора и азота в озёрных водах колеблется в широких пределах. О различных формах фосфора и их круговороте можно прочесть в сборнике «Элементы круговорота фосфора в водоёмах» [1987].

Из вышесказанного ясно, что количество биогенных веществ достаточно ограничено. Однако источники эвтрофирующих веществ разнообразны, и исчерпывающее знание этих источников также необходимо, как знание состава эвтрофирующих веществ и их роли в повышении продуктивности водоёмов.

Источники антропогенных веществ непосредственно связаны с различными формами деятельности человека, и эта связь выражена в пространственном размещении, а также в сезонных и многолетних изменениях состава и объёма образующихся веществ. Следуя Л.Л. Россолимо [1977], источники антропогенных эвтрофирующих веществ можно связать с основными видами деятельности общества:

- промышленное производство,
- сельскохозяйственное производство,
- создание населённых пунктов, включая все формы урбанизации,
- рекреационная деятельность.

Все источники могут быть разделены на рассеянные, т.е. собирающие биогенные элементы с некоторой площади, и на точечные – источники, имеющие вполне определённый размер и расход, например труба.

При плотности населения 50–150 человек/км² в водоёмах Швейцарии азот сточных вод составляет 35 % общего поступления, а фосфор стоков – 50–75 %, остальное количество биогенных элементов поступает с сельскохозяйственных земель. Фосфор сточных вод представлен в основном органомным фосфором, выделяемым человеком и фосфором детергентов. Человек выделяет в сутки от 2 до 5 г фосфорных соединений. Количество фосфора, поступающего в водоём, зависит от степени осуществляемой очистки. В местах массового отдыха на водоёмах в результате одноразового купания человек поставляет в озеро в среднем 106 мг общего фосфора и 214 мг минерального азота.

Изучение круговорота фосфора в природных водах в настоящее время стало одной из важнейших проблем рационального использования и охраны. Возрастающее антропогенное воздействие на водоёмы приводит к избыточному поступлению в них фосфора и эвтрофированию. Имеется большое количество работ, показывающих, как влияет фосфорная нагрузка на биологическую продуктивность озёр, однако общие зависимости не вскрывают самой сути сложного явления, заключающегося в потреблении элемента растениями, трансформации в синтезированном ими органическом веществе по трофическим цепям, регенерации и накоплении в донных отложениях.

Известно, что с антропогенным эвтрофированием водных объектов связана многосторонняя перестройка их экосистемы. Эта перестройка имеет направленный характер, обусловленный увеличением продуктивности водных сообществ и отставанием деструкционных процессов от продукционных, в результате чего органическое вещество накапливается в водных объектах. При существенной общности процесса выделяются и закономерные особенности его развития, определяемые морфометрическими параметрами водоемов, их проточностью, общей минерализацией воды и соотношением различных ионов, количеством поступающей на поверхность воды солнечной радиации [Китаев, 1984].

Скорость развития антропогенного эвтрофирования – один из важнейших признаков этого процесса как в теоретическом, так и в практическом аспекте. Для его характеристики могут быть использованы любые показатели нарушения, но надо, однако, иметь в виду, что в зависимости от условий они могут обнаруживаться в разное время, в разной последовательности и нарастать с разной скоростью [Россолимо, 1976].

Сравнение озёр с различным уровнем антропогенного воздействия

Сравнительное изучение озер основывается на совокупности признаков, характеризующих природу каждого озера как элемента ландшафтной структуры.

Сущность метода исследований заключается в сравнении озёр, близких по своим физико-географическим данным, но существенно различных по антропогенному воздействию: зная состояние одного из озёр, можно судить и о других, расположенных в сходных с ним ландшафтных условиях. Одно озеро должно характеризовать развитие в естественных условиях, другое – при определённом антропогенном воздействии. Поскольку эволюция озёр в естественных условиях происходит крайне медленно, состояние первого (эталонного) можно рассматривать как исходное состояние по сравнению с другим озером, находящимся в настоящее время под антропогенным воздействием. Здесь мы имеем своеобразную замену изменений во времени изменениям в пространстве. Главное преимущество такого подхода заключается в том, что мы можем видеть прежнее и настоящее состояние озера одновременно и характеризовать эти состояния необходимым комплексом измерений [Антропогенное воздействие на малые озера, 1980].

Наибольшие же трудности заключаются в подборе одинаковых по природным условиям озёр при заданном уровне антропогенного воздействия. Основные требования к подбору пар озёр сводятся к следующему.

1. Озёра должны иметь одинаковый возраст. В ряде случаев это требование предопределяется расстоянием между ними, что характерно для озерных систем ледникового происхождения, для которых это требование легко удовлетворимо. Однако нельзя исключить возможность сравнения озёр, находящихся на значительных расстояниях.

2. Необходимо сравнение озёр со сходными морфометрическими характеристиками и с близкими величинами проточности. Учитывая, что для озера со сложной конфигурацией трудно подобрать аналоги, многоплёсовые озёра с многочисленными островами и заливами желательно не рассматривать.

3. Необходимо сходство физико-географических характеристик водосборов избираемых озёр. Поскольку рассматривается эффект антропогенного воздействия на водосборах, современное их состояние может отличаться весьма существенно; в этом различии и заключается смысл сравнения. Однако исходное природное состояние водосборов должно быть возможно близким. Практиче-

ски это требование сводится к сравнению гипсометрических отметок зеркала озера и его водосбора, пород, слагающих территорию, и почв, а также степени заболоченности водосборов.

4. Озёра должны иметь близкий уровень минерализации и гумификации воды, а при высокой минерализации следует еще обратить внимание на соотношение различных ионов.

Если в озёрных группах ледникового происхождения удастся найти аналоги по морфометрическим характеристикам сравнительно легко, то значительные трудности возникают при рассмотрении почв. Исторически сложилось так, что под сельскохозяйственные угодья использовались наиболее плодородные почвы, а малопригодные для пашни, как правило, оставались залесёнными. Поэтому даже на граничащих друг с другом водосборах, при очевидном контрасте их хозяйственного использования, почвы могут резко различаться.

В настоящее время существенные трудности связаны с подбором чистых («эталонных») озёр, которые не были бы подвержены воздействию человека. Однако, несмотря на значительные трудности в подборе пар озёр для выявления результатов антропогенного воздействия, этот путь следует считать достаточно эффективным, даже если эталонное озеро не сохранило полностью своего естественного состояния. В этих случаях приходится вести сравнение по степени антропогенного воздействия, задаваясь относительными показателями.

При исследовании естественной или антропогенной составляющих эвтрофирования озёр практически всегда исследователь сталкивается с неопределённостью, связанной с недостаточностью информации. В лучшем случае имеются сведения лишь за отдельные годы. При этом анализ результатов измерений и наблюдений не позволяет привлекать известные методы, и в то же время приходится признать недопустимость сравнений без соблюдения ряда дополнительных условий. Необходимость введения этих условий определяется следующими основными причинами: 1) наличием природной многолетней цикличности со сложным спектром периодов, в результате чего многолетние изменения в одном из полциклов могут быть интерпретированы как направленные антропогенные изменения; 2) наличием межгодовых и внутримесячных

колебаний всех природных параметров, которые обычно рассматриваются как случайный стационарный процесс; 3) ярко выраженной годовой цикличностью природных процессов, в результате чего единичные измерения становятся несравнимыми, если они не приведены к одной фазе годового цикла.

Для процессов, происходящих в гидросфере и атмосфере, годовой цикл является важнейшим. Он отчётливо проявляется, и на него было обращено наибольшее внимание исследователей, изучающих этот временной интервал изменчивости.

При изучении антропогенных изменений озёр, имея немногочисленные, часто случайные данные, необходимо считаться с влиянием сезонных изменений в силу существенного различия данных, находящихся в разных фазах годового цикла. Некорректность сравнения данных, относящихся к различным сезонам, очевидна. Поэтому естественно стремление выполнить последующие измерения в те же сезоны и даже даты, в которые подобные измерения производились в прошлом. Но и сравнение результатов измерений, выполненных в одинаковые даты разных лет, все же недостаточно корректно. Дата строго характеризует фазу годового цикла для оценки астрономических параметров и только формально для большинства природных процессов. Об этом свидетельствует богатый опыт фенологических наблюдений. Отклонение фазы природного процесса на 5–20 суток – явление хорошо известное.

Весьма существенно, что в годы с крайними датами наступления контролируемых фенологических наблюдениями явлений отмечаются сдвиги во времени всех природных процессов. Хотя для водных объектов не имеется фенологических календарей, колебания в различных сроках жизнедеятельности гидробионтов не вызывают сомнения (например, даты начала цветения некоторых макрофитов, вылета ряда видов насекомых, вспышки продуктивности различных групп планктона и т.п.). Следовательно, возникает необходимость различать астрономическую и гидрологическую фазы годового цикла. В различной степени гидрологическую фазу годового цикла могли бы характеризовать многие показатели. Так, определение гидрологической фазы возможны:

- по суммарному воздействию солнечной радиации, считая от некоторого условного нуля,

- по сумме температур воды или воздуха также от некоторого условного нуля,
- по переходу какого-либо параметра через определённое значение, например, переход температуры поверхности воды через 10 °С (“биологическое лето”),
- по фенологическим датам природных объектов суши.

Для сравнения разовых наблюдений лучшими являются зимний и летний сезоны, когда изменения в годовом цикле наименьшие. Весьма нежелательно сравнение весенних данных, так как в это время происходит быстрая перестройка всей экосистемы и наибольшим образом изменяются фенологические даты.

Экосистема водоёма

Опираясь в предыдущих разделах понятием “экосистема”, мы сознательно не давали точного его определения, чтобы читатель интуитивно сформулировал его сам. В этом разделе с учётом уже приведённой информации рассмотрим этот термин более широко.

Живые организмы и их неживое (абиотическое) окружение нераздельно связаны друг с другом и находятся в постоянном взаимодействии. Любое единство, включающее все организмы (т.е. сообщества) на данном участке и взаимодействующие с физической средой таким образом, что поток энергии создаёт четко определённую трофическую структуру, видовое разнообразие и круговорот веществ (т.е. обмен веществами между биотической и абиотической частями) внутри системы, представляет собой экологическую систему, или экосистему. Это основополагающее определение, предложенное в фундаментальном труде Юджина Одума “Основы экологии” [1975], необходимо при рассмотрении вопросов эвтрофирования в водоёмах в соответствующем курсе для магистров-гидрологов. Термин “экосистема” используется в основном авторами, пишущими на английском языке, в научной литературе на германских и славянских языках чаще предпочтение отдаётся термину “биогеоценоз” или “геобиоценоз”. С точки зрения трофических (от гр.*trophe* – питание) отношений экосистема имеет два компонента: 1) *автотрофный* компонент, что значит самостоятельно питающийся, для которого в основном характерны

фиксация световой энергии, использование простых неорганических веществ и построение сложных веществ, и 2) *гетеротрофный* компонент, что значит питаемый другими, для которого характерны утилизация, перестройка и разложение сложных веществ.

Экосистема есть основная функциональная единица экологии, поскольку она включает и организмы (биотические сообщества), и абиотическую среду, причём каждая из этих частей влияет на другую и обе необходимы для поддержания жизни в том виде, в каком она существует на Земле. Абиотические компоненты лимитируют и регулируют существование организмов. На рис.2, взятом из книги Ю.Одума, схематически представлена экосистема пруда. Интенсивность функционирования экосистемы и её стабильность зависят от поступления солнечной энергии, от поступления веществ со стоком с водосбора и атмосферными осадками.

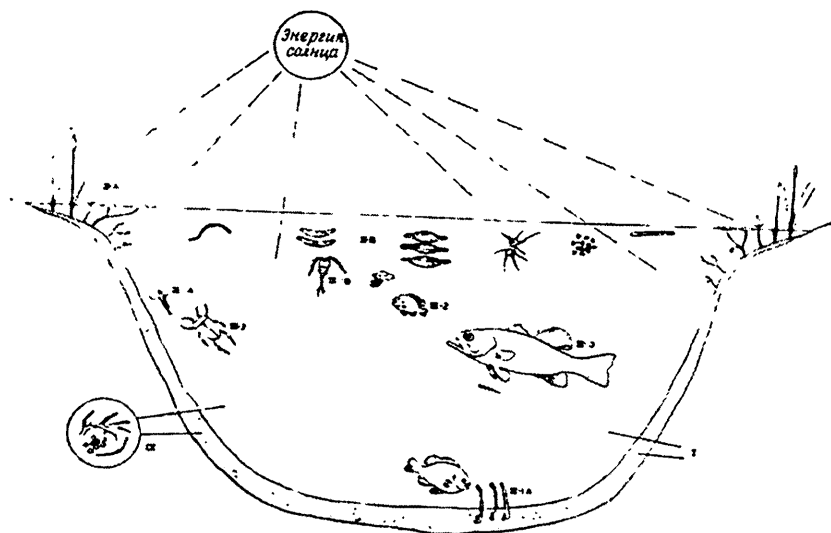


Рис 2. Схема экосистемы пруда. I - органические и неорганические соединения. II - продуценты прикреплённая растительность(а), фитопланктон(б), III - первичные консументы (растительноядные) донные формы(а), первичные консументы (растительноядные), зоопланктон, III -- 2 - вторичные консументы (хищники), III - 3 третичные консументы (хищники второго порядка), IV - сапротрофы бактерии и грибы, осуществляющие разложение.

Органическое вещество водоёмов суши, а также морей и океанов имеет двоякое происхождение: *автохтонное* – образующееся в самом водоёме, и *аллохтонное* – поступающее извне. Источником автохтонного органического вещества являются продукты жизнедеятельности фитопланктона (обычно основного представителя всех гидробионтов водоёма) и других организмов, а также их остатки. Всё это подвергается бактериальному разложению-минерализации, но этот процесс до конца не доходит, так как одновременно протекает процесс синтеза новой органической материи (процесс гумификации).

Разложение происходит благодаря энергетическим превращениям в организмах и между ними. Этот процесс абсолютно необходим для жизни, так как без него все питательные вещества оказались бы связанными в мертвых телах и никакая новая жизнь не могла бы возникнуть.

В биосфере нет водных экосистем, абсолютно независимых от соседних экосистем, и поэтому через их границы происходит постоянный обмен органическими веществами. При этом количество органических веществ, участвующих в таком обмене, невелико по сравнению с их запасом в самих экосистемах, особенно в морских. Органические вещества в экосистеме подвергаются бесконечным превращениям, которые происходят до тех пор, пока организмы продолжают жить и выделять энергию, потребляя органические вещества.

Определение продуктивности экосистемы. Фотосинтез

Основная или *первичная продуктивность* экосистемы, сообщества или любой их части определяется как скорость, с которой лучистая энергия усваивается организмами-продуцентами (главным образом, зелёными растениями) в процессе фотосинтеза или хемосинтеза, накапливаясь в форме органических веществ, которые затем могут быть использованы в качестве пищи. В процессе производства органического вещества следует выделять четыре последовательных уровня. *Валовая первичная продуктивность* – это общая скорость фотосинтеза, включающая ту органику, которая за время измерений была израсходована на дыхание. *Чистая*

первичная продуктивность – скорость накопления органического вещества в растительных тканях за вычетом того органического вещества, которое использовалось при дыхании растений за изучаемый период. На практике, чтобы оценить валовую продукцию, данные по дыханию складывают с данными измерения наблюдаемого фотосинтеза.

Чистая продуктивность сообщества – скорость накопления органического вещества, не потребленного гетеротрофами (чистая первичная продукция минус потребление гетеротрофами) за учётный период, обычно за вегетационный период или год.

На четвертом уровне, уровне *консументов*, формируется *вторичная продуктивность*. *Консументы* лишь используют ранее созданные питательные вещества, расходуя часть из них на дыхание, а остальное превращая в собственные ткани. Вторичную продуктивность не делят на валовую и чистую.

Величина первичной продукции автотрофных организмов, в основном фитопланктона и макрофитов (высшей водной растительности), даёт представление о количестве органического вещества, образуемого в водоёмах. В настоящее время общепризнано, что имеется два типа его накопления: планктонный (за счёт жизнедеятельности микроводорослей) и макрофитный (основная масса органического вещества создается высшей водной растительностью). Оба пути естественной эволюции озёрных экосистем убыстряются при интенсификации антропогенной деятельности на водосборах озёр, в результате которой увеличиваются биогенные нагрузки на водоемы.

Первичную продуктивность системы, или продукцию компонента популяции, обычно нельзя определить простым подсчётом и взвешиванием имеющихся организмов. Если бы мы использовали сельскохозяйственное поле, это было бы в какой-то степени верно при оценке чистой первичной продуктивности, так как размеры организмов велики и живое вещество некоторое время накапливается, не расходуясь. Для водной экосистемы в связи с тем, что мелкие организмы проходят свой жизненный цикл быстро и, кроме того, поскольку организмы всех размеров часто «потребляются» по мере «производства», общая масса живого мало что может сказать о продуктивности.

Подробное рассмотрение методов измерения первичной продукции в водных экосистемах не входит в нашу задачу. Однако, очевидно, что в значительной степени корректно измеренное значение будет сигнализировать о степени трофности водоёма. Как уже указывалось, в идеальном случае необходимо измерить поток энергии, идущий через систему, но практически сделать это крайне трудно. В большинстве методов используются косвенные показатели – измеряется, например, количество произведённого вещества, количество использованного сырья или побочных продуктов.

Биосфера представляет собой динамическую систему, в которой происходят химические превращения за счёт активности живых организмов, использующих солнечную энергию. Солнечная энергия является основным источником энергии для фотосинтезирующих организмов в биосфере и используется косвенно через пищевые цепи многими не способными к фотосинтезу организмами. При поглощении кванта света молекула хлорофилла возбуждается, при этом в нее переходит энергия света. В результате от хлорофилла отделяется электрон, который и является источником энергии, а в результате фотофосфорилирования происходит синтез аденозинтрифосфата (АТФ) – вещества, обладающего большим запасом энергии, которое встречается только в живых клетках.

В замкнутой водной экосистеме органические вещества продуцируются в основном в процессе фотосинтеза.

Полное уравнение процесса продукции имеет вид:

1 300 000 кал лучистой энергии + 106 CO₂ + 90 H₂O + 16 NO₃ + 1 PO₄ + минеральные элементы = 13 000 кал потенциальной энергии, заключённой в 3258 г протоплазмы (106 С, 180 Н, 46 О, 16 N, 1 Р, 815 г зольных веществ) + 154 O₂ + 1 287 000 кал рассеянной тепловой энергии (99 %).

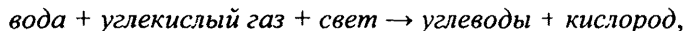
Это уравнение, приведённое в основополагающем труде Ю. Одума «Основы экологии», может быть теоретически применено для определения продуктивности путем измерения количества любого из компонентов уравнения за интересующий нас период времени.

Первым этапом восстановления двуокиси углерода (CO₂) является химическая реакция образования 3-фосфоглицериновой кислоты (ФГК), в которую входит атом углерода из двуокиси уг-

лерода. ФГК представляет собой первый стабильный промежуточный продукт в процессе восстановления двуокиси углерода.

Первичным носителем энергии в биологических системах является АТФ. Высокоэнергетические связи АТФ включают две фосфатные связи. АТФ выступает как первичный носитель энергии в разнообразных биохимических реакциях, поскольку синтез и гидролиз АТФ не зависит от окислительно-восстановительных потенциалов в биохимических системах. Таким образом, без фосфора жизнь на Земле невозможна, и все организмы содержат фосфор в различных количествах – от 0,05 % у некоторых растений до 6 % у ряда позвоночных в пересчёте на массу сухого вещества.

Водоросли относятся к фотосинтезирующим автотрофным организмам, использующим солнечную энергию для создания органических соединений из двуокиси углерода и воды, при этом энергия солнечного света превращается в химическую энергию. Упрощенное уравнение фотосинтеза описывает общую реакцию образования углеводов из неорганического сырья за счёт световой энергии, действующей на хлорофилл. На одну молекулу потреблённой углекислоты выделяется одна молекула кислорода,



1г освобождённого кислорода соответствует 0,93 г синтезированной глюкозы. Таким образом, по выделению свободного кислорода в процессе фотосинтеза можно судить о количестве образовавшегося органического вещества.

В 30-х годах прошлого века Г.Г. Винберг предложил определять скорость образования и деструкции органического вещества по изменению содержания кислорода в замкнутом объёме воды, помещенном в условия, максимально приближенные к естественным. Используется метод “светлых ” и “темных ” сосудов. Понижение концентрации кислорода в темных бутылках служит показателем дыхания находившихся в пробе продуцентов и консументов, где фотосинтез отсутствует. Разница между содержанием кислорода в исходной воде в момент заполнения склянок и его содержанием по истечении суток в затмненной склянке соответствует потреблению кислорода на окисление органического вещества и составляет деструкцию.

Изменение содержания кислорода в светлых бутылках есть разность между потреблением кислорода при дыхании и его выделением при фотосинтезе. Суммарное количество кислорода, выделившегося в светлой бутылке и израсходованное в темной, служит мерой общей продукции кислорода, по которой можно получить оценку первичной продукции в пересчёте на калории.

Разность между содержанием кислорода в светлой и затемненной склянках после суточной экспозиции в озере показывает валовую величину фотосинтеза фитопланктоном.

Наибольшую ценность для сравнения степени трофии различных водоёмов имеют данные, полученные при установке склянок у самой поверхности, так как на других горизонтах интенсивность фотосинтеза в первую очередь определяется количеством света, степень проникновения которого в воду водоёмов неодинакова.

Видовое разнообразие

Из общего числа видов какого-либо трофического уровня или сообщества в целом обычно лишь немногие имеют значительную численность, большую биомассу, продуктивность или другие показатели их значимости. Большая же часть относится к редким видам, т.е. имеет низкие показатели “значимости”. Если за поток энергии в каждой трофической группе “ответственны” несколько обычных или *доминирующих* видов, то *видовое разнообразие* трофической группы или сообщества определяют, главным образом, многочисленные редкие виды. Соотношение между числом видов и показателем “значимости” (численность, биомасса и т.п.) называется *показателем видового разнообразия*. Обычно видовое разнообразие невелико в физически контролируемых экосистемах, т.е. в экосистемах, сильно зависящих от лимитирующих физико-химических факторов, и велико в экосистемах, контролируемых биологическими факторами.

Видовое разнообразие складывается из совокупности параметров, которые могут по-разному реагировать на географические, эволюционные или физические факторы.

Трофические взаимоотношения биологических сообществ в значительной степени определяют структуру экосистемы озера.

Все компоненты системы: фито-, бактерио- и зоопланктон – взаимосвязаны, причём эти связи сложны и лабильны и включают не только взаимоотношения сообществ, но также межвидовые и внутривидовые отношения. Сравнения качественных (видовой состав) и количественных (биомасса, продукция, рацион) показателей основных биологических сообществ в течение годового цикла позволяют выявить особенности трофической структуры данной экосистемы.

Хлорофилл как показатель биомассы и фотосинтетической и дыхательной активности фитопланктона

Фотосинтез начинается с поглощения квантов света пигментами. Существует три класса фотосинтетических пигментов: зелёные – хлорофиллы, желтые – каротиноиды, синие и красные – фикобилины. Все растительные фотосинтезирующие клетки содержат Хл «а», называемый основным пигментом. Присутствие остальных фотосинтезирующих пигментов, которые относятся к вспомогательным или дополнительным, специфично для различных систематических групп.

Содержание хлорофилла позволяет выражать биомассу водорослей в единицах важнейшего компонента растительной клетки и широко используется для оценки обилия фитопланктона. Неоспоримое преимущество «хлорофильного» метода определения биомассы заключается в его простоте, экспрессивности и более высокой (по сравнению с микроскопическим учётом водорослей) воспроизводимостью результатов.

Соотношение между содержанием хлорофилла (Хл) и биомассой фитопланктона (Б) подробно обсуждается во многих публикациях. Все авторы указывают на то, что удельное содержание хлорофилла в единице биомассы (Хл/ Б) колеблется в широких пределах. На этот показатель оказывают влияние многие факторы – как биотические, так и абиотические, т.е. весь комплекс лимнических условий.

Зависимость Хл/ Б от содержания биогенов предполагает изменение этого показателя в водоёмах разной трофии. Отношение

Хл/ Б становится выше в мезотрофных водоёмах по сравнению с олиготрофными и в высоко эвтрофных по сравнению с эвтрофными при отсутствии достоверных различий между мезотрофными и эвтрофными.

Интерес к продукционной способности фитопланктона связан с использованием расчётного метода определения первичной продукции. Удельная фотосинтетическая активность хлорофилла, или ассимиляционное число (АЧ), изначально определялось как максимальное количество двуокиси углерода, восстановленного в единицу времени на единицу количества хлорофилла при оптимальных световых условиях.

В современной продукционной гидробиологии всё чаще оперируют величинами АЧ, полученными при различных условиях среды, времени экспозиции, а также при разном физиологическом состоянии и составе фитопланктона, что придаёт им экологический смысл [Винберг, 1960].

Ассимиляционную активность хлорофилла обычно рассматривают в работах по первичной продукции, связывая с АЧ закономерности подводного фотосинтеза.

Вопрос о связи фотосинтеза с содержанием хлорофилла с необходимостью обсуждается в связи с влиянием на АЧ сезонного и термического факторов, обилия водорослей и уровня трофии водоёма.

Трофический статус озёр и проблемы типизации водоёмов

Определение трофического статуса озера – задача чрезвычайно сложная. Трофический тип водоёма определяется показателями физической, химической и биологической природы. Оценка трофического статуса водоёма, как правило, базируется на количественных зависимостях показателей биологической продуктивности вод от содержания в них элементов минерального питания (азота и фосфора), обеспеченность которыми оказывает определяющее влияние на развитие и фотосинтез фитопланктона [Винберг, 1960; Алимов, 1989; Бульон, 1994].

Первые биологические классификации относятся к 1920–1930 гг. и связаны с именами А.Тинеманна и Е.Науманна. Классификация Тинеманна-Науманна построена с учетом зональных и аazonальных признаков, получила в свое время широкое признание и оказала влияние на современную лимнологию. В основе выделенных типов озер лежит понятие трофности. Трофность является результатом проявления зональных и аazonальных особенностей, присущих каждому озеру.

А. Тинеманн и Э. Науманн разделяют все озера на *дистрофные*, *эвтрофные* и *олиготрофные*. К *дистрофным* относятся неглубокие, бедные азотом и фосфором водоемы с кислой реакцией воды и значительным содержанием гуминовых веществ. Эти особенности затрудняют развитие фитопланктона, а следовательно, резко снижают продуктивность. Такие водоемы характерны для тундровой и лесной природных зон. *Эвтрофные*, чаще всего неглубокие, с богатым минеральным питанием озера отличаются оптимальными условиями для развития планктонных организмов и относятся к высококормным и рыбопродуктивным. Распространены они главным образом в лесной и лесостепной зонах умеренного пояса. Наконец, *олиготрофные* озера с холодной прозрачной водой и слабым развитием планктона наиболее типичны для высокогорных областей. К этому же типу относятся наиболее крупные глубокие озера лесной зоны.

Классификация А. Тинеманна и Э. Науманна неоднократно подвергалась критике со стороны лимнологов, так как неполностью учитывала комплекс физико-географических условий как самих озерных водоемов, так и их водосборов. Кроме того, само понятие трофности не было достаточно обосновано качественными и количественными показателями. Первоначально это деление связывалось с обеспеченностью озер биогенными элементами. Классификация Тинеманна-Науманна не выявляет динамику явлений, обуславливающих развитие озер ледниковых ландшафтов от олиготрофии через эвтрофию к дистрофии. Эта классификация не является универсальной. Бесспорно, прав Л.Л. Россолимо [1967], который писал, что эта типизация, будучи разработанной первоначально для европейских озер, расположенных в области распространения четвертичных оледенений, не всегда применима к озе-

рам других областей и широт. Кроме того, продукционно-биологическая типология, естественно, не охватывает озера, в которых преобладают процессы химического превращения и накопления минеральных солей, образований железомарганцевых руд и т. д.

Предложенное этими авторами деление озер на олиготрофные, мезотрофные, эвтрофные и дистрофные получило в настоящее время широкое распространение. Термины «олиготрофный», «эвтрофный», «дистрофный» часто встречаются в литературе. В настоящее время в основу подобной типизации озёр положено не только определение уровня биологической продуктивности водоёмов, но и соотношения продукционных и деструкционных процессов, которые можно выразить количественно.

В биологической классификации Г.Г. Винберг [1983] при выделении типов озер понятию «трофичность» придает большое значение. Основой сего классификации является количество первичной продукции, которая составляет первое звено биотического баланса водоема. Вместе с тем автор неоднократно подчеркивает роль климатического и морфометрического факторов при выделении типов озер. Сопоставив многочисленные материалы по разным озерам Советского Союза, Г.Г. Винберг [1983] разделяет озера по величине первичной продукции на четыре класса: 1) наиболее высокопродуктивные (политрофные) озера, валовая первичная продукция фитопланктона которых в летний период составляет $7,5-10 \text{ г O}_2/\text{м}^2$ в сутки, или $2500 - 3500 \text{ ккал}/\text{м}^2$ в год; 2) относительно мелководные гомотермные эвтрофные озера, расположенные среди культурных ландшафтов, с высокими величинами валовой первичной продукции фитопланктона – $2,5 - 7,5 \text{ г O}_2/\text{м}^2$ в сутки, или $1000 - 2500 \text{ ккал}/\text{м}^2$ в год; 3) мезотрофные и вторично олиготрофные озера с высокой прозрачностью воды и значительными глубинами, с колебанием валовой первичной продукции фитопланктона в значительных пределах – от 1 до $7,5 \text{ г O}_2/\text{м}^2$ в сутки, или примерно $300-2500 \text{ ккал}/\text{м}^2$ в год; 4) малопродуктивные озера, к которым относятся мелководные дистрофные озера с низкой активной реакцией ($\text{pH} < 7$), а также глубокие прозрачные первично олиготрофные озера. Последние имеют очень низкий показатель первичной продукции – $0,5-1 \text{ г O}_2/\text{м}^2$ в сутки, или менее $300 \text{ ккал}/\text{м}^2$ в год.

Все последующие шкалы отличаются от выше приведённой лишь незначительно.

Рассмотрим причины возникновения различных экосистем озёр. Допустив известную схематизацию, можно выделить следующие внешние факторы, оказывающие существенное влияние на направленность основных процессов в экосистеме – влияние водосбора, характер внешнего водообмена, форма озерной котловины [Россолимо, 1976]. Водные экосистемы формируются под воздействием природной среды, структура которой подвержена четко выраженной зональной изменчивости. Зональные факторы включают климат, растительность, тип почвенного покрова. При изучении лимногенеза прежде всего выявляются зональные особенности, связанные с географическим размещением озёр: зонально изменяются тепло-энергетические ресурсы озерных экосистем, а также размер годового стока – одного из основных компонентов природной среды, через который осуществляется связь озера с питающей его водосборной площадью. Отсюда зонален и водный баланс озёр, пространственное распределение озёр по этому показателю соответствует географической зональности [Богословский, 1960]. Тип почвенного покрова оказывает значительное влияние на химический состав поверхностных вод, особенно на их минерализацию [Алекин, 1970].

Попытку учета разнообразных, главным образом, зональных факторов отражает классификация И.В. Баранова [1961]. По его мнению, основой классификации должны служить физико-химические факторы и гидрохимическая зональность. Вместе с тем отмечается, что круговорот веществ, свойственный каждому данному типу озёр, в значительной мере определяется морфометрией. Баранов выделяет несколько гидрохимических зон, каждая из которых характеризуется особым типом озерных водоемов:

- 1) зона низкоминерализованных вод подзолисто-болотных почв;
- 2) зона среднеминерализованных вод дерново-подзолистых почв;
- 3) зона среднеповышенно- и высокоминерализованных вод черноземных и каштановых почв;
- 4) зона высокоминерализованных вод черноземно-карбонатных и каштановых почв [Баранов, 1961]. Зональные факторы природной среды определяют и зональные раз-

личия биологической продуктивности водоемов, уровень которой в целом возрастает с севера на юг.

Зональность распределения типов озер может нарушаться аazonальными факторами. Это приводит к необходимости анализа условий формирования озерных экосистем по отдельным регионам внутри зоны. В принципе такой подход был положен в основу региональной гидробиологии Э.Науманна. Единству зональных и аazonальных факторов наиболее полно отвечает генетически однородная территория – географический ландшафт. Озера различных ландшафтов имеют свои отличительные особенности. Различие в ландшафтной структуре водосборных бассейнов отражается на химическом и биологическом режиме озер, близких по морфологическим и гидрологическим характеристикам [Арманд, 1975].

Характер озерных процессов зависит от всего комплекса условий мобилизации и доставки вещества с водосбора в озеро. Ландшафтные условия определяют как количественный и качественный состав аллохтонного органического вещества, так и автохтонного, зависящего от поступления биогенных элементов и микроэлементов.

В настоящее время при типизации озёр большое внимание уделяется стоку как фактору биологической продуктивности. Широко используются показатели удельного водосбора и условного водообмена. Со стоком и проточностью озер в значительной степени связаны годовые и многолетние колебания продуктивности планктона и бентоса [Николаев, 1976; Китаев, 1984]. Из классификаций, построенных в основном на аazonальных признаках, практическое значение имеет гидрологическая классификация Б.Б. Богословского [1960]. В основу ее положены особенности водного баланса, рассматриваемого в качестве ведущего фактора при районировании озерных водоемов. Важнейшим признаком при районировании озер, по Б.Б. Богословскому, служит соотношение площади озера и его бассейна (водосбора). По расходной части баланса автор выделяет два типа водоемов: 1) стоковые; 2) испаряющие. В первом типе различаются подтипы: стоково-приточные; стоково-нейтральные; стоково-дождевые; а во втором – испарительно-приточные; испарительно-нейтральные; испарительно-дождевые.

Справедливо рассматривая морфометрические характеристики как аazonальный фактор развития водных экосистем, В.Г Дробкова [1986] отмечает, что в пределах одного ландшафта различия в экосистемах водоемов обусловлены величиной внешнего водообмена, формой озерной котловины, площадью водного зеркала, глубиной, объемом водной массы. Со строением озерной котловины теснейшим образом связаны формирование внутреннего водообмена озера и структура его водной массы. Роль литоральной зоны, определяемой строением котловины, велика в формировании сообщества макрофитов, что в свою очередь может определить направленность развития озера либо по фитопланктонному, либо по макрофитному типу [Покровская, Миронова, Шилькрот, 1983]. Четко определяется также зависимость уровня биологической продуктивности от морфометрии озер: у мелководных озер этот уровень всегда выше, чем у глубоководных [Дробкова, Сорокин, 1979].

Большое значение аazonальных факторов в формировании и развитии озер обусловило появление соответствующих классификаций. Одной из первых, наиболее известных в этом отношении, была классификация П.Ф. Домрачева [1922], основанная на отличии озер по глубинам. Автор разделял озера на глубокие, среднеглубокие и мелкие, характеристика которых в целом соответствует олиготрофному, эвтрофному и дистрофному типам.

В 1964 г. интересная классификация была предложена Л.Л. Россолимо [1964]. Им был выдвинут принцип балансового изучения водоемов. Л.Л. Россолимо утверждал, что баланс не является только итоговым выражением, но включает в себя развернутое представление о всех фазах и этапах динамики того или иного элемента и о всех процессах и явлениях, связанных с этим. Подчеркивалось, что классификация должна дать систему типологических характеристик для всего разнообразия озер независимо от их свойств и географического положения. Основанием для выделения типологических единиц должен служить характер накопления озерных отложений как заключительное звено в сложном балансе вещества и энергии водоемов. Л.Л. Россолимо выделял три основных типа озер: 1) озера – аккумуляторы наносов; 2) озера – кон-

центраторы растворенных минеральных веществ; 3) озера – накопители органического вещества. При рассмотрении региональных единиц Л.Л.Россолимо указывал на аazonальный признак, обусловленный преобладанием определённого типа горных пород. В Европейской части России он выделял: 1) Балтийский кристаллический щит – область железо-кремнеземо-гумусового накопления; 2) область моренных отложений на Русской равнине, или органического накопления; 3) область соленакопления Прикаспийской низменности.

Устойчивость лимносистемы

В процессе эволюции озера его экологическая система стремится к равновесному состоянию. Последовательность развития экосистем направлена на усложнение организации этой системы и усовершенствование метаболической эффективности. И то и другое достигается в стабилизированной экосистеме, которая характеризуется максимумом симбиотических взаимодействий между организмами на единицу имеющегося энергетического потока. Таким экосистемам присущи разнообразие организмов, экономичный обмен веществ, многочисленные энергетические пути, сложные пищевые переплетения, низкая энтропия. Все это обуславливает высокие защитные свойства экосистемы [Одум, 1975].

Влияние зональных и аazonальных факторов на экосистему озёр не всегда легко прослеживается, поскольку внутренние лимнические процессы обладают некоторой автономностью. О сложности связи озера с окружающей средой говорит реакция водных экосистем на антропогенное преобразование их водосборов. При антропогенном изменении ландшафтной структуры водосборов (сведение леса, распашка, использование минеральных удобрений и развитие животноводства) меняется скорость поступления в озеро биогенных элементов. Поступление последних не всегда вызывает пропорциональное изменение уровня биологической продуктивности водоемов, что в значительной степени зависит от внутренних процессов в озерах: от аккумуляции биогенных элементов донными отложениями, скорости их оборачиваемости, от качественного состава гидробионтов.

Свойственная озерам автономность лимнических процессов обусловлена главным образом спецификой биологических и биохимических процессов. Для всех гидробионтов характерно приспособление к изменениям окружающей среды, основанное на изменении источников питания. Многие виды на различных этапах онтогенеза удовлетворяют свои потребности пищей, получаемой с разных трофических уровней. Это приводит к тому, что, несмотря на значительные колебания численности различных гидробионтов, не всегда происходят смены биоценозов, что хорошо объяснимо, если рассматривать их как саморегулирующиеся системы. Однако озера не обладают беспредельной устойчивостью. Длительные воздействия постепенно переводят их в другие трофические категории.

Пределы устойчивого существования водных экосистем зависят не только от стадии развития, гидрологических и гидрохимических особенностей озер, но и от их зонального расположения, от того комплекса географических факторов и лимнологических условий, который формирует структуру и особенности озерной экосистемы [Россолимо, 1976]. Если рассматривать эволюцию озер в историческом плане, то указанная схема развития экосистем может нарушаться при изменении внешних факторов – резких колебаниях климата, что влечет за собой перестройку ландшафтной структуры водосборов, изменениях морфометрических показателей озер и т.д.

Для биосферы в целом важнейшее значение имеет отношение темпов продуцирования и разложения независимо от того, какие организмы или абиотические параметры определяют оба эти процесса. Основным условием существования всего живого в биосфере является сбалансированность продуцирования и разложения. Отставание утилизации вещества, произведенного автотрофами, не только обеспечивает построение биологических структур, смягчающих суровые условия окружающей среды, но и обуславливает существование кислородной атмосферы, к которой приспособлены человек и высшие животные. Большая часть органического вещества, не разложившегося по тем или иным причинам, оказывается погребённым в подводных отложениях; вот почему нефть встречается только там, где местность находится или находилась прежде под водой.

Экосистемы, подобно входящим в их состав популяциям и организмам, способны к самоподдержанию и саморегулированию.

Опыт изучения антропогенно измененных водоёмов свидетельствует о том, что под влиянием деятельности человека изменения водоёмов идут в направлении обогащения их эвтрофирующими либо загрязняющими веществами. Исходя из природных свойств и сбалансированности лимносистемы, водоём обладает устойчивостью к изменяющимся воздействиям. Под *устойчивостью* понимается способность системы активно сохранять свою структуру и характер функционирования в пространстве и во времени при изменяющихся условиях среды. В основе устойчивости системы лежит определённая специфика внешних вещественных связей водоёма с водосбором, контролирующих процессы поступления и накопления веществ в водоёме, и связей внутриводоёмных, регулирующих превращение веществ и энергии в нём. Устойчивость водоёма есть их особое свойство, меняющееся по мере развития водоёма.

Такая способность поддерживается регуляторными или управляющими механизмами, набор и значимость которых может различаться у водоёмов различного типа – олиготрофных и эвтрофных, малых и больших, глубоких и мелких, с развитой и не развитой литоралью, с разным химическим составом воды и т.д. Основные механизмы устойчивости-изменчивости водоёмов можно представить в следующем виде:

- проточность водоёма, обуславливающая вымывание или накопление поступающих веществ;
- ёмкость водной массы по отношению к поступающим веществам, определяемая размерами водоёма (его площадью и распределением глубин;
- гидродинамические процессы (перемешивание, наличие или отсутствие плотностной стратификации), от которых зависит оборот веществ в водоёме;
- активность фотосинтезирующих процессов, определяемая обеспеченностью автотрофов биогенными элементами, светом и теплом;
- активность деструкционных процессов, связанная с обеспеченностью гетеротрофов органическим веществом и с температурными и кислородными условиями среды;

– интенсивность осаждения веществ из воды, обуславливаемая уровнем трофии водоёма и химическим составом воды;

– пространственно-временные барьеры: 1) литораль с её фитоценозами и её ёмкостью к поступающим с водосбора веществам; 2) донные отложения и их ёмкость по отношению к осаждающимся питательным и загрязняющим веществам, определяемая химическим составом и характеристиками pH, Eh и содержанием кислорода в пограничном слое «ил–вода»; 3) характеристики температурного и плотностного слоёв скачка;

–пространственное разнообразие экосистем водоёма – сочетание литоральных и пелагических комплексов, перестройка структур биоценозов.

Возникновение новых экологических факторов в окружающей среде, обусловленных мощным антропогенным воздействием и способствующих эволюции природных экосистем, определили необходимость в широких фундаментальных исследованиях многообразных функций биосферы и, в частности, гидробиосферы.

Согласно исследованиям озёр Латгальской возвышенности, критическая ситуация, когда деструкция органического вещества начинает отставать от его продукции, наступает в озёрах фитопланктонного типа при концентрации $P_{\text{общ.}}$ более 0,03 – 0,04 мг/л. Показатель устойчивости экосистемы принято оценивать соотношением продукционных A и деструкционных D процессов. Его значение, помимо биогенной нагрузки на озеро, зависит от климатических и морфометрических факторов. Для озёр указанной группы эта зависимость имеет вид :

$$A/D = 0,00037 \cdot \sum t + 0,022 \cdot C/W + 0,043 \cdot P/F_3,$$

где A и D – соответственно годовые значения продукции и деструкции органического вещества; $\sum t$ – сумма среднесуточной температуры воды за май–август, °C; C/W – показатель условного водообмена; P/F_3 – внешняя нагрузка на озеро, г/(м²·год). Анализ этой зависимости показывает, что, регулируя условный водообмен и внешнюю биогенную нагрузку, можно добиться устойчивости экосистемы при условии неизменности климата, и наоборот, устойчивость может измениться, если произойдут климатические изменения при неизменной антропогенной нагрузке на водоём.

Лимитирующие компоненты

Цикл каждого элемента в биосфере связан с постоянным круговоротом всех элементов, взаимодействующих в ходе единого химического процесса. В результате достигается состояние устойчивого равновесия, поддерживаемое благодаря постоянному продуцированию и потреблению биохимически важных веществ в биосфере. Соответственно при нарушении цикла хотя бы одного элемента нарушаются циклы и других элементов.

Одной из самых больших трудностей при измерении продуктивности водной экосистемы является необходимость ответить на вопрос – находится ли система в состоянии динамического равновесия, т.е. в устойчивом состоянии? В такой системе поступление вещества и энергии равно их расходу. Продукция находится в равновесии с запасом или скоростью поступления *лимитирующего компонента*, т.е. компонента, имеющегося в наименьшем количестве. При устойчивом состоянии лимитирующем будет то вещество, доступные количества которого наиболее близки к необходимому минимуму. Этот «закон минимума» в меньшей степени применим к переходным состояниям, когда быстро изменяются количества, а значит, и эффект многих составляющих.

Гипотеза о том, что устойчивость экосистемы или выносливость организма определяется самым слабым звеном в цепи его экологических потребностей, выдвинута ещё в 40-х годах XIX века. Позже многие авторы расширили эту концепцию, включив в нее абиотические факторы, а также фактор времени. Следуя Ю. Одуму, рассмотрим пример озера, где главным лимитирующим фактором является двуокись углерода (CO_2) и продуктивность сбалансирована со скоростью поступления CO_2 из разлагающегося органического вещества. Будем полагать, что свет, азот и фосфор при этом устойчивом состоянии были в избытке, т.е. не служили лимитирующими факторами. Если во время бури в воде растворится дополнительное количество двуокси углерода, то скорость образования продукции изменится и начнёт зависеть также от других факторов. Пока скорость меняется, стационарного состояния нет и эффект минимума отсутствует. Результат зависит от *всех* (а не от одного) компонентов. По мере расходования разных компо-

нентов продуктивность будет быстро изменяться, пока один из них не станет лимитирующим фактором (возможно, опять CO_2). Только после этого скорость функционирования озёрной системы будет вновь регулироваться “законом минимума”.

При антропогенном эвтрофировании в пресных водах создаётся в высшей степени неустойчивое состояние с резкими колебаниями (бурное «цветение водорослей» с последующим отмиранием, при котором высвобождаются питательные вещества, вызывающие очередное «цветение»). В таком случае в качестве лимитирующего фактора нельзя выдвигать на первое место какое-то из веществ. Во время таких колебаний фосфор, азот, двуокись углерода и многие другие вещества могут быстро сменять друг друга как лимитирующие факторы.

В некоторых эвфотических зонах первичная продукция фитопланктона ограничена из-за нехватки фосфатов в доступной форме. В других эвфотических зонах внутренних вод вследствие избытка фосфатов происходит интенсивное цветение водорослей. Как правило, в большинстве олиготрофных вод фосфор считается лимитирующим питательным элементом.

Реакция фитопланктона на присутствие биогенов определяется отношением концентрации азота и фосфора. По весовому соотношению в воде валового содержания азота и фосфора можно оценить, какой из двух элементов лимитирует продукцию. Соотношение валовых величин N и P в фитопланктоне и вообще в растительной протоплазме $\cong 10-15$ ($10-15 : 1$), оно наиболее оптимально для усвоения их организмами. Развитие водорослей лимитировано азотом, если $N/P < 10$, имеет место избыток фосфора и недостаток азота. При $N/P > 15-17$, существует избыток азота и недостаток фосфора, лимитирующий элемент – фосфор.

Явление сукцессии видов в фитопланктоне

Ведущую роль в функционировании пресноводных экосистем принадлежит фитопланктону, за счёт фотосинтеза которого в крупных озёрах и водохранилищах создаётся фонд органического вещества, составляющий энергетическую основу для всех последующих этапов продукционного процесса в водоёме [Винберг, 1960].

Сравнительный анализ полного видового состава фитопланктона озёр всегда представляет известные трудности, так как общее количество видов зависит от степени изученности водоёма, его величины, количества взятых проб, качества микроскопа и даже квалификации исследователя. Поэтому при мониторинге озёр обычно проводят исследование наиболее часто встречаемых (массовых) видов, определяют максимальную численность и сукцессию их популяций.

Массовыми, образующими фон фитопланктона в тот или иной период в озёрах, можно считать около 90 видов. Сюда входят доминанты, создающие от 20 до 100 % биомасс, и субдоминанты. Около 50 из них являются общими для районов Северо-Запада России и Большеземельской тундры [Трифорова, 1990]. Динамика популяций массовых видов определяет динамику общей биомассы фитопланктона. Для того чтобы понять причины, обуславливающие годовой ход общей биомассы, необходимо иметь представление об экологии отдельных видов и их сукцессии.

Явление сукцессии видов в фитопланктоне является одним из самых сложных и интересных в его экологии. Необходимо выделить два типа сукцессии – *сезонную*, связанную с последовательной сменой популяций в годовом цикле, и *основную*, обусловленную эволюцией озёр. В связи с интенсивным антропогенным эвтрофированием водоёмов значительно меняется скорость основной сукцессии, что требует предсказания возможного замещения видов в сообществе каждого отдельного водоёма и последствий, связанных с этим, для экосистемы в целом [Антропогенное эвтрофирование Ладожского озера, 1982]. Для понимания сукцессии видов привлекались многочисленные взаимосвязанные факторы среды, прежде всего гидрологические, такие как проникновение света, температура и динамика водных масс, содержание биогенных элементов, а также выедание зоопланктоном, выделение токсических веществ и т.д.

Безусловно, было установлено, что добавление фосфора к воде большинства озёр ведёт к увеличению биомассы фитопланктона [Трифорова, 1990], и возможно предсказание уровня её повышения. Однако, как считает один из крупнейших современных лим-

нологов Джон Ланд, совершенно невозможно предсказать смену видов и их максимальную численность.

Несмотря на то что сукцессия видов зависит от факторов среды, массовое развитие какого-либо вида вызывает изменение среды, подготавливая условия для развития других организмов. На ранних стадиях эвтрофирования озёр наблюдается увеличение численности эндогенных популяций водорослей, доминирующих до этого в озёре, а позднее происходит смена доминантов, появление экзогенных популяций и связанное с этим изменение сезонной сукцессии. Как в случае сезонной сукцессии, так и при основной сукцессии, связанной с эволюцией озёр, вначале доминируют быстрорастущие виды, способные хорошо усваивать минеральные формы биогенов, прежде всего фосфора.

Внезапное увеличение – «вспышка» вида – свидетельствует о нарушении стабильности экосистемы и может быть показателем начальной стадии эвтрофирования. Гипотеза «вспышка» вида, предложенная В.Д.Федоровым, существенно дополняет понимание механизма сукцессии. При вспышке, т.е. массовом развитии одного вида, скорость изменения среды, вызываемая его активностью, нарушает функциональное равновесие в сообществе, что проявляется в обострении пищевой конкуренции и изменении структуры сообщества, усиливая доминирование. «Вспышка» не выгодна виду, так как свидетельствует о расторжении его связи с другими видами, которые должны компенсировать вызываемые им изменения, и, как следствие, подготавливает его уход. Исчезновение этого вида является вопросом времени.

На смену быстрорастущим мелким видам приходят медленнорастущие, как правило, более крупные и подвижные, способные наиболее эффективно использовать имеющиеся питательные ресурсы как за счёт миграции и изменения плавучести в условиях устойчивой стратификации, так и за счёт потребления органических форм биогенов. В таких условиях отмечается высокое разнообразие сообществ и сложные конкурентные взаимоотношения между отдельными видами.

В ходе многочисленных серий экспериментов с естественными смешанными популяциями водорослей было установлено значение межвидовой конкуренции за питательные вещества, прежде

всего фосфора, азота и кремния, а также значение соотношения этих компонент для сукцессии фитопланктона. Тильман с соавторами в своих работах показали, что в результате конкуренции за питательные ресурсы в смешанной популяции, как правило, только один вид становится доминантом. Стабильное сосуществование видов возможно, только если одновременно вегетирующие виды лимитируются разными факторами, т.е. непосредственно не конкурируя друг с другом. В экологическом смысле разнообразие фитопланктона обеспечивается разнообразием специализированных ниш.

Наибольшую роль по биомассе во всех озёрах умеренной климатической зоны играют диатомовые, синезелёные и динофитовые водоросли.

Диатомовые (*Aulacosira islandica subsp.helvetica*, *A.granulate*) преобладают в планктоне в течение всего периода открытой воды, хотя роль отдельных видов в различные сезоны различна.

Важную роль в экологии этого вида играет вертикальная турбулентность среды, способствующая поддержанию их во взвешенном состоянии в фотической зоне и обогащению верхних слоёв водной толщи биогенными элементами.

Синезелёные водоросли (*Anabaena*, *Microcystis* и т.д.) также широко распространены в планктоне озёр всех широт. Массовое их развитие вызывает «цветение» воды в эвтрофных водоёмах. В озёрах всех широт синезелёные представлены в основном летними и летнее-осенними видами. Их вегетация, как правило, приурочена к периоду наибольшего прогревания воды.

Способность усваивать различные формы азота наряду со способностью изменять плавучесть и выбирать оптимальные слои обитания, по-видимому, определяет появление синезелёных водорослей и их массовое развитие в начальный период эвтрофирования, когда при обогащении фосфором, особенно в летний период, в озёрах отмечается дефицит нитратного азота. Синезелёные способны усваивать как окисленные, так и восстановленные формы азота – нитраты, нитриты, аммонийный и свободный азот, хотя отношение к источникам азота дифференцировано у разных видов.

Динофитовые водоросли могут являться доминантами как летнего планктона во всех типах озёр умеренных широт (вид *Ceratium hirundinella*), так и зимнего (вид *Peridinium aciculiferum*).

Развитие *Ceratium* по мере эвтрофирования озёр увеличивается. Этот вид может быть отнесён к видам-индикаторам трофического статуса озёр, так как удовлетворяет основным требованиям, предъявляемым к видам-индикаторам, – легкая идентификация, сравнительно простой количественный учёт и космополитическое распространение. И.В.Трифорова [1990] предложила ориентировочную шкалу трофического типа озёр по уровню максимальной численности *Ceratium* :

- олиготрофные – < 10 тыс. кл/л,
- мезотрофные – 10–100 тыс. кл/л,
- эвтрофные – > 100 тыс. кл/л,
- высокоэвтрофные – > 500 тыс. кл/л.

Холоднолюбивый вид *Peridinium aciculiferum* развивается в основном подо льдом в ранневесеннем и позднеосеннем планктоне всех климатических зон. Наибольшее значение в образовании общей биомассы этот вид благодаря достаточно крупным размерам имеет в олиготрофных озёрах.

По мере нарастания уровня трофии озёр в биомассе в целом увеличивается роль синезелёных и динофитовых водорослей, причем синезеленые, как правило, доминируют в мелководных полимиктических озёрах, а динофитовые – в глубоководных стратифицированных.

Более полное описание сукцессии различных видов озерного фитопланктона при эвтрофировании озёр приводится в монографии И.С. Трифоровой [1990].

В процессе эвтрофирования, наряду с общим повышением биомассы фитопланктона и сменой доминирующих видов, происходит изменение сезонной сукцессии фитопланктона. Озёра проходят ряд стадий, связанных с обеспеченностью биогенами, прежде всего фосфора: от олиготрофной (преобладание хризифитовых и холодноводных динофлагеллят, один максимум биомассы в весенний период) через несколько уровней мезотрофии (преобладание диатомовых, синезелёных и динофлагеллят, в качестве субдоминантов-хризифитовых, наличие двух или трёх пиков биомассы)

в течение вегетации) к эвтрофной стадии (полностью доминируют синезелёные водоросли или динофлагелляты, субдоминанты – хлорококковые и эвгленовые) (рис.3).

В высокоэвтрофных озёрах биомасса не лимитируется концентрацией биогенов и остаётся высокой в течение всего периода открытой воды, а в отдельных озёрах – и зимой подо льдом.

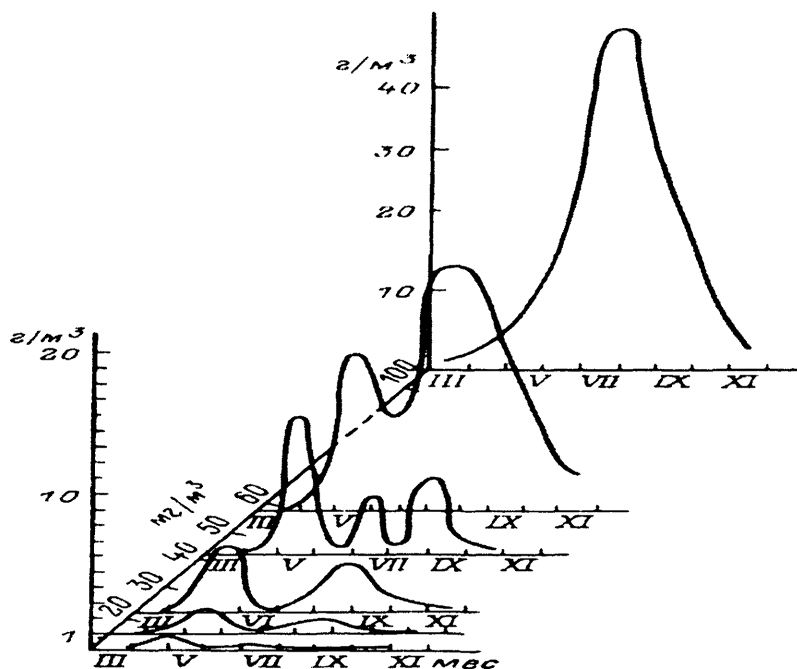


Рис. 3. Изменение сезонной динамики биомассы фитопланктона при повышении концентрации общего фосфора (Трифонов, 1990)

Существуют общие закономерности основной сукцессии водорослей, связанной с эволюцией озёр, и сезонной, обусловленной сменой популяций доминирующих видов в результате изменения среды. И в том и в другом случае вначале доминируют быстрорастущие виды, способные хорошо усваивать минеральные вещества биогенов, прежде всего фосфора. Как правило, это диатомеи. В результате вспышки этих видов минеральные вещества исчерпы-

ваются, а в среде накапливаются органические вещества – продукты метаболизма. На смену быстрорастущим мелким видам приходят медленно растущие, как правило, более крупные и подвижные, способные наиболее эффективно использовать имеющиеся питательные ресурсы как за счёт миграции и изменения плавучести в условиях устойчивой стратификации, так и за счёт потребления органических форм биогенов. В таких условиях отмечаются высокое разнообразие сообществ и сложные конкурентные взаимоотношения между отдельными видами.

Помимо олиготрофно-эвтрофной сукцессии существуют и другие варианты эволюции озёр, связанные, как правило, с антропогенным воздействием, прежде всего с ацидофикацией и загрязнением. В этих условиях идёт деградация фитопланктонных сообществ.

Особенности литорали и макрофитных озёр

Прибрежные мелководья озёр, или *литораль*, являются особым природным комплексом с своеобразными морфологическими особенностями. Характеристика литоральной зоны может быть выражена величиной одно-двухметрового мелководья (в процентах от общей площади зеркала). Роль этой зоны особенно возрастает в процессе антропогенного эвтрофирования озёр. Она играет барьерную роль на пути перемещения биогенных элементов с водосбора в озеро. В озерах аридной и полуаридной зон значение литорали в связи со значительными колебаниями уровня этих озёр огромно [Сорокин, 1988].

Величина литоральной зоны является важной экологической характеристикой лимносистем. Обычно освещённость литорали достаточна для фотосинтеза. Нижняя граница его распространения зависит от глубины проникновения света, т.е. в первую очередь от географической широты, местоположения озера и прозрачности его вод. Часто эта световая область совпадает с береговой отмелью, однако в прозрачных озерах она простирается глубже. Например, граница прозрачности вод в оз. Иссык-Куль достигает 20 м, в оз. Байкал она превышает 30 м.

Для литорали свойственно произрастание крупных водорослей, но в местах, открытых прибою со стороны широких плесов, на перебиваемых песках или россыпях камней за несколько штилевых дней успевают развиваться лишь микроскопические водоросли. Чем больше глубина, тем меньше волнение препятствует зарастанию дна, но свет и перемешивание слабеют и поэтому здесь могут существовать лишь теневыносливые растения. От уреза воды к нижней границе литорали быстро меняются условия освещения, степень воздействия волн, состав грунта, термические, химические и биологические условия. Поэтому население побережья располагается ступенями или зонами, особенно приметными благодаря крупным растениям – *макрофитам*. Зоны зарастания наиболее отчетливо выражены в укрытых заливах крупных озер и в озерах небольшого размера, где растительность поясами охватывает профундаль – глубинную область, в которой волны непосредственно не воздействуют на дно (например, в оз. Суури на Карельском перешейке – это прибрежно-водный пояс тростников и осоки, пояса кубышек и рдестов, донных растений и водяных мхов). В этом и проявляется первичная связь между морфометрией озер и экологией гидробионтов.

Особенности литорали вырабатываются под воздействием гидродинамического фактора и в свою очередь оказывают большое влияние на гидродинамику мелководий. Большое значение в формировании литорали имеют состав и распределение грунтов. Эти компоненты следует считать основными в числе абиотических компонентов литоральной экосистемы. Характерной особенностью прибрежных мелководий следует считать их зарастание прибрежно-водной растительностью. На рис. 4 показана зависимость между площадью мелководья и степенью зарастания озера.

Литоральный природный комплекс представляет собой область трансформации поступающих с водосбора веществ, включая эвтрофирующие питательные вещества. Особенности литорального природного комплекса соответствуют химические свойства их вод. В отличие от поверхностных вод пелагиали в литорали содержание основных ионов (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+}), соединений азота и фосфора и органического вещества повышенное. Эти различия усиливаются при поступлении с водосбора антропогенных питательных веществ.

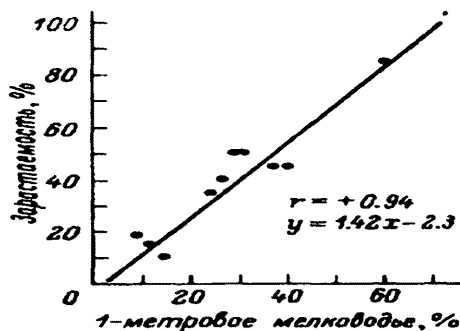


Рис. 4. Связь между площадью мелководья и степенью зарастания озера.

Процессы превращения вещества в литоральном природном комплексе неоднородны и связаны с пространственными изменениями его структуры. Структура литорали отображается в морфометрических показателях, в характере донных отложений и видовом составе и плотности растительных сообществ. По мере удаления от берега становится заметной неоднородность процессов превращения веществ в литорали, обусловливаемая изменением ряда важнейших факторов: удалённости от уреза воды, уклона дна, гидродинамических факторов, проникновения света и обеспеченности литоральных фитоценозов питательными веществами.

Водные растения выделяют значительные количества растворенных органических веществ и биогенов. Значительна роль тростниковых зарослей в обогащении вод фосфором.

Большое значение имеет переход органических и биогенных веществ в воду после отмирания прибрежно-водной растительности. Наибольшие скорости поступления в воду растворённых органических веществ при разложении остатков высших водных растений достигаются в первые пять дней. Максимальное обогащение воды биогенными веществами наступает к концу второго месяца разложения. При этом содержание аммонийного азота увеличивается в 11–37 раз по сравнению с фоновым, фосфатного фосфора – в 14–70, кремния – 2–4 раза.

Различие между водами литорального природного комплекса и озёрной пелагиали по ряду показателей следует рассматривать как

динамическую систему обмена между этими областями. Горизонтальная и вертикальная конвекция и диффузия оказывают влияние на перенос тепла и вещества. Однако основное значение имеют ветровые течения, направление и скорость которых в области прибрежных мелководий отличаются большим непостоянством. Этими течениями осуществляется обмен между пелагиалью и литоралью, а также между отдельными частями и зонами последней.

Качественные связи между биогенной нагрузкой и биопродуктивностью справедливы только для тех озёр, в которых основным продуцентом автохтонного органического вещества является фитопланктон. Среди озёр земного шара имеется немалое количество *макрофитных* озёр, которые как продуцирующие и эвтрофирующиеся системы развиваются главным образом за счёт продукционной деятельности погружённых макрофитов, а не фитопланктона. К макрофитным озерам относятся очень мелководные водоёмы, зарастающие погружённой растительностью по всей площади дна, и более или менее глубокие, интенсивно зарастающие только в области литорали. В естественном состоянии макрофитные озера никогда не “цветут” и отличаются значительной прозрачностью воды, так как фитопланктона в них мало. В озёрах, где преобладающие глубины меньше или соответствуют прозрачности воды, погруженные макрофиты могут широко расселяться по дну и даже занимать всю его площадь. Таким образом, в соответствии с определенными морфометрическими свойствами озёрных котловин и ландшафтными особенностями водосборов, определяющих вещественный состав, объем и динамику поверхностного стока, озеро уже с начала существования обладает потенциальными возможностями для последующего превращения в продуцирующую систему не только фитопланктонного, но и макрофитного типа.

Макрофиты способны задерживать в тканях поглощенные во время роста биогены, при этом задерживать в количестве, намного превышающем уровень, необходимый им для производства максимально возможной в водоёме продукции. Это замедляет оборачиваемость питательных веществ в водоёме даже в условиях полного перемешивания водной толщи, что неблагоприятно сказывается на продукционной деятельности фитопланктона.

Особенности развития антропогенного эвтрофирования в макрофитных водоёмах часто не укладываются в рамки существующих представлений об ответной реакции водоема на эвтрофирующие воздействия водосбора. Погруженные макрофиты реагируют на усиление эвтрофирующих воздействий водосбора в основном не увеличением производимой на единицу площади продукции, а нарушением естественной структуры своих фитоценозов и включением в их состав инородного представителя в виде нитчатых водорослей. Следовательно, нарастание признаков нарушений в структуре погруженных фитоценозов, как и расширение продукционных возможностей нитчатых водорослей в их составе, служат объективными показателями усиления эвтрофирующих воздействий водосбора на лимническую систему макрофитного типа.

В процессе приспособления к непрерывному усилению эвтрофирующих воздействий количество массовых видов макрофитов в составе погруженных фитоценозов уменьшается до минимума. Среди них остаются наиболее выносливые к избыточному содержанию во внешней среде биогенов. Массовое развитие в составе погруженных макрофитов видов, основная часть зарослей которых может размещаться на поверхности воды, можно рассматривать как приспособление, позволяющее им сохранить в резко нарушенных антропогенными воздействиями условиях водоема роль основного продуцента. В то же время такие особенности преобразования состава погруженных макрофитов можно рассматривать как показатель усиливающегося неблагополучия в продукционном режиме функционирующей на макрофитной основе лимнической экосистемы, как свидетельство близкого перехода ее в критическое состояние, неустойчивое по отношению к возрастающим нагрузкам биогенов с водосбора [Покровская, Миронова, Шилькрот, 1983].

Особенности антропогенного эвтрофирования водохранилищ

Водохранилище является результатом целенаправленной деятельности человека, поэтому человек непосредственно и главным образом регулирует практически все процессы, происходящие в водоеме [Буторин, 1969; Эдельштейн, 1998]. Антропогенное эв-

трофирование гигантских водохранилищ (например, Волжского или Днепровского каскадов) имеет исключительный интерес и значение, так как своеобразие этого процесса в подобных водоёмах освещено в мировой литературе недостаточно. Одним из главных воздействий на водохранилище является регулирование режима работы гидросооружений, которое начинает действовать с момента возникновения водоёма. К другим не менее важным антропогенным воздействиям относятся сброс бытовых и промышленных сточных вод, вынос минеральных удобрений, пестицидов и ядохимикатов с полей водосбора водохранилища, окультуривание земель, включая побережья водохранилища, рекреационное использование водохранилища.

Внутрикаскадные и нижние в каскаде водохранилища подвержены влиянию вышерасположенных – стоку из них синезелёных водорослей и измененного солевого состава воды, что является существенным фактором усиления «цветения». Это явление относят к каскадному фактору.

Увеличение концентрации хлорофилла в волжских водохранилищах происходило, как правило, ниже поступления крупных притоков, воды которых богаты биогенными элементами.

Рост концентрации хлорофилла отмечается в озёровидных, в том числе и приплотинных расширениях Ивановского, Куйбышевского, Горьковского и Саратовского водохранилищ, что связано с замедлением скоростей течения.

Сброс в водохранилища теплообменных вод ТЭЦ способствует усилению «цветения» и увеличению его продолжительности.

Ангара-Енисейский каскад водохранилищ – самый крупный в России. Общий суммарный объём построенных водохранилищ каскада (Красноярского, Саяно-Шушенского, Иркутского, Братского и Усть-Илимского) позволяет коренным образом преобразовать внутригодовое распределение стока рек. Многим водохранилищам свойственно резкое ухудшение качества воды вследствие сброса в них неочищенных сточных вод промышленных предприятий и населенных пунктов, замедления водообмена и, как результат, – цветение воды. Многим сибирским водохранилищам свойственны процессы эвтрофирования, протекающие на разных водохранилищах с различной степенью интенсивности в зависимости

от проточности, морфометрических особенностей, степени антропогенного воздействия. На Иркутском водохранилище эвтрофирование водоёма началось спустя 20 лет после его заполнения, на Усть-Илимском водохранилище полная перестройка в фитопланктоне произошла на четвертый год заполнения водохранилища, причём процесс эвтрофирования происходит гораздо интенсивнее в районе влияния сточных вод Братского лесопромышленного комплекса, где отмечена наибольшая концентрация фитопланктона.

За много лет существования и исследования водохранилищ так и не было выработано единого мнения относительно их места на трофических шкалах. Основные трудности оценки трофии искусственных водоёмов связывают с их интенсивным водообменом, повышенным количеством неводородослевой взвеси, наличием горизонтальных градиентов лимнических характеристик и пульсирующими поступлениями с водосбора, обусловленными высокими величинами отношения площадей бассейна и зеркала.

Существует два взаимоисключающих мнения на определение уровня трофии. Первое заключается в том, что для водохранилищ нужна некая промежуточная типология, включающая условия проточности, поступления биогенов и трофию в её классическом понимании. Второе – критерии трофии, предложенные для озёр, пригодны и для водохранилищ.

Большинство исследователей искусственных водоёмов полагают, что нет необходимости разрабатывать градацию трофности для проточных систем, в частности водотоков, где интенсивность фотосинтеза и содержание хлорофилла укладываются в те же пределы, что и для озёрных водоёмов.

Для большинства водохранилищ бывшего СССР, подверженных эвтрофированию, характерно то, что рост первичной продукции не сопровождается ростом вторичной и конечной продукции, несбалансированность круговорота возрастает. Это явление наиболее изучено на каскаде днепровских водохранилищ, где с продвижением вниз по каскаду содержание органического азота возрастает, увеличивается биомасса, продукция. В придонных слоях возрастает количество аммиака, нитритов, фосфора, CO_2 , гуминовых веществ.

В 70–80-е годы прошлого века в водохранилищах Днепровского каскада наблюдалось массовое развитие синезелёных водорослей – «цветение» воды, связанное с избытком питательных веществ, особенно соединений азота и фосфора («перскармливание»). В днепровских водохранилищах синезелёные в период цветения составляют 80–90 % биомассы фитопланктона и достигают в основном плёсе 1 кг/м^2 .

В каскаде волжских водохранилищ протяженностью более 2500 км отмечается широкий диапазон концентраций основного фотосинтетического пигмента хлорофилла «а», динамика которого отражает особенности временного развития и пространственного распределения фитопланктона. Уровень трофии неоднороден, так как сказывается широкое зональное простирание каскада: Куйбышевское, Саратовское и Волгоградское водохранилища расположены в пределах южной части лесостепной и степной зон, Угличское, Рыбинское, Ивановское – в лесной влажной зоне, Горьковское – занимает промежуточное положение и относится к смешанному типу водоёмов. Водоохранилища р.Волги характеризуются значительными концентрациями биогенных веществ и ярко выраженными гидродинамическими процессами. В речной части Шекснинского водохранилища отсутствует биогенное лимитирование. В Рыбинском водохранилище одинаково часто отмечается отсутствие биогенного лимитирования, либо наличие такового по фосфору. Последнее типично для летнего фитопланктона всей Верхней Волги. С продвижением вниз начинает преобладать азотное лимитирование фитопланктона, особенно существенное в двух нижних водохранилищах. В табл. 1 приведены концентрации хлорофилла для водных масс водохранилищ Волги с различным трофическим статусом [Минеева, 2004].

Таблица 1

Водоохранилище	Трофия	Хл "а"	
		мкг/л	%
1	2	3	4
Шекснинское	М	$4,8 \pm 0,2$	$76,5 \pm 0,8$
	Э	$13,4 \pm 0,5$	$82,7 \pm 1,1$
Ивановское	М	$6,2 \pm 0,35$	$76,8 \pm 2,1$
	Э	$33,2 \pm 3,2$	$83,6 \pm 1,4$
Угличское	М	$4,7 \pm 0,4$	$76,0 \pm 1,6$
	Э	$16,2 \pm 1,6$	$81,3 \pm 1,6$

окончание таблицы 1

1	2	3	4
Рыбинское	М	5,5±0,1	77,7±0,3
	Э	21,2±0,5	84,3±0,3
Горьковское	М	6,4±0,3	66,9±1,8
	Э	23,4±1,3	88,5±0,5
Чебоксарское	М	5,8±,4	60,6±2,2
	Э	20,0±1,9	76,3±1,5
Куйбышевское	М	5,8±0,2	65,9±1,7
	Э	18,4±1,0	84,4±1,3
Саратовское	М	4,8±0,4	76,5±1,8
	Э	14,5±2,2	83,5±1,2
Волгоградское	М	5,9±0,2	76,4±1,4
	Э	18,9±2,3	86,3±1,0

Примечание: М - мезотрофия, Э - эвтрофия, % - процент от общего хлорофилла

Влияние ландшафтной структуры водосборов на вынос фосфора

Большое научное значение приобретает задача выявления закономерностей формирования озёрных экосистем в зависимости от ландшафтных условий, а также проблемы перестройки водных экосистем в результате антропогенного воздействия на основе детального изучения процессов накопления вещества в озерах. Как отмечал Л.С. Берг [1947], «ландшафты не есть нечто неизменное во времени..., понять данный ландшафт можно лишь тогда, когда известно, как он произошёл и во что со временем превратился». Это утверждение в полной мере может быть отнесено и к природным озёрным геосистемам, являющимся составной частью ландшафта.

Водоемы – не замкнутые системы, они должны рассматриваться как часть более обширных водосборных бассейнов. Ясно, что водосборная система – минимальная единица экосистемы, которой может практически управлять (и в положительном, и в отрицательном смысле) человек.

В результате антропогенного воздействия – распахки земель, мелиорации и т.д. – изменяются свойственные для данной биоклиматической зоны отношения между растительным и почвенным покровом. Так, проведение осушительной мелиорации торфя-

но-болотных почв в Белоруссии вызвало резкое увеличение содержания азота в водотоках – до 1,3–2,0 мг/л.

Л.Л. Россолимо подчеркивал, что «эвтрофирование определяется не содержанием биогенов в водоёме, а скоростью поступления их извне». Важно представлять зависимость между развитием процесса эвтрофирования озёр и изменениями на их водосборах, расположенных в разных ландшафтных условиях и находящихся под разным антропогенным воздействием. Известно, что формирование водного стока и стока биогенных веществ зависит от ландшафтных условий того водосбора, который формирует этот сток. В естественных условиях водосборы неоднородны, а всё усиливающееся влияние антропогенного фактора способствует ещё большей их неоднородности.

С территории малого водосбора биогенные элементы поступают в составе руслового, а также склонового стока из зоны прямого смыва. Эта зона определяется морфометрическими параметрами прилегающих к озеру склонов. Главными факторами, влияющими на приток биогенных элементов со склоновым стоком, являются почвенный покров и агрофон. Максимальные концентрации отмечаются в стоковых водах с зяби, минимальные – с многолетних трав. С точки зрения сезонного хода максимальные концентрации биогенных веществ выявлены для периодов весеннего половодья и осенних паводков.

Географы предлагают выделять природно-антропогенную структуру озёрных водосборов, представляющих сочетание неизменных природных территориальных комплексов и территориальных комплексов с приобретенными новыми свойствами, природно-антропогенных территориальных комплексов. Водосборы подразделяются на две основные группы по признаку сложности. В первую входят водосборы, состоящие из единого территориального комплекса и называемые *моноструктурными*. В зависимости от того, состоит ли водосбор целиком из природного территориального комплекса или целиком из антропогенного, первая группа водосборов подразделяется на следующие типы структуры:

1) моноструктурный природный с вариантами: лес или лес по склонам оврага, размываемого ручьём;

2) моноструктурный антропогенный с вариантами: пашня или селитебная территория.

Во вторую группу выделены водосборы, состоящие из нескольких территориальных комплексов, как природных, так и антропогенных, и называемых *полиструктурными*. В зависимости от ландшафтного содержания ядра среди полиструктурных водосборов выделяется также несколько типов. Например, ядром может быть берёзовая роща, по периферии – луг, пашня, пастбище, или ядро – болотный массив, а по периферии – пашня и т.п. На основе исследования локальных водосборов, проведенных на Латгальской возвышенности, были сделаны выводы о том, что когда водосбор представляет собой целиком распаханную или селитебную территорию (второй тип структуры), содержание общего фосфора в ручье наибольшее. Когда водосбор полиструктурный, но ядром является пашня или культурнос пастбище, содержание общего фосфора меньше за счёт сложной, или мозаичной, структуры водосбора, но достаточно высокое за счёт антропогенного ядра. Наконец, при целиком природном водосборе и водосборе полиструктурном, но с природным ядром, наблюдается наименьшая концентрация общего фосфора. Следовательно, становится ясным, что можно так «обустроить» водосбор по тому или иному типу структур, что это приведёт к уменьшению выноса биогенных веществ ручьевым стоком. Известна роль леса, заболоченных низин в перехвате и трансформации биогенных веществ, но особенно важно правильно расположить на пути выносимого вещества перехватывающие природные комплексы, уменьшающие вынос.

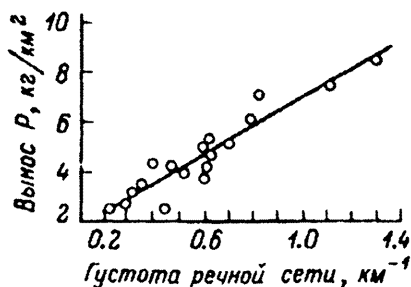


Рис. 5. Зависимость среднегодового выноса фосфора от густоты речной сети залесённых водосборов.

Чем больше стекающие с водосбора воды соприкасаются с поверхностью нераспаханных почв, тем меньше выносятся ими фосфора. Была установлена зависимость выноса фосфора от густоты речной сети для условий залесённых водосборов провинции Южное Онтарио в Канаде.

Атмосферные осадки, достигая земли, могут либо абсорбироваться на поверхности почвы, либо проникать через нее под действием силы тяжести, пока не достигнут водоносных слоёв.

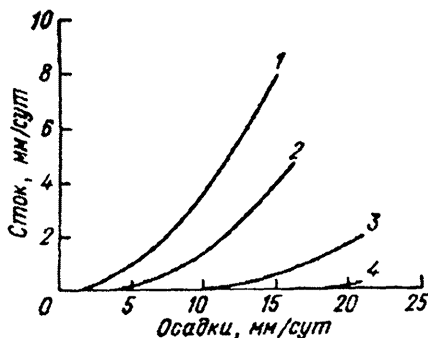


Рис. 6. Зависимость стока от интенсивности атмосферных осадков и видов растительности.

Формируя поверхностный сток, вода захватывает биогенные вещества с подстилающей поверхности благодаря растворению, эрозии и суспендированию. Крупные частицы транспортируются водным потоком по поверхности. Количество взвешенного материала, которое может быть снесено с поверхности стоком, в большой степени зависит от растительности (рис.6). Структура растений над поверхностью земли — физический барьер, уменьшающий интенсивность поверхностного стока. Корневая система растений под землёй сцепляет частицы почвы, что предотвращает эрозию.

С подверженных эрозии почв поступает в 4 раза больше фосфора и в 30 раз больше азота, чем с ненарушенных почв. Предотвращение почв от эрозии может существенно снизить поступление биогенных элементов в водоём.

Важное влияние оказывает площадь распахки сельскохозяйственных угодий на вынос биогенных элементов, особенно это значимо для озёр, имеющих малый удельный водосбор.

Миграция фосфора в ландшафтах, не затронутых хозяйственной деятельностью человека, происходит с внутрипочвенным и поверхностным стоком, преимущественно в жидкой фазе, в форме водорастворимых комплексных соединений с органическими и минеральными компонентами почвы. Миграции фосфора в форме фосфатного иона (самой доступной для организмов формы фосфора) в этих ландшафтах практически не происходит. Распашка территории, вызывая процесс эрозии почв, способствует увеличению миграции фосфора в твердой фазе поверхностного стока, что создаёт условия для миграции фосфора в форме фосфатного иона. Применение минеральных удобрений, увеличивая в почве запас рыхлосвязанных фосфатов, приводит к резкому увеличению в почвенном растворе, а следовательно, и в поверхностном стоке, содержания фосфора в форме фосфатного иона. Таким образом, распашка территорий и применение минеральных удобрений приводят к изменению форм миграции фосфора. Резко возрастает доля подвижных минеральных форм фосфора в первичной гидрографической сети, увеличивается вынос фосфора в водные объекты в легко доступной для водных организмов минеральной форме.

С сельскохозяйственных угодий происходит более интенсивный вынос биогенных элементов, чем с естественных: по сравнению с хвойным лесом фосфора оттуда выносятся в 2–20, а азота – 1,5–5 раз больше; при сопоставлении с лиственным лесом эта разница меньше.

Из суглинистых почв поверхностным стоком биогенных элементов выносятся больше, чем из супесчаных.

С увеличением площади распашки при прочих равных условиях вынос биогенных элементов возрастает.

Влияние формы и размеров котловины, проточности на эвтрофирование озёр

В 30-е годы XX в. Г.Ю. Верещагин указал на определяющую роль морфометрии и морфологии котловины озера в основных лимнических процессах. Развитием этого подхода к изучению лимнических процессов занимались Л.Л. Россолимо [1964, 1976,

1977], Б.Б. Богословский [1960], И.Н. Сорокин [1988], О.Ф. Якушко [1981], Д. Хатчинсон [1969] и др.

Определения основных морфометрических величин даны Верещагиным [1930]. Из большого числа морфометрических величин, применяемых для количественной характеристики озерных котловин, следует выделить наиболее важные, которые показывают географическое положение озера, его происхождение, тип и стадию развития, дают некоторое, может быть, косвенное, представление о режиме озера в зависимости от морфологии его чаши и могут применяться на практике. Исходя из этого, морфометрические характеристики озер можно разделить на 4 группы: а) географического местоположения; б) собственно морфологические; в) лимно-морфогенетические; г) гидроморфологические. Большую роль морфометрическому показателю отводят в своих работах и другие авторы [Винберг, 1983; Сорокин, 1988; Драбкова, Сорокин, 1979]. И.С. Захаренков [1964] естественным показателем озер считает площадь водного зеркала, а глубину оценивает как производное от ее величины. За основу меры глубины он принимает мощность эпилимниона. Д. Хатчинсон [1969] к числу важнейших показателей классификации озер относит морфологию котловин, динамику и температурный режим водной массы.

Если первичная продукция озёрной экосистемы определяется главным образом поступлением биогенных элементов, то утилизация определяется как морфометрией водоёма, так и климатическими факторами. Морфология озер является одним из существенных признаков, характеризующих природу водоема, поскольку отражает на себе процессы, повлекшие образование озерной котловины, показывает большее или меньшее развитие гидроморфологических процессов, ведущих к переработке побережья и исчезновению озерной чаши (зайление, заболачивание). Она также определяет характер водообмена под воздействием ряда причин, обуславливает гидрофизические и биогидрохимические особенности вод озера и отражается на составе гидробионтов [Верещагин, 1930].

Первоначальный рельеф дна озерных котловин и очертания их в плане обусловлены в значительной мере происхождением котловин. В дальнейшем на озерную котловину воздействуют внешние факторы и процессы, происходящие в самом водоеме. В результа-

те котловины большинства озер настолько видоизменяются, что в них сохраняются только некоторые черты первоначального рельефа. Из внешних факторов, преобразующих котловины, главнейшими являются поверхностные воды, ветры, а в некоторых районах ледники; из процессов, происходящих в водоеме, – волнения, течения, жизнедеятельность водных растений и животных.

Преобразование котловины идет в двух направлениях: перестроение берегов и накопление донных отложений. Наносы, пополняющие донные отложения, поступают с водосборов при стоке и ветровом сносе, образуются при разрушении берегов, а также при отмирании водной растительности и организмов. Из-за действия поверхностных ветровых волн на литорали отлагаются преимущественно крупные частицы речных и делювиальных наносов, продуктов разрушения берегов и торф, состоящий главным образом из остатков водной растительности. Более мелкие частицы, формирующие илы, заполняют в первую очередь углубления дна, в которых движение воды замедленно. Таким образом, с одной стороны, заиливаются впадины в глубинной части озера, а с другой – более крупными обломками заполняются прибрежные участки. Дно выравнивается, водоем мелеет, заросли высшей водной растительности постепенно продвигаются от берегов к середине водоема, озеро зарастает.

Нередко зарастание озер происходит путем образования сплавин – зыбкого настила из массы растительных остатков, скрепленных корнями влаголюбивых растений и мхами, распространяющихся от берегов по водной поверхности. Котловины многих озер заполнены массой донных отложений, превосходящих по своей мощности в несколько раз современную глубину воды в этих озерах (например, оз. Неро, оз. Ильмень).

От формы озёрной котловины зависят характер и интенсивность перемешивания водной массы озера, которые оказывают влияние на все стороны лимнического процесса. Этот процесс обусловливается не только общезональными климатическими условиями, но и совокупностью морфометрических показателей (глубиной, площадью, коэффициентом глубинности, открытости и т. д.). Ведь при одной и той же температуре воздуха и силе ветра в плоских и широких котловинах озёр в летнее время водные массы перемешиваются

ваются более интенсивно и возникает гомотермия, а в глубоких и укрытых – сохраняется четкая температурная стратификация и мощный слой гипolimниона. Именно в гипolimнионе возникают процессы, отличающие одно озеро от другого: низкие температуры, дефицит кислорода, накопление углекислого газа, увеличение минерализации, преобладание восстановительных реакций, образование определенного типа донных отложений и многое другое. Вместе с тем при полном ветровом перемешивании воды и отсутствии стратификации во всей толще воды возникают однородные гидрологические, гидрохимические и гидробиологические условия.

Для озёр Белоруссии были выявлены статистически достоверные корреляционные зависимости между морфометрическим параметром, характеризующим котловину озера (вертикальным масштабом эпилимниона) и прозрачностью водоёмов по диску Секки [Романов, 1991].

Показатель эпилимниона S определяется следующим уравнением:

$$S = \frac{1}{H_{avg}} * \frac{1 - \left(1 - \frac{e}{H_{max}}\right)^f}{1 - \left(1 - \frac{e}{H_{max}}\right)^{f+1}},$$

где H_{avg} – средняя глубина водоёма, м; H_{max} – максимальная глубина, м; e – мощность эпилимниона, м. Величина f характеризует форму котловины и выражается уравнением:

$$f = \frac{H - H_{avg}}{H_{avg}}.$$

В.П. Романовым произведена попытка нахождения зависимостей между показателем эпилимниона и трофическими показателями озёрных водоёмов, развивающихся в современных условиях.

В результате выявлены статистически достоверные обратные зависимости между S и прозрачностью водоёмов по диску Секки D . Такие зависимости прослеживаются для трёх различных групп озёр:

$$a) \text{ мезотрофно-эвтрофных } S = 0,53 * D^{-0,73} (k = -0,78),$$

б) низкоминерализованных – дистрофных $S = 0,79 * D^{-0,74}$ ($k = -0,81$),

в) с прозрачностью до дна $S = 1,70 * D^{-0,98}$ ($k = -0,94$).

Расчёт по уравнениям регрессии “потенциальной прозрачности” озера S с использованием только его морфометрических параметров позволяет при сравнении с реальной прозрачностью D определить степень антропогенной трансформации водоема в виде отношения D/S .

Существует определенная связь между значениями показателя условного водообмена, выражаемого как отношение среднего объёма годового стока к среднему объёму озера, типами проточности и некоторыми внутренними параметрами. Например, интенсивность водообмена озера отражается на характере донных отложений. В зонах активного водообмена крупность донных отложений, как правило, выше.

Тип приточности-проточности влияет на неоднородность биомассы бентоса. В зоне пассивного водообмена величина биомассы бентоса обычно больше, чем в зоне активного водообмена.

В свою очередь водообмен играет важную роль в формировании экологического статуса водоёма. Например, малый водообмен указывает на слабую роль притока в озеро и, как следствие этого, на развитие автохтонного режима в озере [Сорокин, 1988]. Большой водообмен говорит о формировании аллохтонного режима, зависящего от свойств водосбора.

На основе изучения многочисленных литературных источников, а также данных полевых исследований О.Ф. Якушко [1981] была создана комплексная лимнологическо-географическая классификации озерных водоемов Белоруссии, связывающая максимальную глубину с трофическим статусом озёра.

Сочетание морфологических особенностей и связанных с ними гидродинамических условий только тогда получает значение типологических показателей, когда они обуславливают формирование определенных гидрологических, гидрохимических, биологических явлений. Поэтому за основу предлагаемой комплексной лимнологическо-географической классификации принимается пять основных показателей, различное сочетание которых определяет принадлежность данного озера к тому или иному типу: 1) морфо-

метрический; 2) геолого-геоморфологический; 3) гидрологический; 4) гидрохимический и 5) биологический. Эта классификация может служить примером для создания региональных озерных классификаций (табл. 2).

Таблица 2

Лимнологическая-географическая классификация озер (Якушко, 1975)

Характеристики озёр	Глубокие	Среднеглубокие	Неглубокие	Мелководные
H_{max} , м	>25	15–25	5–15	<5
Трофический уровень	мезотрофные с признаками олиготрофии	мезотрофные	эвтрофные	дистрофные
H_{avg} , м	>9	6–9	3–6	очень малы
Биомасса фитопланктона, г/м ³	0,5–0,8	2	<7	3,5–4
Биомасса зоопланктона около, г/м ³	0,1–0,25	1	4–4,5	1–1,5
Объем гипolimниона, % водной массы	50	<5	выражен слабо	выражен слабо

Всего в Белоруссии было выделено четыре основных типа и три подтипа озер. К озерам *I типа* О.Ф. Якушко относит мезотрофные с признаками олиготрофии, глубокие, небольшие. Максимальная глубина более 25 м, средняя – более 9 м. Площадь до 3 км². Объем гипolimниона 50 % водной массы. Озерные котловины относятся к ложбинным, эрозионным, сложным. Проточность этих озер незначительна, условный водообмен 0,8–0,15. Окисляемость 5–7 мгО₂/л. Общая биомасса фитопланктона 0,5–0,8 г/м³. Биомасса зоопланктона около 0,1–0,25 г/м³. Зарастаемость незначительна. Однако макрофиты проникают на большую глубину и составляют основу первичной продукции (менее 1 гО₂/м²).

Озера *II типа* по данной классификации мезотрофные, среднеглубокие с большой площадью. Максимальная глубина 20–25 м, средняя – 6–9 м. Площадь более 10 км². Объем гипolimниона менее 5 % водной массы. Озерные котловины подпрудные, округлые с асимметричными склонами и сложные. Проточность слабая (условный водообмен не более 0,38). Окисляемость 5–7 мгО₂/л. Биомасса фитопланктона около 2 г/м³, преобладают диатомовые и пиррофитовые водоросли. Биомасса зоопланктона около 1 г/м³.

Озера *III типа* эвтрофные. О.Ф. Якушко выделяет три подтипа.

К озерам *подтипа III₁* относятся эвтрофные, неглубокие с большой площадью. Максимальная глубина 11–13 м, средняя–5–6 м. Площадь 10 км² и более. Гиполимнион выражен слабо. Проточность озёр данного типа слабая, показатель условного водообмена 0,14–0,51. Биомасса фитопланктона около 7 г/м³, преобладают синезеленые водоросли. Биомасса зоопланктона до 4 г/м³.

Подтип III₂. Эвтрофные, неглубокие, небольшие. Максимальные глубины до 20 м, средние – до 4–6 м. Площадь менее 2 км². Объем гиполимниона 10–17 % водной массы. Проточность от слабой до хорошей. Зарастаемость велика.

Подтип III₃. Эвтрофные, мелководные с простыми котловинами. Максимальная глубина 5 м и менее, средняя–3 м и менее. Проточность от слабой до хорошей. В фитопланктоне преобладают синезеленые водоросли, хорошо развиты и диатомовые (более 7 г/м³). Биомасса зоопланктона около 4,5 г/м³.

Озера *IV типа* дистрофные, мелководные с простой котловиной. Максимальные глубины при очень малых средних глубинах не превышают 5 м. Площади разные, но большинство до 10 км². Строение ложа простое. Озера *IV типа* слабопроточны или вовсе непроточны. Дистрофирующиеся озера отличаются очень высокой окисляемостью 16–20 мгО₂/л. Биомасса фитопланктона около 3,5–4 г/м³, преобладают один-два вида синезеленых водорослей. Биомасса зоопланктона около 1–1,5 г/м³.

Термический и световой режим водоёма и эвтрофирование

Термические свойства и прозрачность водных масс озёр в значительной степени определяют биологическую продуктивность и другие экологические особенности водных экосистем, в том числе условия фотосинтеза [Хатчинсон, 1969; Богословский, 1960]. Возникновение ледовых явлений, максимальный теплозапас водных масс и другие термические особенности озёр, находящихся в близких климатических условиях, определяются их морфометрическими показателями.

Исследования термического режима озера необходимы для

выявления наличия или отсутствия термической стратификации в озере, продолжительности её существования.

В стратифицированных озерах важное значение имеют количественные характеристики мощности эпилимниона, металимниона и гиполимниона, величин температуры и их вертикальных градиентов. В мелководных озёрах (глубиной менее 5–6 м) термическая стратификация в открытый период, как правило, отсутствует. Происходит перемешивание водной толщи, создающее благоприятный кислородный режим, способствующий минерализации органического вещества.

Гидродинамический режим озера (стоковые и ветровые течения) в значительной степени определяет его самоочищающую способность, увеличивая насыщение водной массы кислородом.

На термодинамический режим водоемов также оказывают влияние морфометрические характеристики: характерные горизонтальные и вертикальные масштабы чаши озера определяют воздействие ветра на водную толщу (разгон и параметры волнения, степень перемешивания, горизонтальные и вертикальные скорости течения); площадь является мерой обмена массой и энергией с атмосферой, средняя глубина и объем – мерой инерционности проникновения тепла вглубь и теплонакопления его водной массой и дном. Существует полуэмпирическая зависимость, связывающая возможную глубину эпилимниона (E) с характерным масштабом водоема (D):

$$E = 4,4 D^{1/2}, \text{ где } D = (W+L)/2,$$

где W – ширина, L – длина в км.

В меньшей мере разработаны вопросы взаимосвязей термических характеристик водной массы и морфометрических показателей озёрной котловины. Выявление и количественная оценка зависимостей теплозапаса водной массы от глубины озёрной котловины и метеорологических условий возможны на базе статистической обработки массового материала натурных исследований.

В летний период аккумуляция водоёмом поступающего солнечного тепла находится в прямой зависимости от глубины озёрной котловины. Поступающее солнечное тепло распределяется по глубине в зависимости от морфометрических особенностей котло-

вины. В водоёмах с формой котловины близкой к конусу (с укрытым основным объёмом водной массы), динамическое перемешивание ограничено верхними слоями воды, и основное тепло аккумулируется в эпилимнионе. При эллипсоидальных и параболических формах котловины поступающее солнечное тепло в целом равномерно распределяется в толще воды, но эффективность нагревания воды в хорошо перемешиваемых водоёмах значительно ниже, чем в стратифицированных.

В.В. Пиотрович [1958] исследовал связи морфометрических характеристик озёр и водохранилищ с элементами ледового режима. Отмечено, что от формы и размеров озерной впадины зависят сроки замерзания и вскрытия ледостава в тех или иных районах. Глубокие озёра замерзают позднее, чем мелкие, так как летний теплозапас в них больше. Американские лимнологи установили связи между морфометрическими параметрами и датами возникновения ледовых явлений для озёр штата Нью-Йорк. Демерс и Калф [Demers, Kalff, 1993] вывели уравнения связи озёр между датами начала стратификации как функции среднегодовой температуры воздуха, площади озера и логарифма отношения площади поверхности озера к средней глубине для димиктических и мономиктических озёр (рис.7, табл. 3).

Таблица 3

Уравнение связи между датами начала стратификации (дни от начала года) как функция среднегодовой температуры воздуха $temp.(^{\circ}C)$, площади озера (A_o) и логарифма отношения площади поверхности озера к средней глубине (R)

Все озера ($n = 70$)		
$day = 162 - 6,05 temp.$	$r^2 = 0,60$	$P < 0,001$
$day = 159 - 5,38 temp. + 0,00089 A_o$	$r^2 = 0,65$	$P < 0,0001$
$day = 160 - 5,72 temp. + 8,46 \log R$	$r^2 = 0,68$	$P < 0,0001$
Димиктические озера ($n = 47$)		
$day = 164 - 6,03 temp.$	$r^2 = 0,63$	$P < 0,0001$
$day = 160 - 5,38 temp. + 0,00076 A_o$	NS	
$day = 160 - 5,14 temp. + 5,74 \log R$	$r^2 = 0,72$	$P < 0,0001$
Мономиктические озера ($n = 23$)		
$\log day = 2,1993 - 0,0251 temp.$	$r^2 = 0,36$	$P < 0,01$
$\log day = 1,9684 - 0,0175 temp. + 0,0854 \log A_o$	$r^2 = 0,55$	$P < 0,001$
$day = 123 - 3,429 temp. + 20,636 \log R$	$r^2 = 0,67$	$P < 0,0001$

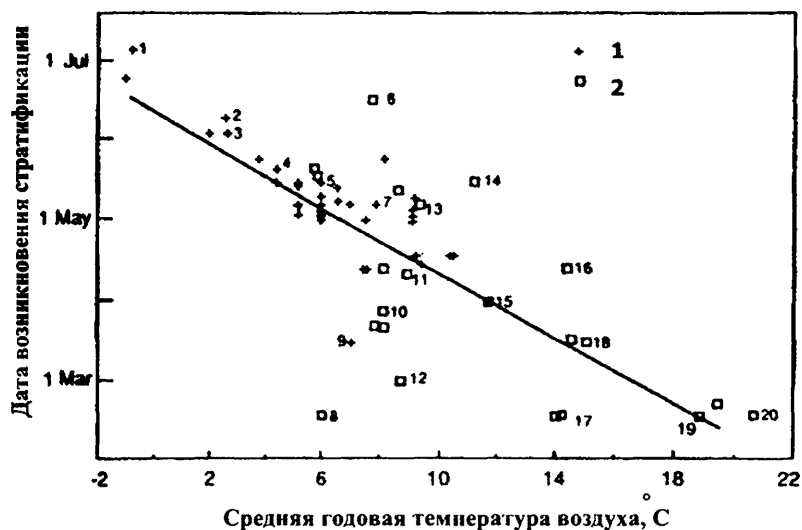


Рис. 7. Связь средней годовой температуры воздуха с датой начала стратификации для димиктических (1) и мономиктических (2) озёр (по Demers, Kalff, 1993)

Как показано выше, на важное экологическое значение температурного режима водной массы в функционировании водоёмов указывают многие исследователи. В меньшей мере разработаны вопросы взаимосвязей термических характеристик водной массы и морфометрических показателей озёрной котловины. Выявление и количественная оценка зависимостей теплозапаса водной массы от глубины озёрной котловины и метеорологических условий возможны на базе статистической обработки массового материала натурных исследований.

Различные световые условия в озёрах определяют разный характер вертикального распределения интенсивности фотосинтеза и в значительной мере разную величину интегральной первичной продукции. Свет не только жизненный фактор, но и лимитирующий, причем как на максимальном, так и на минимальном уровне. Интенсивность света, поступающего на единичную площадку, управляет всей экосистемой, влияя на первичную продуктивность. И у наземных и водных растений фотосинтез связан с интенсивностью света линейной зависимостью до оптимального уровня све-

тового насыщения, за которым во многих случаях следует падение фотосинтеза при очень сильных интенсивностях света. Роль продолжительности освещения (длина дня – фотопериод), зависящего главным образом от широты места, также оказывает существенное влияние на водные экосистемы. Фотопериодичность связана с широко известным механизмом «биологических часов», образуя легко приспособляемый механизм регулирования функций во времени.

Известны три типа вертикального распределения фотосинтеза для пресных водоёмов. Первый тип – наиболее распространённый, когда максимальный фотосинтез отмечается у поверхности воды, а затем с глубиной резко ослабевает. Этот тип отмечается в наиболее продуктивных озёрах.

Второй тип, когда чётко выраженный максимум отсутствует, а небольшой по величине фотосинтез с глубиной слабо убывает, часто встречается в наименее продуктивных озёрах с высокой прозрачностью.

Третий наиболее сложный тип с несколькими максимумами наиболее часто встречается в стратифицированных озёрах. Такой фотосинтез связан с распределением водорослей в условиях стратификации. Один максимум, как правило, отмечается в эпилимнионе (на глубине 1–2 м), второй (значительно слабее первого), в верхней части металимниона на глубине 3–4 м. При этом интегральная первичная продукция может быть выше, чем в более эвтрофных озёрах.

Прозрачность воды по диску Секки, начиная с Тинеманна и Науманна, применялась как показатель трофического типа озёр в натуральных классификационных шкалах. Прозрачность воды – это интегральная характеристика, результирующая множества процессов, связанных, в частности, с развитием планктонных сообществ, дающая информацию об общем содержании сестона, включающего взвешенное органическое вещество как автохтонного, так и аллохтонного происхождения. Возможность дистанционного определения прозрачности увеличивает перспективность её использования для определения трофического статуса и качества воды.

В зависимости от соотношения прозрачности воды в летний период D и средней глубины H_{avg} (коэффициента относительной прозрачности) С.П. Китаев (1984) разделил озера на 5 групп – от

оптически мелководных (прозрачность воды более чем в 4 раза меньше средней глубины озера) до оптически очень глубоководных (прозрачность воды в 2 раза больше средней глубины). С.П. Китаевым сделан вывод о том, оптически мелководные озера имеют хорошие световые условия для фотосинтеза и самые благоприятные условия для дальнейшей утилизации его последующими звеньями. Оптически глубокие и очень глубокие озера имеют неблагоприятные условия для развития фитопланктона. В таких озерах имеются наиболее благоприятные световые условия для развития высшей водной растительности. На основе анализа зарастания озёр Вологодской области получена зависимость, подтверждающая вышеприведённое утверждение. На рис. 9 приведено соотношение между степенью зарастания озёр и коэффициентом относительной прозрачности.

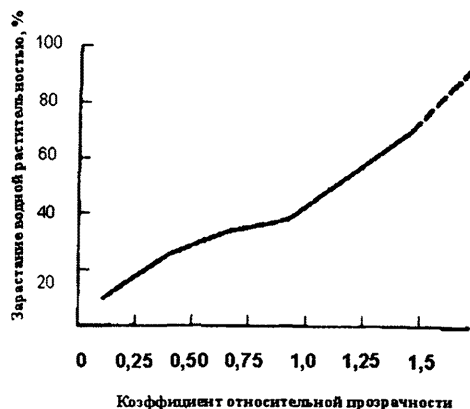


Рис. 8. Соотношение между степенью зарастания озёр и коэффициентом относительной прозрачности.

Для оптически глубоких озёр, где $D / H_{\text{avg}} > 1$, степень зарастания превышает половину озера.

Формирование и накопление донных отложений

Озерный водоем в пределах его бассейна служит базисом аккумуляции впадающих в него поверхностных и подземных вод, а

также твердых продуктов плоскостного, линейного смыва и эоловой деятельности. В свою очередь, в самом озере происходят сложные химические и биологические процессы, оказывающие существенное влияние на озерный седиментогенез. Вот почему с момента возникновения озеро становится местом приноса, формирования и накопления разнообразных осадков, входящих в состав донных отложений. Скорость их накопления, мощность, химический и механический состав в общем зависят от физико-географических условий бассейна и совокупности явлений, происходящих в самом водоеме. Морфометрия озерных котловин, т.е. их глубина, площадь, объем и другие характеристики, является одним из факторов, определяющих направление эволюции и историю развития озер, влияет на происходящие в озёрах процессы. К числу современных факторов, оказывающих существенное влияние на осадконакопление, следует отнести и антропогенную деятельность.

По мере развития процессов эвтрофирования объем питательных веществ в системе увеличивается. При возрастании объема питательных веществ на первых этапах сохраняется их равновесие с развивающимися организмами. Нарушение равновесия экосистемы вследствие ограничения развития популяций гетеротрофных организмов (в первую очередь бактерий) происходит по достижении верхнего предела скорости ассимиляции ими питательных веществ. Это приводит к отставанию деструкционных процессов от продукционных, а следовательно, к интенсивному накоплению в озере органического вещества. Нарушение сбалансированности экосистемы влечет за собой резкие изменения интенсивности процессов не только в водной толще, но и в донных отложениях, что приводит к возрастанию темпов осадконакопления и увеличению содержания органического вещества в донных отложениях, особенно там, где поступление терригенных осадков незначительно. В иловых отложениях может накапливаться до 50 % органического вещества, подвижная часть которого находится в динамическом равновесии между иловым раствором и водной толщей.

Минеральные и органические вещества в озере распределяются на различных глубинах не только в зависимости от места их приноса и возникновения, но в значительной степени под влияни-

ем различия их удельных весов и крупности частиц. Постепенно эти вещества покрываются более молодыми осадками, изолируются от непосредственного воздействия воды и превращаются в специфические новообразованные породы озерного происхождения. Последние нередко становятся полезными ископаемыми. К ним относятся озерные глины, пески, известняки, железомарганцевые руды, сапропели (рис. 9).

По способу образования обычно выделяют терригенный, хемогенный и биогенный типы донных отложений. В чистом виде они встречаются редко и название получают по преобладающему источнику.

Терригенные осадки мобилизуются в бассейн седиментации процессом абразии берегов, поверхностным и подземным стоком, ветровой деятельностью. Стабилизация крупных (1–0,25 мм) фракций в основном приурочена к литоральной и сублиторальной зонам. Наиболее распространены здесь песчаные частицы различной крупности. Законы их дифференциации и размещения тесно связаны со строением озерной котловины (особенностями конфигурации береговой отмели, размещением глубин, развитием прибрежной растительности), а также с преобладающим направлением ветров и характером динамических процессов в водной массе озера. Транспортированные в водоем минеральные частицы варьируют от крупных обломков до мелких глинистых и пелитовых частиц. Попадая в озеро, они претерпевают ряд механических и химических изменений: растворяются, истираются, наконец, механически перераспределяются в горизонтальном и вертикальном направлениях. Подобно прибрежным отложениям морских побережий, наиболее грубые кластогенные осадки в озерах скапливаются на границе воды и суши, в зоне наибольшей силы прибойной волны. Глубже величина частиц уменьшается, причем явное преимущество получают песчаные осадки. На границе с сублиторалью к ним примешиваются алевритовые частицы. Последних становится все больше, особенно при небольших уклонах дна. Нередко здесь появляются глинистые и илистые частицы. Однако такая «классическая» дифференциация часто нарушается, и та или иная фракция выпадает или перемещается в плане [Якушко, 1975].

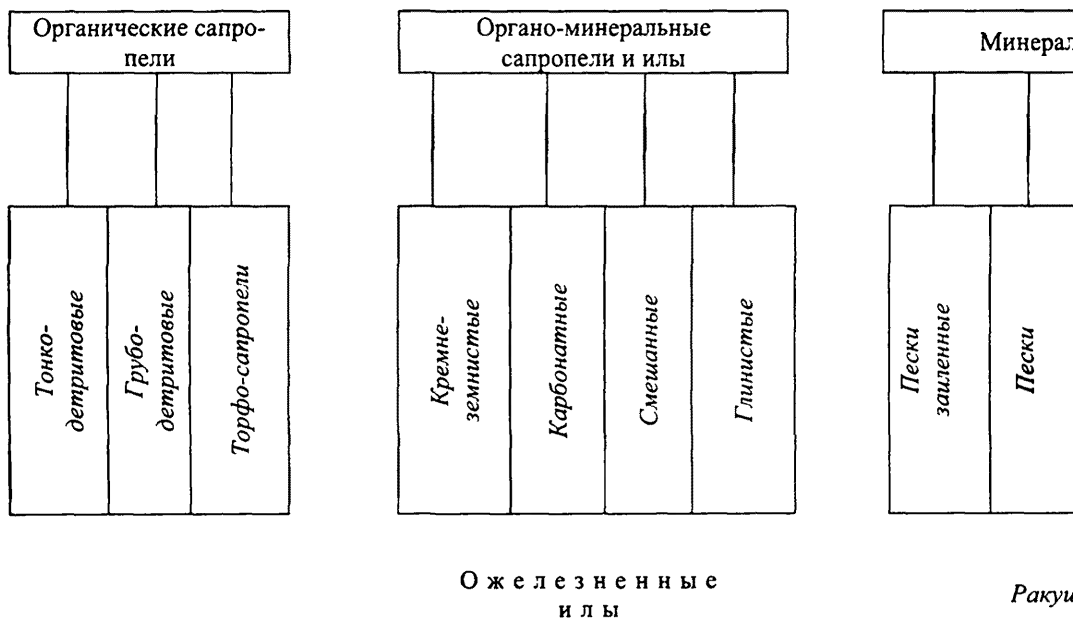


Рис. 9. Классификации донных отложений (по Якушко, 1975).

Основным процессом трансформации органического вещества в донных отложениях является его разрушение или деструкция, величина которой растет с увеличением продуктивности водоема. На рис. 10 показана зависимость аэробной деструкции органического вещества в донных отложениях в зависимости от величины первичной продукции планктона.

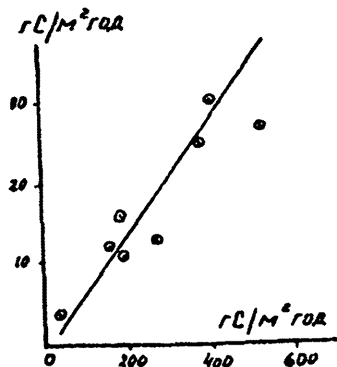


Рис. 10. Зависимость аэробной деструкции органического вещества в донных отложениях в зависимости от величины первичной продукции планктона.

В процессе разрушения органического вещества освобождаются связанные в нем соединения, в том числе – соединения фосфора. От того, где происходит деструкция органического вещества – на поверхности дна или в слое донных отложений (а значит, от скорости осадконакопления) зависит дальнейшая судьба соединений фосфора. Если деструкция органического вещества происходит на непрерывно обновляющейся поверхности дна, то часть освобождаемого при этом фосфора поступает в придонную воду, а часть поглощается (сорбируется) донными отложениями. В данном случае величина потока фосфора со дна в воду определяется скоростью седиментации и разрушения автохтонного органического вещества (при прочих равных условиях) и мало зависит от окислительно-восстановительных условий среды. Большое значение при этом приобретает глубина водоёма, объём водной массы и водообменность.

При деструкции органического вещества, происходящей в слое отложений, расположенном на некотором расстоянии от поверхности дна, фосфор накапливается в поровом растворе и твердой фазе отложений и оттуда удаляется в воду. В этом случае величина потока фосфора определяется концентрацией фосфатов в поровом растворе и вблизи поверхности дна. Чем меньше глубина водоёма, тем интенсивнее влияние потока фосфора на биологические процессы в водоёме.

Известно, что с ростом трофического уровня водоема седиментация органического вещества и его аэробная деструкция на дне возрастают и вследствие этого увеличивается и поток фосфора со дна в воду (в аэробных условиях). Это увеличение происходит не совсем пропорционально росту деструкции органического вещества, так как зависит от физико-химических свойств донных отложений. Увеличение потока фосфора со дна прямо связано с накоплением в донных отложениях автохтонного органического вещества. При этом определяющую роль играет содержание органического вещества в отложениях, а также глубина, ёмкость и форма озёрной котловины. При крутых уклонах дна и наличии глубоководных ям органические илы перемещаются в понижения и площадь контакта их с водной массой снижается.

Таким образом, основная "опасность" со стороны донных отложений как внутреннего источника фосфатов в водоёме связана с накоплением и особенностями трансформации фосфорсодержащей части органического вещества. Резкое увеличение потока фосфора со дна часто наблюдается в водоёмах с первичной продукцией планктона более $200 \text{ гС/м}^2\cdot\text{год}$, илистые отложения которых содержат свыше 5–6 % $C_{\text{орг}}$ планктонного происхождения.

Особенно большое влияние котловина оказывает на процессы заболачивания и заторфовывания озёр. На примере озёр Литвы Тамошайтисом и др. было показано, что к настоящему времени полному заторфовыванию подверглись лишь те озера, первичная максимальная глубина которых не превышала 10 м и лишь в отдельных случаях достигала 15 м. Большинство современных отмирающих озёр в основном расположено на месте наибольших глубин первичных озёр. Озёрные котловины Литвы в основном сформировались в позднеледниковое и послеледниковое время, когда

были активны термокарстовые процессы, обусловленные таянием погребенных глыб мертвого льда и просадкой их дна. Это связано главным образом с аллередским климатическим потеплением на территории Европы. За время своего существования озера Литвы претерпели большие изменения – по мере заполнения озерных котловин отложениями уменьшилась глубина озер, площадь и объем водной массы. Развитие озер во многом было обусловлено морфологией подводной части первичных котловин. Первичные озера были различными по площади и глубине, и при накоплении в них донных отложений почти одинаковой мощности они изменялись по-разному. На месте бывших менее глубоких первичных озёр остались мелководные озёра. Озёра средней глубины в настоящее время находятся либо в стадии старости, либо уже перестали существовать как озёра. Объем воды небольших первичных озер, по сравнению с современными озерами, уменьшился от 36,2 до 99,9 %. В замкнутых и слабопроточных небольших озерах, со времени их образования до настоящего времени, накопились мощные слои осадков. Максимальная их толщина колеблется от 7 до 12 м, а средняя – от 2,6 до 6,0 м. Составленные батиграфические кривые озер показывают, что по ним не всегда можно правильно установить стадию развития озер. Поэтому современную стадию развития озера следует определять в основном по степени заполнения его котловины озерными отложениями и его заболоченности:

Привлечение методов палеолимнологии к изучению трофности озёр в прошлом

При детальном изучении истории озёр и выяснении воздействия на водоёмы антропогенного фактора существенное значение имеют методы палеолимнологического исследования. Изучение сообществ и климатов прошлого помогает нам понять современные сообщества. Известно, что донные отложения являются одним из основных источников информации о характере и темпах преобразования водной среды. По мнению Л.Л.Россолимо[1976], в накопленных озёрных осадках фиксируются процессы вещественно-энергетического обмена. Таким образом, донные отложения могут повествовать об истории озёрных бассейнов.

Для исследования закономерностей перестройки и эволюции водоёмов необходимо иметь по каждому водному объекту соответствующие данные о современном состоянии озера, о состоянии озёр в историческом прошлом и о направленности антропогенного воздействия на изучаемые водные объекты. Исторический метод изучения окружающей среды объективно является необходимым инструментом географических исследований для познания динамики природных процессов. Палеоолиминологические материалы, раскрывающие особенности истории озера и условий озерного осадконакопления, способствуют пониманию современного состояния водных геосистем и тех изменений, которые произошли с формами озерных котловин. Учет этих важнейших факторов развития озера позволяет обоснованно оценить современное состояние озера и прогнозировать ход их дальнейшей эволюции с учётом изменений внешних условий и процессов, происходящих в самом озере.

Методы палеоолиминологического исследования в 50-е годы прошлого столетия успешно были применены Н.В. Кордэ. Для комплексного анализа процессов и темпах преобразования водных бассейнов во времени применяются следующие палеоолиминологические методы: диатомовый, палинологический и фитоценологический, карцинологический, литолого-геохимический и радиохимический.

Диатомовый анализ заключается в изучении состава диатомовых водорослей. Эти водные организмы являются хорошими индикаторами среды и достаточно четко реагируют на смену экологической обстановки. Изменчивость их состава в колонках донных отложений свидетельствует о произошедших в озёрах изменениях, в том числе температурных, химических и гидродинамических. Большое влияние на развитие диатомей оказывает процесс эвтрофирования водоёмов. Таким образом, метод диатомового анализа – один из важнейших звеньев палеоолиминологического исследования.

Палинологический и фитоценологический анализы. Изменение ландшафтной и климатической обстановок хорошо прослеживается при изучении спор и пыльцы в колонках донных отложений. Применение метода спорово-пыльцевого анализа даёт возможность установить смену экологической обстановки, биостратигра-

фии и корреляции донных осадков различных водных систем, а также возрастную датировку напластования осадочных пород. При исследовании озёрных пар палинологический метод дает необходимые сведения о сопоставлении донных отложений в разнообразных по характеру водоёмах.

Фитоценологические наблюдения, в частности изучение погребённых торфяников и водного мха, имеет немаловажное значение при изучении истории малых озёр. Так, например, водный мох получает свое максимальное развитие в озерах при достаточно большой прозрачности воды. В эвтрофных озёрах водный мох обычно деградирует, а затем исчезает в связи с уменьшением прозрачности среды. В эвтрофирующихся озёрах на глубинах, близких к двум глубинам исчезновения диска Секки, водный мох находится в мертвом состоянии. Таким образом, по его остаткам в донных отложениях можно оценить изменение прозрачности воды и установить состояние озера в прошлом, а также проследить процесс эвтрофирования исследуемого водного объекта.

Карцинологический анализ применяется при изучении донных осадков. Исследования ветвистоусых ракообразных дают представления о смене этих водных организмов в зависимости от состояния водной среды. Накапливаясь в донных отложениях в хронологической последовательности, остатки ракообразных способны продемонстрировать ход изменений и особенности развития озёрной экосистемы в зависимости от процесса эвтрофирования.

Литолого-геохимический анализ позволяет изучить вещественный состав донных отложений озёр. Антропогенное влияние сказывается на минералогическом и химическом составе самих осадков. Известно, что усиление процесса поступления биогенных элементов в водные бассейны, вызывающее их эвтрофирование, неизбежно приводит к изменению состава осадков, отлагающихся в озере. Важную роль при литолого-геохимических исследованиях имеет изучение микроэлементов, входящих в состав донных отложений.

Радиохимические методы. При изучении колонок донных отложений достаточно четко можно выделить те химические преобразования, которые протекали в течение определённого промежутка времени в изучаемых водоёмах. Представляется крайне необхо-

димым знать точную датировку этих преобразований. Перспективы в этом отношении открывают методы радиохимических анализов донных отложений. Темпы седиментации могут быть определены по концентрации радиоактивного изотопа свинца Pb^{210} и радиоактивного цезия Cs^{137} .

К радиохимическому анализу относится также и более распространённый среди палеолимнологов радиоуглеродный анализ по C^{14} , который используется при изучении погребённой древесины и торфяников. Этот анализ позволяет составить представление о времени возникновения и основных этапах формирования озёр и болот в различных регионах, а также о продолжительности климатических периодов и спорово-пыльцевых зон в историческом прошлом, что способствует определению скорости торфонакопления и накопления донных осадков.

Определение трофического статуса озёр

Трофическая типизация озёрных экосистем основывается на оценке уровня биологической продуктивности как главной функциональной характеристики водоёма. Трофический тип водоёма – это интегральная и многомерная характеристика, определяемая множеством взаимосвязанных процессов физической, химической и биологической природы. Эвтрофирование водоёма оценивают по изменению величины минерализации, содержания биогенных элементов, бюджету кислорода, прозрачности, показателям продуктивности для различных звеньев, разнообразию и стабильности сообществ. Предпринята попытка выделить для различных трофических типов водоёмов организмы-индикаторы уровня их трофии, главным образом индикаторные виды фитопланктона. С изменением трофности меняется разнообразие биоценозов, которое снижается с ростом эвтрофирования.

Таким образом, справедливо мнение Роде, что понятия «олиготрофия» и «эвтрофия» имеет смысл оставить не как основу классификации, а как общие понятия, характеризующие озеро в смысле богатства населения и специфики солевого состава.

За основу любой классификации озёр некоторыми лимнологами предлагается брать несколько факторов, таких как морфо-

метрия, трофия, продукция и минерализация [Теоретические вопросы..., 1993]. Вопросы типизации и классификации озёр до сих пор остаются наиболее актуальными в лимнологии, так как общепринятое деление не охватывает всего их разнообразия.

Определение трофического статуса, как правило, включает использование комплексов признаков, дополняющих друг друга, но существуют трофические типизации озёр, базирующиеся на небольшом числе показателей или даже на одном (табл. 4), наиболее информативном, к которым, бесспорно, относится величина первичной продукции как мера интенсивности процесса новообразования органического вещества в водоёме – основы всей трофической пирамиды. Уровень биологической продуктивности озёр всегда связывается с вполне конкретными лимническими характеристиками того или иного трофического типа, а также с характером водосбора, особенностями гидрографической сети, притоком тепла и другими компонентами, объединёнными в единый комплекс как внутри водоёма, так и в системе «водосбор-озеро». Оценка уровня биологической продуктивности определяет не только положение водоёма в эволюционном ряду, но и характер структурно-функциональной организации экосистемы, т.е. специфику взаимосвязей слагающих её компонентов.

В настоящее время используются многие классификационные шкалы, которые построены на основе показателей, относящихся к различным компонентам водных экосистем (см. табл. 4). Основоположниками первой трофической типизации озёрных экосистем, как известно, являются Тинеманн и Науманн. Ими была предложена принятая впоследствии терминология деления озёр на олиготрофные, мезотрофные, эвтрофные. Позже появился термин – дистрофные озёра. Подчеркнув комплексность характеристики трофического типа озера, они убедительно показали, что уровень биологической продуктивности (трофия) тесно связан с абиотическими факторами среды, географическим положением водоёма и типом водосбора (субальпийский и альпийский). Характеристика трофического типа водоёма Тинеманном и Науманном строится на связи биологических показателей с абиотическими факторами среды – средней и максимальной глубинами, цветом воды, прозрачностью, гипolimниальным дефицитом O_2 , pH и др.

Некоторые показатели трофического статуса озёрных экосистем (по И.К.

Показатель	Автор классификации	Тр
		олиготрофный
$C_{орг}$, мг/л	Калинина, Румянцева, 1980	1;
Chl , мг/м ³	Винберг, 1983 Китаев, 1984	0,1 – 1 < 1,5 – 3
B_{300} , г/м ³	Китаев, 1984	< 0,5 – 1
$B_{фито}$, г/м ³	Михеева, 1969 Китаев, 1984	< 1,5 < 0,5 – 1
$B_{300}/B_{фито}$	Андроникова, 1991	> 4 : 1
Ch_{300} , 10 ⁵ /м ²	Blancher, 1984	1
Численность бактериопланктона, млн. кл./л	Сорокин, 1973 Романенко, 1975	<1 0,05 – 0,5
Индекс видового разнообразия на основе величин биомассы	Андроникова, 1991	4,0 – 2,6

Следующим этапом количественного определения трофического статуса озёр стали попытки, предпринятые во второй половине XX века, формализовать трофические шкалы, заполнив их непрерывным рядом величин. Таким образом появились разнообразные индексы трофического состояния (ИТС), наиболее распространёнными из которых можно назвать индексы Карлсона [Carlson, 1977], рассчитываемые по содержанию хлорофилла CHL, общего фосфора TR и прозрачности SD

$$\text{Log CHL} = -1,06 + 1,45 \text{ Log TR},$$

$$\text{Ln SD} = 2,04 - 0,68 \text{ Ln CHL}.$$

ИТС, предложенный В.В. Бульоном [1985], удачно сочетается с концентрациями хлорофилла по шкале трофности Г.Г.Винберга [1960].

$$\text{ИТС} = 40 + 20 \text{ Log CHL}.$$

Значения ИТС составляет < 40 в олиготрофных водах, 40–60 в мезотрофных и > 60 в эвтрофных при концентрации хлорофилла < 1, 1–10 и > 10 мкг/л.

Полуэмпирическая теория эвтрофирования водоёмов

К концу 50-х годов XX века сложилось общее мнение, что основным элементом, лимитирующим продуцирование водных фитоценозов, является фосфор. Гипотеза о лимитировании экосистем водных объектов CO₂ оказалась несостоятельной, хотя в лабораторных экспериментах этот эффект наблюдался. В то же время некоторыми исследователями было показано, что в локальных водных экосистемах азотное лимитирование в определенные периоды может преобладать. Было высказано предположение, что это в значительной мере связано со скоростью водообмена, поскольку скорость фиксации атмосферного азота гидробионтами относительно невелика; высокая концентрация фосфора в притоке обеспечивает постоянное пополнение запасов его доступных форм при высокой водообменности, в то время как доступность азота оказыва-

лась недостаточной. В основном такой эффект характерен для эстуариев и водохранилищ речного типа.

В результате определения доминирующей роли фосфора в формировании процесса антропогенного эвтрофирования была создана полуэмпирическая теория эвтрофирования водоёмов, позволившая связать развитие продукционных процессов в водных объектах с поступлением в них фосфора.

Сакамото [Sakamoto, 1966] описал эмпирическую взаимосвязь концентрации общего фосфора с хлорофиллом "а". Поскольку величина хлорофилла "а" весьма удовлетворительно характеризует интенсивность первичного продуцирования в водоёме [Винберг, 1960], нахождение такой взаимосвязи означало, что концентрация общего фосфора в воде озера (или другого водного объекта) может считаться показателем уровня трофии водоёма.

Другой общеизвестный показатель трофического состояния озера – концентрация кислорода в воде [Thienemann, 1928; Россомо, 1977] – оказалось труднее формализовано связать с внешними условиями, в частности с поступлением извне фосфора. Большую практическую важность при оценке последствий эвтрофирования озёр имеет проблема возникновения гипоксического дефицита кислорода. Первые расчёты относятся к 30-м годам прошлого века, однако и в последнее время его рассматривают как важнейшее последствие антропогенного воздействия на естественные водоёмы – ключ к прогнозированию не только качества озёрной воды, но и состояния всей экосистемы в целом. В 80-е годы прошлого века появились работы, освещающие рассматриваемый вопрос с различных позиций. Сделаны попытки установить корреляционную зависимость между дефицитом кислорода и фосфорной нагрузкой, проведён детальный анализ влияния гипоксии, продуктивности и свойств донных осадков на величину дефицита кислорода. При введении типологических индексов использованы соотношения величин продукции в эпилимнионе и дефицита кислорода в гипоксическом слое.

После принятия гипотезы о том, что концентрация общего фосфора в воде является показателем уровня трофии водоёма, оказалось возможным разработать методы расчета состояния водоёма при тех или иных внешних условиях, установить критические

уровни, определяющие смену трофического состояния. Признание получил метод Фолленвайдера [Vollenweider, 1968], в соответствии с которым легко определить трофический уровень водоёма, зная величину поступления в него фосфора (фосфорную нагрузку). Впоследствии был разработан ряд связей, которые позволили проследить уже всю цепочку – от показателей хозяйственной деятельности до уровня трофии водоёмов. В целом можно говорить, что была создана полуэмпирическая теория эвтрофирования водоёмов, включающая несколько допущений и расчётный аппарат, многократно уточняющийся. В основном множество зависимостей между хлорофиллом «а» и фосфорной нагрузкой или общим фосфором и фосфорной нагрузкой на озеро и его морфометрическими характеристиками имеет региональный характер, коэффициенты, входящие в них определяются опытным путем на основе натурных наблюдений на конкретных озерах. Однако структура этих эмпирических зависимостей представляет интерес при создании аналогичных уравнений на изучаемых водоёмах. Двенадцать типов связей и эмпирических уравнений для различных регионов Земли приводится в работе «Эволюция круговорота фосфора и эвтрофирование природных вод», [1988].

Сложилось два методических подхода, позволяющих связывать количество фосфора, поступающего в озеро, с концентрацией фосфора в нем. Первый подход основан на представлении о нагрузке озера фосфором, т.е. его количестве, поступающем за единицу времени (обычно год) на единицу его площади; при втором подходе исходной величиной для расчётов является средняя годовая концентрация фосфора в воде, поступающей в озеро.

Первый подход получил широкое распространение в работах, относящихся к большим и малым озёрам США, Канады, Западной и Восточной Европы. Исходной работой в этом ряду была статья Р. Фолленвайдера [Vollenweider, 1968], а затем широкое применение получила формула, предложенная Диллоном и Риглером [Dillon, Rigler, 1975] и представляющая собой модификацию формулы Фолленвайдера. Формула Фолленвайдера [Vollenweider, 1968] связывает количество поступающих в водоём биогенных веществ, объём вод озера и годовой сток из озера:

$$d \frac{P}{dt} = \frac{I_{pt} + I_{pp} + I_{pw}}{V} - s[P] - r[P],$$

где P – количество поступающего в водоём фосфора; I_{pt} – количество фосфора, поступающего в водоём с водосбора; I_{pp} – количество фосфора, поступающего в водоём с осадками; I_{pw} – количество фосфора антропогенного происхождения; V – объём озера; s – скорость осаждения; $r = Q/V$, Q – годовой сток из озера.

Формула Диллона и Риглера

$$P = \frac{L(1 - R)}{z \cdot \rho}$$

где P – концентрация фосфора в озере, г/м³; L – фосфорная нагрузка на озеро, г/м³; z – средняя глубина озера, м; ρ – коэффициент условного водообмена, год⁻¹; R – коэффициент удержания фосфора, рассчитываемый по эмпирической формуле:

$$R = 0,426 \exp(-0,271q) + 0,574 \exp(-0,00949q),$$

где q – водная нагрузка – количество воды, поступающее на единицу площади озера за год. Выяснилось, что эта формула применима для небольших проточных озёр, а для больших озёр с замедленным водообменом более достоверные результаты даёт одна из эмпирических формул, предложенных Островским (Ostrosky, 1978):

$$R = 24/(30 + q).$$

Впервые количественная оценка соотношения между био-генной нагрузкой и трофическим уровнем водоёма была сделана Фолленвайдером в 1968 г. Им была разработана диаграмма, смысл которой состоял в регламентации граничных уровней нагрузки между олиготрофными и эвтрофными озерами. Величина самой нагрузки q рассчитывалась как отношение суммы поступлений фосфора (или азота) за год к площади зеркала водоёма [г Р / (м² · год)].

В сборнике «Элементы круговорота фосфора в водоёмах» [1987] приводятся информативные графики. Озёра сходных трофических состояний расположились в общих областях графика с

логарифмическими осями: вертикальной осью – фосфорной нагрузкой и горизонтальной осью – средней глубиной водоёма (как меры объёма) (рис.11, а).

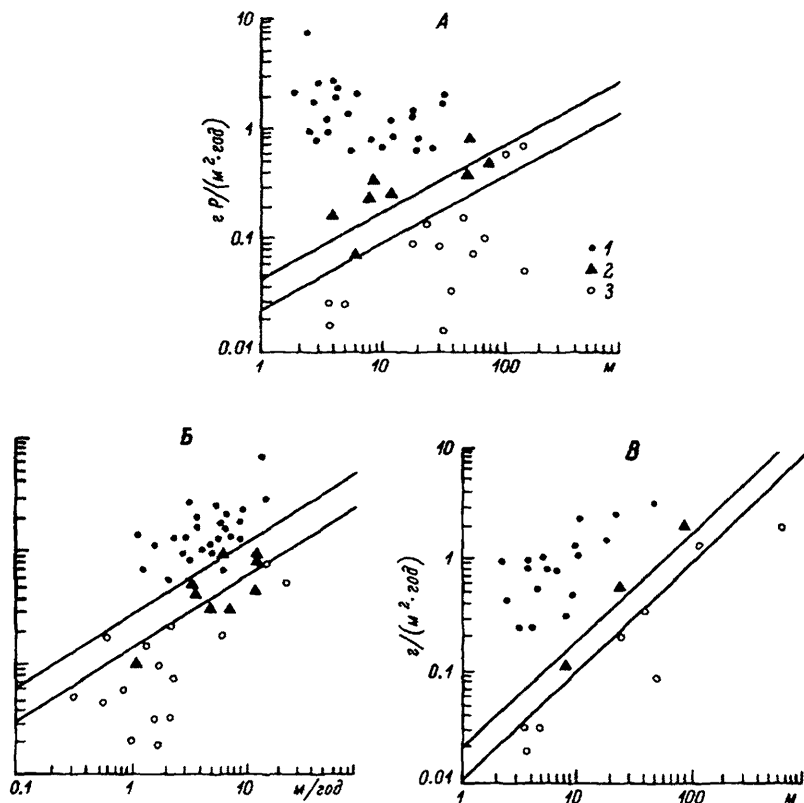


Рис. 11. Положение озёр на диаграмме связи
1 – эвтрофные озера, 2 – мезотрофные озера, 3 – олиготрофные озера. По оси ординат – L- фосфорная нагрузка; по оси абсцисс – средняя глубина(А,В), водная нагрузка(Б).

По этой диаграмме озера были сгруппированы в три стандартных трофических уровня (олиготрофные, мезотрофные и эвтрофные). Нижняя линия, “допустимая”, означает уровень нагрузки, которую данный водоём может выдержать, сохранив олиго-

трофный статус. Верхняя граничная линия, «избыточная», определяет уровень нагрузки, при повышении которого водоёму угрожает опасность стать эвтрофным.

Эта чрезвычайно простая диаграмма Фолленвайдера сразу дала возможность сделать заслуживающие доверия оценки трофического состояния озёр, позволившие разработать мероприятия по улучшению качества их воды путем снижения фосфорной нагрузки.

Исследования, проведённые в последние годы, показали, что величина критической концентрации общего фосфора (20 мкг/л), введённая Фолленвайдером на основе исследований Сойера, применительно к крупным холодноводным озёрам с замедленным водообменом, таким, как Великие американские озера, должна быть увеличена до 25 мкг/л [Элементы круговорота фосфора в водоёмах, 1987].

Большинство озёр умеренной климатической зоны – димиктические, т.е. характеризуются полным перемешиванием вод по вертикали дважды в год при достижении температуры воды 4 °С – температуры наибольшей плотности. Процесс свободной конвекции приводит к тому, что весь фосфор, поступающий с водосбора за год, более или менее равномерно распределяется по всей водной толще, определяя среднегодовую концентрацию фосфора. Принципиально критерий перехода водоёма к эвтрофному состоянию может рассматриваться как функция средней глубины и времени водообмена. При этом принимается допущение о полном перемешивании водоёма, равенстве концентрации фосфора в стоке и в воде озера, эквивалентности водных притока и стока, независимости фосфорной нагрузки от поступлений Р из донных отложений и пропорциональности седиментации Р его содержанию в озёрной воде. Поэтому объёмная нагрузка представляется не менее показательным критерием при оценке трофического уровня озёр, чем общепринятая q . Для учёта широкого спектра озёр был построен график соотношения коэффициента условного водообмена (отношение объёма годового притока к объёму озера) к объёмной нагрузке (рис. 12) [Гусаков, 1987].

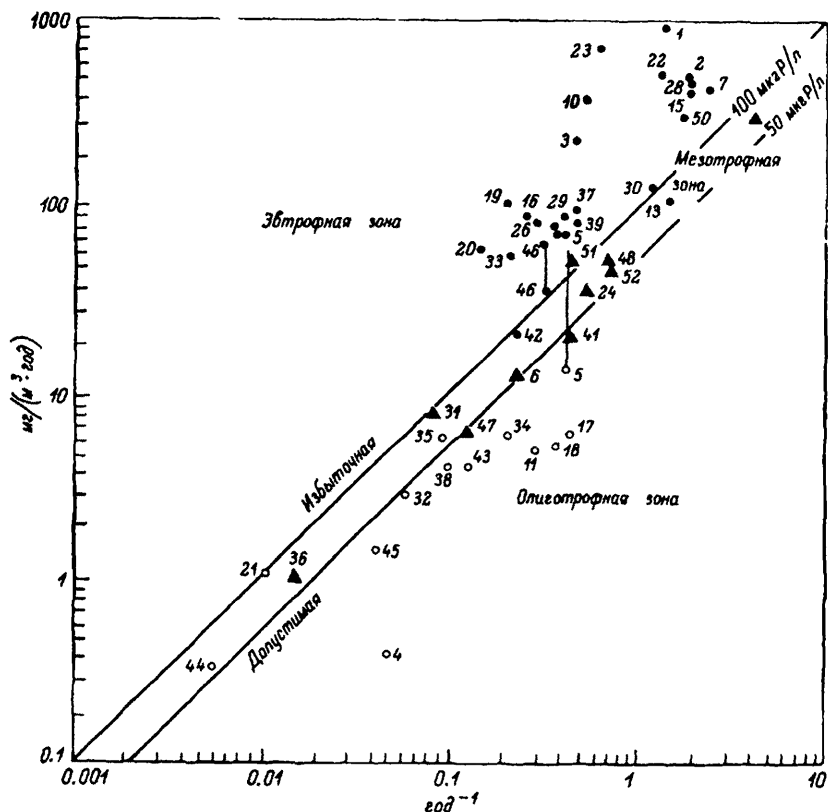


Рис. 12. Положение озер на диаграмме связи.

Названия озер: 1 - Айслес, 2 - Блекхок, 3 - Брауни, 4 - Вальдо, 5 - Вашингтон, 6 - Вейр, 7 - Вингра, 8 - Вирджиния, 9 - Джордж, 10 - Дач Холлоу, 11 - Догфиш, 12 - Камелот, 13 - Канадараго, 14 - Кейюга, 15 - Кокс Холлоу, 16 - Кэлхаун, 17 - Лэмб, 18 - Мснде, 19 - Мендота, 20 - Миннетонка, 21 - Мичиган, 22 - Рэдстоун, 23 - Салли, 24 - Саммамиш, 25 - Стюарт, 26 - Седар, 27 - Тахо, 28 - Таин Вали, 29 - Хэрриэт, 30 - Шагава, 31 - Ладожское, 32 - Онежское, 33 - Бальдегское, 34 - Боденское, 35 - Венери, 36 - Веттерн, 37 - Грейфензе, 38 - Женевское, 39 - Меларен, 40 - Пфефикеридзе, 41 - Тулерзе, 42 - Хальвильское, 43 - Эгеризе, 44 - Верхнее, 45 - Гурон, 46 - Эри, 47 - Онтарио, 48 - Белое, 49 - Ильмень, 50 - Псковское, 51 - Чудское, 53 - Пуннус (Красное).

По оси ординат - фосфорная нагрузка; по оси абсцисс - коэффициент условного водообмена.

На рис. 12 нанесены характеристики 52 озёр умеренной климатической зоны, включая европейские озёра, озёра Канады, США и России, трофический статус которых известен. Некоторые озера совпадают по своим характеристикам, поэтому показаны одной точкой. Эвтрофные озёра достаточно строго отделяются граничной линией со значением 100 мг Р/ м^3 , граница между мезотрофными и олиготрофными определяется линией со значением 50 мг Р/ м^3 .

Критическая (предельная) сумма поступлений фосфора в водоем(т/год), при превышении которой озеро может перейти в эвтрофную стадию, определяется величиной критической концентрации (100 мг/л) фосфора в суммарном притоке и объёмом годового притока $Q_{\text{пр}} \text{ км}^3$,

$$\Sigma P_{\text{кр}} = 100 Q_{\text{пр}}.$$

Соответственно допустимым, при котором озеро будет сохранять свой олиготрофный статус, можно полагать уровень поступлений

$$\Sigma P_{\text{доп}} = 50 Q_{\text{пр}}.$$

При использовании такой расчётной формулы появляется возможность учесть водность года, т.е. изменение объёма общего притока от года к году или в разные периоды водности.

При естественном состоянии водосборного бассейна годовая сумма поступления фосфора в озеро пропорциональна объёму водного притока, а средняя концентрация фосфора в притоке при этом практически постоянна. Следовательно, на постоянном уровне находится и концентрация фосфора в озёрной воде, по крайней мере, в течение длительного периода.

При антропогенном воздействии положение меняется кардинально. Появляется ряд источников значительного поступления фосфора в водоём, интенсивность которых не зависит от водности года, причём для озёр с развитой хозяйственной деятельностью на водосборе антропогенные источники составляют основную долю общего поступления фосфора. В маловодные годы или периоды, резком снижении объёма водного притока критическая величина концентрации фосфора в притоке (100 мг/л) может быть превышена. Поэтому критическую сумму поступлений фосфора в водо-

ём необходимо оценивать, исходя из объёма водного притока в маловодные годы или в средний за маловодный период в целом год. Разумеется, по величине объёма притока критический уровень поступлений фосфора, рассчитанный для среднего по водности года, как это показано выше, устанавливается на более высоком уровне, но такая сумма поступлений в маловодный период окажется для водоёма избыточной и приведёт к его быстрому эвтрофированию.

Исследованию связи между трофическим статусом озера и поступлением фосфора в озеро посвящена работа О. Сазера [Saether, 1979], где показано, что на трофический статус озера влияет, помимо фосфорной нагрузки, и глубина озера. Автор установил зависимость трофического уровня озера от средней глубины (рис. 13). На вертикальной оси греческими буквами отмечен трофический статус озера, более высокий уровень трофности озера соответствует возрастанию букв по алфавиту. На горизонтальной оси на верхнем рисунке обозначено суммарное поступление фосфора, нормированное на среднюю глубину; на горизонтальной оси на нижнем рисунке обозначено содержанием хлорофилла в озёрной воде, нормированного на среднюю глубину. Связь не линейная, на первых стадиях поступления фосфора от 0 до 4 мг 'л 'м ' степень трофности озёр резко увеличивается. При дальнейшем возрастании поступления фосфора степень трофности озёр увеличивается незначительно. Так, при низком поступлении фосфора оз. Верхнее олиготрофно, тогда как увеличение этой величины более чем в 6 раз указывает на эвтрофность оз. Эри. Аналогичные выводы можно сделать о зависимости трофического статуса озёр от содержания хлорофилла в озёрной воде, нормированного на среднюю глубину.

Современные подходы к оценке критических нагрузок на водоёмы рассматриваются в работе Л. Хакансона[2001].

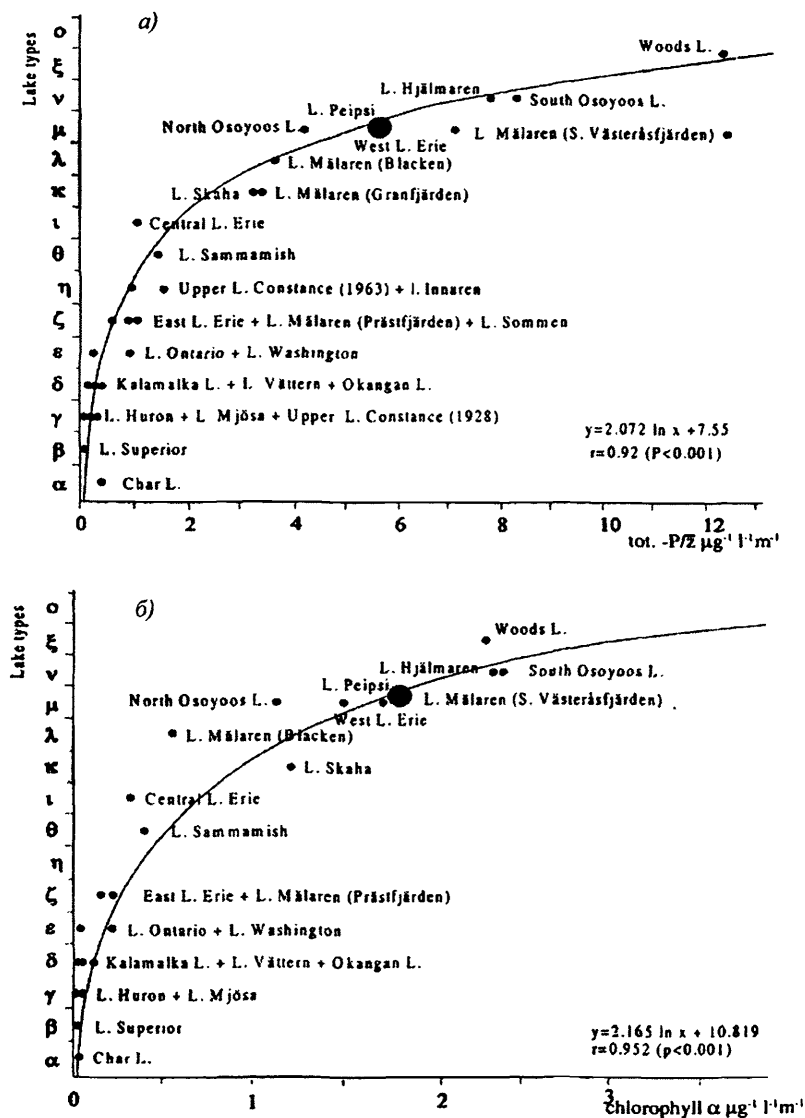


Рис. 13. Связь между трофическим статусом озера и суммарным поступлением фосфора (а) и содержанием хлорофилла в озёрной воде (б), нормированных на среднюю глубину (по O.A. Saether, 1979).

Влияние антропогенной перестройки водных экосистем на человека и его деятельность

Водные экосистемы в процессе антропогенного эвтрофирования претерпевают весьма существенные изменения, которые в какой-то степени должны затрагивать и интересы человека. Выделяется четыре направления непосредственного влияния антропогенной перестройки водных экосистем на человека и его деятельность [Эволюция круговорота фосфора и эвтрофирование..., 1988]:

- воздействие на самого человека (санитарно-гигиенический аспект),
- воздействие на сельскохозяйственных и диких животных,
- изменения рыбопродуктивности внутренних водоёмов,
- дополнительные водохозяйственные инженерно-технические мероприятия.

Воздействие на человека выражается в том, что на поздних стадиях антропогенного эвтрофирования озёр, лиманов и водохранилищ при "цветении" воды были обнаружены токсины. Этой проблеме посвящена обширная литература, берущая начало от немецких медицинских исследований 20-х годов XX века. Была подробно описана болезнь, получившая название гаффская (от немецкого das Haff- лиман), которая вызывалась токсинами. Появление в воде совпадало с периодами «цветения» воды. Эта болезнь у людей обычно связана с употреблением в пищу планктоноядных рыб, накапливающих токсины в своих тканях.

«Цветение» воды имеет и косвенный эффект, поскольку при массовом развитии водорослей увеличивается рН воды и растёт содержание органических веществ в растворённой, коллоидной и взвешенной формах. Подщелачивание воды и накопление в воде органического вещества создают благоприятные условия для развития патогенной микрофлоры. С этим связывают мелкоочаговые вспышки заболеваний холерой Эль-Тор в 1970–1971 гг., охвативших 35 стран. Отмечалось, что во многих случаях вспышки холеры Эль-Тор были приурочены к озёрным районам, приморским городам или к участкам рек с замедленным водообменом, и это происходило в наиболее теплые месяцы в периоды «цветения воды». Из-

вестно, что холерный эмбрион сохраняется в эвтрофных слабопроточных водоёмах особенно долго. Экспериментально доказано, что при добавлении в воду биогенных веществ выживаемость холерного эмбриона существенно возрастает. Таким образом, антропогенное эвтрофирование вод суши не только ухудшает общее состояние экосистемы водного объекта, но и представляет на определённых стадиях развития процесса опасность для человека.

Животные часто бывают вынуждены пользоваться водой “цветущих” водоёмов. Число известных случаев массовой гибели животных от этой причины значительно превосходит известные случаи заболеваний людей. Были описаны случаи массовой гибели крупного рогатого скота как в Азии, Австралии, так и в Европе и Америке. Известны случаи гибели диких животных.

Очевидный рост продуктивности водных сообществ определяет и увеличение рыбопродуктивности озёр. Попытка установить значения годового выхода рыбной продукции для озёр различного уровня трофии показала, что для олиготрофных они составляют 33, для мезотрофных – 55, для эвтрофных – 70 кг/га. Однако увеличение рыбопродуктивности озёр в процессе их антропогенного эвтрофирования – явление эфемерное, поскольку в результате развития дефицита кислорода на определённом этапе развития процесса начинаются систематические заморы, которые причиняют рыбному хозяйству существенный урон. Антропогенное эвтрофирование водных объектов влечёт за собой перестройку видового состава ихтиоценоза. На ранних стадиях эвтрофирования из водного сообщества выпадают лососевые и сиговые рыбы, а в дальнейшем исчезает судак. Этот процесс характерен главным образом для водоёмов Европы и Северной Америки в течение последних десятилетий XX века. Изменение видового состава происходит уже на ранних стадиях эвтрофирования. Снижение же рыбопродуктивности связано, как правило, с эвтрофным и гипертрофным состоянием водоёмов, когда появляется дефицит кислорода.

Антропогенное эвтрофирование водных объектов влечёт за собой нарушение нормального ритма работы водопроводов и водоочистных сооружений, оказывая существенное воздействие на экономику питьевого и технического водоснабжения. Увеличение биомассы фитопланктона в используемой воде удорожает очистку воды, не гарантируя при этом полного освобождения её от клеток водорослей и

их метаболитов. В период «цветения» воды в зависимости от видового состава удаётся удалить от 11 до 71 % водорослей. При «цветении» воды наносится также урон техническому водоснабжению. Когда концентрация взвесей заметно возрастает, на стенках трубок теплообменных устройств оседает до 3–6 т вещества в сутки.

Таким образом, развитие антропогенного эвтрофирования природных вод наносит серьёзный социально-экономический ущерб, в котором затраты на дополнительные локальные водоохозяйственные инженерно-технические мероприятия не являются определяющими, хотя и достаточно хорошо поддаются количественной оценке. Основное же внимание следует сосредоточить на обеспечении качественных показателей природных вод, определяющих здоровье людей, животных и перспективы рыбопродуктивности водоёмов суши.

Основные принципы и стратегия восстановления экосистем малых озёр

Необратимые изменения окружающей природной среды вызваны возрастанием использования пахотных земель, накоплением токсикантов в среде. В этих условиях необходим новый подход к отношениям со средой, требующий выработки новых технологий и восстановления нарушенных экосистем. Для восстановления эвтрофированных в результате антропогенной деятельности водоёмов необходимо перманентное антропогенное вмешательство в биогеохимические процессы.

Антропогенные экосистемы характеризуются слабыми, неустойчивыми связями, характерными для ранних стадий сукцессии; они отличаются пониженной устойчивостью. Влияя на поток веществ и энергии в природных экосистемах, человек может ускорять сукцессионные процессы.

Экосистемы могут как уничтожаться под воздействием прогрессирующего влияния антропогенных или природных стрессоров (изъятия ресурсов, загрязнения, физического разрушения среды, интродукции посторонних видов, экстремальных климатических ситуаций), так и восстанавливаться после стрессового состояния, принимая, однако, отличное от предыдущего состояние.

Поскольку в экосистемах, подверженных антропогенному воздействию, восстановительные процессы происходят при продолжающемся антропогенном прессе, особенности последнего определяют конечное состояние экосистемы. Они, в частности, зависят от доминирования интересов тех или иных социальных институтов (правовых, экономических, административных). В конечном итоге схемы восстановления нарушенных экосистем попадают под контроль общественности; выбор и активное проведение в жизнь схем, обеспечивающих интенсивное восстановление, являются оптимальной политикой как с природоохранной, так и с социальной точки зрения. Одним из главных тезисов при рациональном водопользовании следует принять следующий: профилактика эвтрофирования более целесообразна, чем его лечение.

В основу научной концепции восстановления озёрных экосистем должны быть положены следующие основные принципы [Прыткова, 2002].

1. Озеро является элементом окружающей его природной среды, измененной в той или иной степени хозяйственной деятельностью.

Озеро замыкает природную систему «водосбор – озеро» и получает с водосборного бассейна с поверхностным и подземным стоком взвешенные, биогенные и загрязняющие вещества. Связь озера с водосбором проявляется через все виды балансов (водного, седиментационного, солевого). Для малых озёр поверхностный сток чаще всего является главной составляющей приходной части водного и фосфорного балансов. Его величина, кроме климатических факторов, в значительной степени зависит от характера водосборного бассейна – рельефа, степени распаханности, залесённости, заболоченности, озёрности, грунтов и т.д. Например, «цветение» воды в озере или интенсивное зарастание озёр высшей водной растительностью является следствием антропогенного эвтрофирования озёр. Тогда как причиной является поступление в озеро избыточного количества биогенных веществ. Поэтому прежде всего следует ограничить (или совсем прекратить) поступление биогенных элементов в озеро и лишь после этого осуществлять восстановительные мероприятия в самом озере. Особое значение при восстановлении озёрных экосистем следует придавать водоохранным мероприятиям на водосборном бассейне, осуществление которых является необходимым условием для выполнения мероприятий в самом озере и для

усиления эффективности последних. Восстановление озёрной экосистемы должно быть направлено на устранение причины её нарушения взамен борьбе с последствиями нарушения.

2. Состояние озёрной экосистемы, как современное, так и предшествующее антропогенному воздействию, независимо от вида хозяйственного использования озера характеризуется ее трофическим статусом.

Состояние озерной экосистемы нельзя оценивать только по гидрохимическим показателям и их предельно допустимым концентрациям (ПДК). Необходимо использовать комплексный принцип, основанный на понятии трофического статуса, связанного с содержанием биогенных элементов (фосфора) в озёрной воде и свойствах воды, видовом разнообразии гидробионтов и их количественных показателях.

3. Начальное (естественное) состояние озера характеризует его природный потенциал.

Природный потенциал озера – биогенная нагрузка на озеро при естественном состоянии водосборного бассейна позволяет оценить общий вклад антропогенных факторов в современную биогенную нагрузку на озеро. Например, для Лемболовского озера на Карельском перешейке и оз.Рудушского на Латгальской возвышенности 77,4 и 23,7 % современной биогенной нагрузки имеют антропогенный характер. Поэтому первое озеро по сравнению со вторым находится в более тяжелом экологическом состоянии и характеризуется интенсивным зарастанием его отдельных частей, большим содержанием биогенных элементов в донных отложениях, “цветением” воды в летний период и заморами рыбы зимой. Природный потенциал озера может быть установлен на основе палеоэкологического анализа колонок отложений или путем реконструкции водного и биогенного балансов при естественном состоянии водосбора.

4. Озёрную экосистему необходимо восстанавливать в целом как единство абиотических и биотических компонентов.

Восстановление озерной экосистемы должно осуществляться как с восстановления морфометрических характеристик (формы котловины, распределения глубин, береговой линии), гидрохимии водоёма, так и с возможного искусственного вселения ранее существовавших видов, если не происходит стихийного восстановления ненарушенной биотической части озера.

5. Необходимым условием функционирования озёрной экосистемы после её восстановления является сбалансированность, устойчивость экосистемы.

Экосистема должна активно сохранять свою структуру и характер функционирования при изменяющихся условиях среды. Количественным показателем устойчивости экосистемы может быть соотношение между годовыми значениями первичной продукции и деструкции органического вещества в водоёме, зависящее от климатических, гидродинамических факторов и биологической нагрузки на водоём. Состояние сбалансированности озёрной экосистемы соответствует равенству продукции и деструкции органического вещества в водоёме.

Стратегия восстановления озёрной экосистемы должна основываться на понимании факторов и процессов, регулирующих состав, структуру и динамику озёрных сообществ. Успех восстановительных мероприятий зависит в значительной степени от организации и выполнения подготовительных работ. Во-первых, необходимо выполнить мониторинг озёра и его водосбора в предпроектный период, во время осуществления восстановительных мероприятий и после их осуществления. Мониторинг озера и его водосбора является наиболее важной частью предпроектных работ, так как обеспечивает проект необходимыми данными о современном состоянии водоёма, о внутриэкосистемных связях. На этом первом этапе необходимо выявление озёр-аналогов для установления взаимосвязей между отдельными характеристиками водосборного бассейна, между компонентами водной среды, параметрами гидрологического режима. Обобщение морфометрических характеристик по озёрам природного района особенно важно, если проектируется углубление или изменение уровня воды в восстанавливаемом озере, то же относится к обобщению других характеристик по озёрам, в том числе и гидрологических. Кроме того, ненарушенные озёра-аналоги могут являться эталоном для восстанавливаемого озера.

Продолжительность мониторинга в предпроектный период составляет не менее 2–3 лет, охватывающих годы разной водности [Прыткова, 2002]. Целью мониторинга в период осуществления восстановительных мероприятий и после их окончания является отслеживание изменений в экосистеме озера по гидрологическим, гидрохимическим и гидробиологическим показателям.

Второй этап – это моделирование озёрной экосистемы, основанное на использовании полученных в результате мониторинга данных об озере и его водосборе. Этот этап наиболее сложен, так как требует установления не только качественных взаимосвязей, но и количественных выражений, необходимых для математического описания всей экосистемы. В настоящее время существуют лишь немногочисленное количество упрощенных моделей несложных экосистем. Можно указать на работу Л. Хакансона и Р. Петерса[1995] «Прогностическая лимнология», где представлен ряд моделей экосистем озёр. Поэтому на практике чаще всего используются эмпирические связи между биотическими и абиотическими элементами экосистемы.

На основе имеющихся моделей или эмпирических связей следует разработать на третьем этапе прогноз развития экосистемы озера на ближайшие 3–5 лет, по крайней мере, в двух вариантах: при сохранении антропогенного воздействия на озеро и после осуществления восстановительных мероприятий. Экологический прогноз является составной частью экологического проекта, который содержит научное обоснование необходимости восстановления озёрной экосистемы с учётом её значимости для окружающей среды и в производстве общественно полезного продукта.

Меры по деэвтрофированию и оздоровлению водоёмов

Выбор методов восстановления озёрных экосистем основан на оценке их экологической эффективности, количественным показателем которой может являться изменение (уменьшение) содержания биогенных или загрязняющих веществ в воде притоков, в озёрной воде (или нагрузки на озеро) по сравнению с их начальными (до производства восстановительных работ) значениями. Эффективность мероприятий выражается в единицах измерения концентрации, нагрузки, в долях единицы или процентах. В случае осуществления нескольких мероприятий их общая экологическая эффективность может быть выражена в следующем виде :

$$1 - \zeta_0 = (1 - \zeta_1) \cdot (1 - \zeta_2) \cdot \dots \cdot (1 - \zeta_n),$$

где ζ_0 – общая эффективность; $\zeta_1, \zeta_2, \dots, \zeta_n$ – эффективность отдельных мероприятий.

Нередко в литературе приводится лишь качественная оценка того или иного мероприятия в виде «состояние улучшилось» или «слабое улучшение». Однако количественный расчет эффективности может дать сомнительный результат и его необходимо проводить с осторожностью, поскольку, например, эффективность очистки сточных вод зависит не только от способов очистки, но и от их состава, температуры и pH.

Как оздоравливать и деэвтрофировать эвтрофные водоёмы, т.е. водоёмы, где критические уровни нагрузок превышены и проявляется процесс глубокого нарушения водных экосистем? Опубликованные материалы свидетельствуют, что в конце XX века в мировой практике удалось оздоровить, снять или ослабить негативные последствия антропогенного эвтрофирования более чем на 700 водоёмов, преимущественно небольших озёр или прудов с площадью акватории, не превышающей несколько сот гектаров. В числе использованных методов были:

- прекращение сброса сточных вод и отвод их за пределы акватории;
- прекращение сброса фосфора за счёт законодательного ограничения его использования (например, в составе моющих средств), удаление фосфора из сточных вод, а также последующего связывания и осаждения его в водоёмах;
- использование искусственной аэрации воды с помощью воздуха или кислорода для усиления окислительной минерализации органического вещества;
- использование химических средств (альгицидов, коагулянтов) для подавления жизнедеятельности водорослей и осветления воды;
- сброс обогащенного питательными веществами гипolimниона озёр;
- строительство буферных водоёмов, задерживающих поступление биогенных элементов в важнейшие водоёмы;
- сброс и удаление скоплений водорослей и других растений с последующим их использованием или уничтожением.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В настоящее время накоплен богатый опыт в изучении крупных озёр. Установлены основные морфометрические и лимноэкологические характеристики крупнейших водоёмов мира. Однако изученность большинства средних и малых озёр планеты пока недостаточна. В то же время выявление региональных особенностей озёр, число которых на Земле составляет несколько миллионов, очень трудоёмко, поэтому требуется развитие новых подходов с использованием дистанционных методов и статистической обработки имеющихся данных.

Как установлено в настоящее время, ландшафтные и морфометрические характеристики озёр в определенной мере предопределяют экологические особенности водоемов, их современный трофический статус. Например, зная площадь, максимальную и среднюю глубины, можно моделировать форму котловины озера. На основе топографической карты – определить длину и изрезанность береговой линии, озерность территории, уклоны и расчлененность рельефа и ряд других физико-географических параметров и их соотношений.

Новые достижения науки и техники применительно к изучению озёр позволяют перейти от непосредственных измерений и наблюдений на водоёмах к дистанционному зондированию и определению различных параметров водной среды с использованием аэрокосмических методов. Аэрокосмические методы позволяют определить глубину, прозрачность, температуру поверхности водоема, содержание хлорофилла в воде, поверхностные загрязнения и ряд других параметров, характеризующих состояние озёр в различные сезоны года.

Следовательно, зная современные морфометрические характеристики озёр, можно дать прогнозные оценки их трофического статуса и качества воды. Определение зависимостей между разными морфометрическими характеристиками озёр позволяет установить их корреляцию с экологическим состоянием водных экосистем, расширить масштабы геоэкологической оценки недостаточно изученных водоемов по их морфометрическим параметрам.

ЛИТЕРАТУРА

1. *Алекин О.А.* Основы гидрохимии. – Л.: Гидрометеиздат, 1970. 444 с.
2. *Алимов А.Ф.* Введение в продукционную гидробиологию. Л.: Гидрометеиздат, 1989.
3. *Андронникова И.Н.* Классификация озёр по уровню биологической продуктивности. Отв. ред. Н.П.Смирнова. / Теоретические вопросы классификации озёр. – СПб., 1993, с. 127–134.
4. *Антропогенное воздействие на малые озера.* Отв. ред. И.С. Коплан-Дикс, Е.А.Стравинская. Л.: Наука, 1980. – 174 с.
5. *Антропогенное эвтрофирование Ладожского озера.* Отв. ред. Н.П.Смирнова. Л.: Наука, 1982. – 304 с.
6. *Арманд Д.Л.* Наука о ландшафте. – М., 1975. 288 с.
7. *Баранов И.В.* Лимнологические типы озёр СССР. – Л.: Гидрометеиздат, 1961. – 276 с.
8. *Берг Л.С.* Климат и жизнь. – М.: ОГИЗ, 1947. – 356 с.
9. *Богословский Б.Б.* Озероведение. – М.: Изд.МГУ, 1960. – 335 с.
10. *Бульон В. В.* Закономерности первичной продукции в лимнических экосистемах. – СПб.: Наука, 1994.
11. *Буторин Н.В.* Гидрологические процессы и динамика водных масс в водохранилищах Волжского каскада. – Л.: Наука, 1969. – 322 с.
12. *Верецагин Г.Ю.* Методы морфологической характеристики озёр // Тр. Олонечкой науч. экспедиции. – Л., 1930. Ч. 2. Вып. 1. 116 с.
13. *Винберг Г.Г.* Первичная продукция водоемов. – Минск: Изд. АН БССР, 1960. – 329 с.
14. *Винберг Г.Г.* Биологическая продуктивность водоемов // Экология, 1983, № 3, с. 3–12.
15. *Гусаков Б.Л.* Критическая концентрация фосфора в озёрном притоке и её связь с трофическим уронем водоёма. – В кн. *Элементы круговорота фосфора в водоёмах.* Под ред.Н.А.Петровой и Б.Л.Гутельмахера. – Л.: Наука, 1987. 104 с.
16. *Догановский А.М., Малинин В.Н.* Гидросфера Земли. СПб.: Гидрометеиздат, 2004. – 631 с. 47
17. *Домрачев П.Ф.* К вопросу о классификации озёр Северо-Западного края // Изв. Российского гидрологического ин-та, 1922, № 4.
18. *Драбкова В.Г., Сорокин И.Н.* Озеро и его водосбор единая природная система. – Л.: Наука, 1979. – 195 с.
19. *Драбкова В.Г.* Эволюция озёр под влиянием развития их экосистем. – В кн.: История озёр СССР. – Л.: Наука, 1986, с. 27–33.
20. *Захаренков И.С.* О лимнологической классификации озёр Белоруссии. Биологические основы рыбного хозяйства на внутренних водоемах Прибалтики // Тр. X науч. конф. по внутренним водоемам Прибалтики. Минск: Наука и техника, 1964.

21. *Калесник С.В.* О некоторых важных задачах современного озераведения // Водные ресурсы, 1973, № 1, с.36-42.
22. *Китаев С.П.* Экологические основы биопродуктивности озер разных природных зон. - М.: Наука, 1984. - 207 с.
23. *Николаев И.И.* Водный режим озер как фактор их биологической продуктивности (на примере больших озер Северо-Запада СССР) // Водные ресурсы, 1976, № 4, 114-122.
24. *Одум Ю.* Основы экологии. - М.: Мир, 1975. - 740 с.
25. *Минеева Н.М.* Растительные пигменты в воде волжских водохранилищ. М.: Наука, 2004. 156 с.
26. *Пиотрович В.В.* Образование и стаивание льда на озерах-водохранилищах и расчет сроков ледостава и очищения. - М., 1958. - 192 с.
27. *Покровская Т.Н., Миронова Н.Я., Шилькрот Г.С.* Макрофитные озера и эвтрофирование. М.: Наука, 1983. 152 с.
28. *Прыткова М.Я.* Научные основы и методы восстановления озёрных экосистем при разных видах антропогенного воздействия. - СПб.:Наука.2002. 148 с.
29. *Романов В.П.* Применение морфометрических показателей в целях определения природного потенциала водоемов и прогнозирование их состояния /Антропогенные изменения экосистем малых озер (причины, последствия, возможность управления): Мат. Всесоюз. совещания. Кн. 1. - СПб.: Гидрометеиздат, 1991, с. 118-121.
30. *Россолимо Л.Л.* Основы типизации озер и лимнологического районирования. /В сб. Накопление вещества в озерах. М.: Наука, 1964, с. 5-46.
31. *Россолимо Л.Л.* Озерное накопление органического вещества и возможности его типизации. / Типология озерного накопления органического вещества. - М.: Наука, 1976, с. 3-10.
32. *Россолимо Л. Л.* Изменение лимнических экосистем под воздействием антропогенного фактора. М.: Наука, 1977. - 144 с.
33. *Сорокин И.Н.* Внешний водообмен озер СССР. Л.: Наука, 1988. - 141 с.
34. *Тамошайтис Ю.С., Бружайте Н.К., Василяускене.* О влиянии морфологии озерных котловин на изменение морфологических показателей и развитие озер // Накопление веществ в малых озерах юго-восточной Литвы. Вильнюс: 1975. С. 103 – 126.
35. Теоретические вопросы классификации озер. Ред. Н.П. Смирнова– СПб., 1993. - 184 с.
36. *Трифорова И. С.* Экология и сукцессия озерного фитопланктона. - Л.: Наука, 1990. - 182 с.
37. *Хатчинсон Д.* Лимнология. - М.: Прогресс, 1969. 592 с.
38. *Хендерсон-Селлерс Б, Маркленд Х.* Умирающие озёра. - Л.: Гидрометеиздат, 1990. - 280 с.
39. *Хрисанов И.И., Осипов Г.К.* Управление эвтрофированием водоёмов. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. - 278 с.
40. *Эволюция круговорота фосфора и эвтрофирование природных вод.* Отв. ред. К.Я. Кондратьев, И.С. Коплан-Дикс. Л.: Наука, 1988. - 204 с.

41. Эдельштейн К.К. Водохранилища России: экологические проблемы, пути их решения. М.:ГЕОС, 1998. - 277 с.
42. Элементы круговорота фосфора в водоёмах. Под ред.Н.А.Петровой и Б.Л.Гутельмахера. Л.: Наука, 1987. - 104 с.
43. Якушко О.Ф. Белорусское поозерье. - Минск, Вышэйшая школа, 1975. 335с.
44. Якушко О.Ф. Озероведение. География озер Белоруссии. Минск: Высшая школа, 1981. - 224 с.
45. Carlson R.E. A trophic state index for lakes. // *Limnology & Oceanography*, Vol.22, № 2, 1977. p.361-369.
46. Demers E., Kalff J. A simple model for predicting the date of spring stratification in temperate and subtropical lakes. *Limnol. Oceanogr.* 38(5), 1993, p.1077-1081.
47. Dillon P.J., Rigler F.H. A simple method for predicting the capacity of the lake for development based on the trophic status// *J.Fish.Res.Board Canada*. 1975.Vol.32. № 9. p.1519-1531.
48. Hakanson L. A Manual of Lake Morphometry. – Springer-Verlag. 1981. 80 p.
49. Hakanson L., Peters R. Predictive Limnology. SPS Academic Publishing. 1995. 464 p.
50. Hakanson L. Assessment of critical loading of lakes as a basis for remedied measures: A review of fundamental concepts. // *Lakes & Reservoirs: Research and managements*. 2001: pp.1-20.
51. Ostrofsky, M.L. Modification of phosphorus retention models for use with lakes with low water loading.//*Intern. Fish.Res.Board.Canada*.1978. Vol.35, № 12. P.1532-1536.
52. Sakamoto M.// *Arch. Hydrobiol.* 1966. Bd 62. S.1– 25.
53. Saether, O.A. Chironomid communities as water quality indicators.// *Hol.Ecol.* 1979. Vol.2, P.65-74.
54. Thienemann A. // *Binnengewässer*.1928. Bd 4. S.1– 175.
55. Vollenweider R.A. The scientific basis of lake and stream eutrophication with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. *Tech.Rep.OECD, DAS (DSZ)*, 1968, v.27, p.1-182.

Учебное издание

Науменко Михаил Арсеньевич

ЭВТРОФИРОВАНИЕ ОЗЁР И ВОДОХРАНИЛИЩ

Учебное пособие

Редакторы:

ЛР № 020309 от 30.12.96.

Подписано в печать 1.11.07. Формат 60х90 1/16. Гарнитура Times New Roman.
Бумага офсетная. Печать офсетная. Усл.-печ.л.6,25. Уч.-изд.л. 6,25. Тираж 300 экз. Заказ № 109/07
РГГМУ, 195196, Санкт-Петербург, Малоохтинский пр., 98.
ЗАО «НПП «Система», 195112, Санкт-Петербург, Малоохтинский пр.,80/2.

СОДЕРЖАНИЕ

Введение	3
Естественное эвтрофирование озёр	5
Антропогенное эвтрофирование озёр	9
Сравнение озёр с различным уровнем антропогенного воздействия	12
Экосистема водоёма	16
Определение продуктивности экосистемы. Фотосинтез	18
Видовое разнообразие	22
Хлорофилл как показатель биомассы и фотосинтетической и дыхательной активности фитопланктона	23
Трофический статус озёр и проблемы типизации водоёмов	24
Устойчивость лимносистемы	30
Лимитирующие компоненты	34
Явление сукцессии видов в фитопланктоне	35
Особенности литорали и макрофитных озёр	41
Особенности антропогенного эвтрофирования водохранилищ	45
Влияние ландшафтной структуры водосборов на вынос фосфора	49
Влияние формы и размеров котловины, проточности на эвтрофирование озёр	53
Термический и световой режим водоёма и эвтрофирование	59
Формирование и накопление донных отложений	64
Привлечение методов палеолимиинологии к изучению трофности озёр в прошлом	70
Определение трофического статуса озёр	73
Полуэмпирическая теория эвтрофирования водоёмов	76
Влияние антропогенной перестройки водных экосистем на человека и его деятельность	86
Основные принципы и стратегия восстановления экосистем малых озёр ..	88
Меры по деэвтрофированию и оздоровлению водоёмов	92
Заключение	95
Литература	96

CONTENTS

Introduction	3
Natural eutrophication of lakes	5
Anthropogenic eutrophication of lakes	9
Comparison of lakes with various degrees of anthropogenic impact	12
The ecosystem of a water body	16
Determination of productivity of an ecosystem. Photosynthesis	18
Species diversity	22
Chlorophyll as an indicator of biomass and photosynthetic and respiratory activities of phytoplankton	23
Trophic status of lakes and the problem of typification of water bodies	24
Stability of a lymnosystem	30
The limiting components	34
The phenomenon of succession of phytoplankton species	35
Features of the littoral and macrophyte lakes	41
Features of anthropogenic eutrophication of water reservoirs	45
Influence of landscape structure of water basins on phosphorus loss	49
Influence of the depression form and size and water discharge on eutrophication of lakes	53
Thermal and light regimes of water bodies and eutrophication	59
Formation and accumulation of bottom sediment	64
Application of paleolimnology methods to studies of lake trophic status in the past	70
Determination of trophic status of lakes	73
Semi-empiric theory of eutrophication of water bodies	76
Influence of anthropogenic restructuring in water ecosystems on man and his activities	86
Key principles and strategy of restoring the ecosystem of small lakes	88
Measures aimed at de-eutrophication and restoration of water bodies	92
Conclusions	95
References	96