

АКАДЕМИЯ НАУК СССР  
Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина  
Труды, вып. 62(65)

**Экологическое  
районирование  
пресноводных водоемов**

Рыбинск 1990

АКАДЕМИЯ НАУК СССР

Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина  
Труды, вып. 62(65)

# Экологическое районирование пресноводных водоемов

•

Рыбинск, 1990

Экологическое районирование пресноводных водоемов. Рыбинск, 1990. 176 с.

Сборник посвящен одной из актуальных проблем — экологическому районированию пресноводных водоемов. Рассматриваются цели и задачи, выявляются основные принципы районирования. Обсуждаются различные подходы к выделению относительно однородных зон водоемов: детерминистский, статистический, экспертные оценки, экспертные системы. Выявлены трудности, возникающие при объективном выделении районов по одному, двум и нескольким признакам. Сделан критический обзор математических методов, пригодных для задач районирования, даны практические рекомендации по выбору методов. Процедуры районирования показаны на примере Рыбинского водохранилища.

Сборник рассчитан на широкий круг экологов, географов, гидробиологов и ихтиологов, интересующихся проблемами рационального использования ресурсов водоемов.

Ответственный редактор А. Г. Поддубный

36918п

(Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина  
АН СССР)

## **Обзор существующих подходов к районированию водохранилищ**

**Критически рассматриваются основные методы и принципы районирования водохранилищ. Экологическое районирование определяется как районирование экосистемы водоема.**

Основной задачей комплекса дисциплин, занимающихся всесторонним изучением водоемов, является создание теории функционирования водных экосистем, позволяющей прогнозировать их состояние и управлять ими. Среди внутренних водоемов особый интерес представляют водохранилища, число которых в настоящее время в мире превысило 30 тыс. Каждый год вступает в строй 300—500 водохранилищ, а в Советском Союзе насчитывается их более 4 тыс. объемом свыше 1 млн. м<sup>3</sup> [4]. Большинство являются водоемами комплексного назначения.

Водоемы вообще и водохранилища в частности — объекты чрезвычайно гетерогенные. Части водоема можно выделять как по функциональному, так и по хронологическому принципу. Такая гетерогенность водоема находит отражение в моделях его экосистемы, которые должны быть блочными (отражение функциональной неоднородности) и иметь распределенные значения параметров (отражение пространственной неоднородности) [40]. Например, блок «бентос» модели экосистемы Каспийского моря состоял из 180 районов размером 13×18.5 км каждый [19]. Выделенные по хронологическому принципу части обычно называют районами, а

выделение хронологических частей водоема называется его районированием. В «Решении V съезда Всесоюзного гидробиологического общества» [27, стр. 11] записано: «Обратить внимание на необходимость разработки путей и методов локального управления численностью популяций промысловых рыб на основе представлений об экологическом районировании водоемов».

Согласно взглядам ряда ученых [1—3] при комплексном использовании водоемов особо перспективным представляется подход, заключающийся в последовательном осуществлении акваториального районирования, планировки и обустройства водоемов. На основе такого подхода может быть осуществлено целенаправленное и интенсивное использование отдельных участков водоема в соответствии с их природными особенностями, характером хозяйственной освоенности и антропогенных воздействий. Эти три этапа изучения водоема соответствуют трем основным принципам стратегии использования природных объектов человеком: познанию природы объекта (районирование), представлению о его наиболее «выгодной», оптимальной для человека структуре (планировка) и, наконец, направленному воздействию на объект (обустройство). Районирование служит информационной основой для принятия решений об управлении водоемами, так как направленное воздействие человека на природные объекты обычно пространственно локализовано. После создания схемы районирования может быть произведена бонитировка территории, т. е. ее оценка с точки зрения пригодности к тому или иному виду использования. При этом отбор показателей для бонитировки производится на основе знания связей «субъект — объект». Сам процесс оценки заключается в переводе всех показателей для каждого района в оценочные категории по определенной шкале, затем на основании этих частных оценок выводится общая оценка для каждого района [23]. На основании этих оценок создается представление о способах достижения оптимальной пространственной структуры водоема с позиции его рационального хозяйственного использования. При этом рекомендуется такое целевое использование участков водоема, которое больше всего соответствует специфике природных процессов и режимов на этих участках. В процессе работы указываются также инженерно-технические мероприятия, направленные на сохранение благоприятных и изменение неблагоприятных существующих условий. Наиболее заинтересованы в планировке водоснабжение, рыбное хозяйство, рекреация, сель-

ское хозяйство. В результате получается конкретная схема размещения, организации, режима функционирования и воздействия промышленных, селитебных, рекреационных, биопродукционных, природоохранных зон, районов неблагоприятного антропогенного воздействия [3].

Как объекты районирования водохранилища имеют некоторые специфические особенности [24].

1. Водоохранилища существуют очень малый в историческом разрезе срок, что является одновременно и преимуществом для целей районирования по генетическому принципу (например, можно проследить весь процесс формирования водоема со времени его создания) и недостатком, поскольку формирование экосистемы еще не завершено и этот срок практически неизвестен.

2. Водоохранилища — во многом объекты более сложные для целей районирования по сравнению с соизмеримыми объектами на суше в силу несравненно большей динамичности, меньшего различия в характеристиках, менее резких границ между отдельными частями водоема, а также возможного активного воздействия человека путем изменения эксплуатационного режима водоема (в особенности на водохранилищах гидроэлектростанций).

3. Водоохранилища одной природной зоны вследствие своей большей динамичности и подверженности влиянию различных природных и антропогенных факторов имеют между собой большие различия, чем физико-географические районы той же зоны; в то же время сходство между водохранилищами разных природных зон может быть больше, чем между водохранилищами одной зоны. Это является дополнительным затруднением при районировании разных водоемов и составлении принципиально общих для ряда водохранилищ схем географического районирования.

4. Роль отдельных природных факторов (геологическая структура, литология, рельеф, климат, почвы, растительность, животный мир) в формировании природных комплексов территории и акватории водоемов неодинакова, различна также и степень воздействия различного рода хозяйственной деятельности человека (промышленность, сельское хозяйство, населенные пункты и т. д.) при условии их одинаковой интенсивности.

От других водных объектов водохранилища отличаются уровнем режимом, определяющим своеобразие гидрологических, физико-химических и биологических процессов, а

также интенсивным взаимодействием акватории и прилегающей территории суши.

Хотя гетерогенность акватории не столь большая, как соответствующих участков суши, но все же она достаточно велика для успешного выделения районов. Например, при количественной оценке некоторых компонентов экосистемы Ивановского водохранилища установлено, что коэффициент вариации содержания взвешенного в воде вещества равен 0.21—0.45, углекислого газа — 0.43—0.85, общего азота — 0.19—0.40, общего фосфора — 0.13—0.27, хлорофилла А — 0.34—0.75, деструкции органического вещества — 0.63—0.97 [33]. В верхневолжских водохранилищах коэффициенты вариации 14 из 18 исследованных гидрохимических параметров колеблются от 0.25 до 1.48 [15]. Даже на сравнительно однородном участке биотопа вариабельность химических характеристик грунта достигает нескольких десятков процентов, а вариабельность биомассы бентоса — примерно в 2 раза выше [6]. Весьма неравномерно распределяется по акватории водохранилищ и рыбное население, для которого характерно образование локальных стад, приуроченных к разным участкам водоема [26]. Сильная внутри- и межгодовая изменчивость многих параметров (особенно характеризующих водную массу) и подвижность многих гидробионтов значительно затрудняют районирование водоемов.

Имеется существенное отличие физико-географического районирования суши от экологического районирования водоемов. Оно обусловлено разной ролью, которую играют расположенные над почвой воздушный слой, а над грунтом водоема водный слой. Воздушный слой чрезвычайно подвижен, его существенные характеристики (температура, влажность...) могут резко меняться на протяжении нескольких часов, постоянного населения этот слой не имеет. Водные же массы значительно стабильнее и обладают большей инерцией, а главное — они характеризуются постоянным специфическим населением: фито-, зоо- и бактериопланктоном и nekтоном. Поэтому практическое районирование часто приходится проводить отдельно для двух ярусов: пелагиали и бентали. Например, при коннекционном районировании триады биотопов, характеризующие места размножения, нагула и зимовки пелагических и донных рыб, как правило, не совпадают.

При районировании суши границы сообществ животных организмов часто идентичны границам сообществ растений

(фитоценозов), а те в свою очередь определяются границами физико-географических районов. В большинстве водоемов высшая водная растительность занимает сравнительно небольшие площади, основная часть акватории лишена ее, и распределение животных зависит от градиентов физико-химических условий. «Известная континуальность биотических условий, дифференцированность реакций разных организмов на эту континуальность, выражающихся в отсутствии взаимозависимости в пространственном распределении организмов, по-видимому, накладывают принципиальный запрет на возможности проведения функциональных границ сообщества» [7, стр. 10]. Если бы этот вывод был абсолютно справедлив во всех случаях, то возможность экологического районирования была бы поставлена под вопрос. Несовпадение границ экологических сообществ с границами районов, выделяемых по набору биотических параметров, более свойственно подвижным планктонным сообществам и в случае микрорайонирования. Границы же сообществ бентосных организмов при макрорайонировании в значительной степени определяются морфометрическими и физико-химическими границами.

Поскольку водохранилища существуют сравнительно недавно, то при их районировании может использоваться генетический принцип в большей мере, чем при районировании суши. При районировании Иваньковского водохранилища по большому числу признаков оказалось, что схема рецентного районирования аналогична схеме генетического деления водоема, т. е. статистическое районирование при наличии большого числа характеристик имеет генетическую интерпретацию [16]. Некоторые исследователи [24,32] считают, что в настоящее время наибольшее распространение при районировании водохранилищ получил генетический подход, поскольку при этом выделяются сочетания компонентов среды, обособленные в силу происхождения или указывающие на процесс их формирования. Но, фактически, все используемые для этого компоненты характеризуются их современным состоянием, оцениваемым по результатам измерения соответствующих параметров в момент исследования. Очень пессимистического взгляда придерживается Я. И. Старобогатов [36, стр. 24], считающий, что «современные подходы к экосистемам не дают решительно ничего для обсуждения эволюции последних».

Теория районирования водохранилищ разработана значительно слабее, чем объектов суши. Разработки специа-

листов по физико-географическому районированию водными экологами используются слабо. Большинство существующих схем районирования водохранилищ относится к частному или отраслевому видам. Обычно оно начинается с построения карт распределения отдельных компонентов экосистемы водоема, в качестве примера можно привести «Рыбопромысловый атлас Рыбинского водохранилища [31]. Комплексных схем районирования водохранилищ пока не существует [24, 32], хотя определенные попытки в этом направлении предпринимались. Например, при районировании Ивановского водохранилища [16] было учтено 90 характеристик, среди которых были гидрофизические, гидрохимические и гидробиологические.

Какие же показатели используются для районирования водохранилищ? В основу гидролого-морфологического районирования Ю. М. Матарзина и Ю. И. Новосельского [21] легли морфологические и морфометрические показатели, которые оптимальны для «создания комплексной схемы районирования водохранилищ долинного типа, поскольку они одновременно определяют изменение гидрологических (в частности, гидродинамических), и гидрофизических, и гидрохимических, и гидробиологических характеристик» [21, стр. 85]. Однако практика показывает, что ожидаемой ими жестко детерминированной связи этих характеристик нет, поэтому Н. В. Буторин и Н. П. Смирнов [9] указали на недостаточность использования только морфологических характеристик и в дополнение к ним использовали ряд гидрофизических и гидрохимических показателей, включая генезис водных масс. Особенно большое число характеристик водных масс использовалось при районировании Ивановского и других водохранилищ Верхней Волги [16, 17, 32, 33].

Особенности накопления вещества являются существенным выражением лимнологических процессов, поэтому характеристики накопления вещества — один из важнейших типологических признаков [28]. Часто используется такой сравнительно легко измеряемый параметр как концентрация хлорофилла [35]. Особенно интересным показателем может служить качество воды, так как оно формируется в результате взаимодействия природных и антропогенных процессов как в водоеме, так и на водосборе. Весьма важно участие в районировании характеристик распределения различных групп гидробионтов, в частности, планктона, бентоса, рыбы [12, 30].

В схему районирования водоемов, подверженных антропо-

погенному воздействию, необходимо закладывать параметры этого воздействия, которые могут определять классификацию объектов иногда в такой же степени, в какой это делают естественные факторы [17, 29]. При зоогеографическом районировании основной показатель — ареалы видов и других таксонов животных, при коннекционном — показатели обмена веществом и энергией между участками. В. И. Севастьянов [34] при районировании водохранилищ энергокомплексов предлагает считать ведущими экологическими факторами термические нагрузки и гидродинамический режим и районирование по этим критериям называет экологическим, с чем вряд ли можно согласиться, поскольку связи между живыми компонентами экосистемы и абиотическими факторами не являются жестко детерминированными, они существенно стохастичны и нелинейны. Поэтому районирование без привлечения существенных характеристик биоты водоема не может считаться экологическим. Практически все работы по районированию водохранилищ до сих пор не были экологическими. Хотя они и использовали различные наборы характеристик экологических факторов, но объектом районирования был водоем как физико-географическое тело, а не экосистема. Для экологического районирования требуется использовать набор показателей, всесторонне характеризующих структурные и функциональные особенности экосистемы, включая сюда такие интегральные характеристики, как сложность, устойчивость, надежность.

При районировании водохранилищ вначале выделяются морфологические части, обзор их наименований можно найти у Р. Б. Тарвердиева [37, 38]. Наибольшей известностью пользуется схема С. Л. Вендрова [10], предложившего в русловых водохранилищах различать по их длине 3 основных (нижняя, средняя, верхняя) и 2 дополнительных (выклинивания подпора и малых и средних заливов) зоны. По глубинам он выделяет 6 зон: I — глубоководная, II — средних глубин, III — мелководная, с подзонами III а — собственно мелководная и III б — мелководно-осушная, IV — осушная, V — небольшие заливы глубоководной зоны, VI — небольшие заливы мелководной зоны.

По условиям формирования первичной продукции Ю. М. Лебедев [18] выделяет устьевой барьер, трофогенно-трофолитическую и трофолитическую зоны. Мингечаурское водохранилище подразделяется на заливы, полуозерную (переходную) и озерную части [37]. Ю. М. Матарзин [20, 21] предлагает следующую схему: плес, район, участок, зона,

подзона. Он различает главный плес и крупные краевые плесы, в их пределах выделяет гидрографические районы, а внутри них — морфометрические участки. Зоны — это линейно вытянутые вдоль берега участки. Выделяют глубоководную, мелководную и прибрежную зоны, а также зону сработки уровня, которая может перекрывать прибрежную, мелководную, а в некоторых водохранилищах даже и глубоководную зоны. В пределах глубоководной зоны существуют подзоны затопленного русла, поймы и склонов долины, в мелководной — подзоны затопленной поймы, склонов долины и подводного склона прибрежной отмели. В прибрежной зоне у абразионных берегов — подзоны подводного склона, прибрежной отмели и пляжа. По своему положению зоны могут быть открытыми и закрытыми (заостровными, межостровными, расположенными в лагунах). В качестве критерия выделения зон он использует соотношения, определяющие степень воздействия ветровых волн на дно. Глубоководная зона — при НПГ волны практически не влияют на дно ( $H > 0.6\lambda$ , где  $\lambda$  — длина волны,  $H$  — глубина). Мелководная зона —  $H_{кр} < H < 0.6\lambda$ , в прибрежной зоне  $H < H_{кр}$ , где  $H_{кр}$  — критическая глубина, при которой волна разрушается. Обычно  $H_{кр} = \lambda$ . Прибрежная зона обычно выделяется до глубины 2—2,5 м.

Поскольку при сработке уровня границы зоны будут смещаться, то имеются предложения о раздельном районировании при разных уровнях, что вряд ли приемлемо.

Исходя из других принципов, рекомендуется выделять зоны повышенной продуктивности, рекреационные, селитебные, промышленные, водоохранные, заповедные, буферные, неблагоприятного антропогенного воздействия [2]. При районировании всего бассейна р. Волги использовались и административные территориальные единицы [14].

Даже при выделении глубинных зон не достигнуто единство терминологии и подхода, обычно выделяют литораль, сублитораль и батиналь (профундаль), но ряд авторов считает, что эти термины, взятые из лимнологии, не следует применять к водохранилищам, поскольку содержание их при этом изменится [39]. Обзор соответствующей терминологии можно найти в работе Фишера [43].

В. К. Богачев [8] в зоне мелководий выделяет 4 пояса, а в каждом из них (кроме первого) — открытые и закрытые участки. В. В. Виноградов [11] дает следующую классификацию мелководных участков водохранилищ.

#### 1. Открытые мелководья аккумулятивного типа.

- 1а. Закрытые мелководья широких заливов.
2. Закрытые мелководья трансформационного типа.
- 3а, б Открытые мелководья абразионного типа.
4. Открытые мелководья абразионно-аккумулятивного типа.

Ф. Д. Мордухай-Болтовской и др. [22] вместо часто употребляемого термина «осушная зона» предлагают термин «зона временного затопления», разделяя ее на верхнюю подзону (собственно осушную), которая обнажается летом и осенью и успевает обсохнуть, и нижнюю подзону, которая осушается в течение зимы и не высыхает, а покрывается льдом и в большей или меньшей степени промерзает. Такое деление представляется вполне оправданным, поскольку условия для жизни гидробионтов в этих подзонах различаются [5].

Для районирования водохранилищ Ю. И. Новосельский [24] предлагает трехуровневую систему единиц: плес (плены крупных притоков и вод собственно водохранилища), район (крупные и средние заливы, проливы, бухты, плесы малых рек). Рекомендуются также термин «зона» для обозначения вытянутых в плане единиц и термин «часть» — для ориентированных по сторонам горизонта (например, юго-восточная часть водохранилища). Более подробную схему предлагает В. П. Салтанкин [32]: район — плес — участок — зона — подзона — гидробиоценоз — станция обитания — биотоп. В более поздней работе [33] эта схема видоизменена: плес — гидрологический район — эколого-гидрографический участок — природно-акваториальный комплекс — биотоп с типичной для него системой биоценозов. В Ивановском водохранилище он выделил 4 плеса, 10 гидрологических районов, 25 эколого-гидрографических участков, 4 типа природно-акваториальных комплексов (прибрежные, литоральные, сублиторальные и батальные). Наиболее детальная иерархическая система таксономических единиц районирования малых водохранилищ гидроэлектростанций представлена в монографии В. М. Широкова и П. С. Лопуха [41]. В основу районирования положены морфолого-морфометрические различия частей акватории и характер затопления элементов речной долины. Производными для этих условий является характер дифференциации грунтов и водной растительности, определяющей в свою очередь особенности развития бентоса и фитофильной фауны. Водная же масса рассматривается как «гидроклимат». В качестве основных таксономических единиц предлагаются природно-акватори-

альный район (ПАР), природно-акваториальный подрайон (ПАпР), природно-акваториальная зона (ПАЗ), сложный акваном (СА), простой акваном (ПА). Выделено три ПАР: озерно-речной, переходный и озерный. В пределах каждого ПАР вычленено три ПАЗ: прибрежная мелководная, открытая мелководная и глубоководная. Некоторые ПАЗ включают сложные акваномы с группами растительных ассоциаций, глубоководная же зона представлена одним сложным акваномом. Элементарной единицей их районирования является простой акваном — «это выраженный в рельефе ложа участок акватории водохранилища, отличающийся характерным типом грунтов, высшей водной растительностью, с определенной вертикальной структурой биотопов, интенсивность накопления вещества и энергии в пределах которого определяется сезонной и суточной ритмикой органической жизни» [41, стр. 130]. Можно считать, что это определение ПА близко к понятию «водный биогеоценоз».

Многие исследователи занимались районированием Рыбинского водохранилища — одного из самых крупных и изученных водохранилищ Советского Союза, только в обзоре Ю. И. Новосельского [24] приведено 18 схем его районирования. Рыбинское водохранилище достаточно трудно для районирования. Оно относится к «сложным» котловинно-долинным водохранилищам и состоит как бы из трех слившихся простых котловинно-долинных водохранилищ [42]. Наиболее экологичной является схема А. Г. Поддубного [26], выделившего внутри плесов участки, в них ярусы (зоны), далее станции и биотопы. Эта схема может быть принята за основу попытки создать более дифференцированную систему таксонов. При *региональном* районировании она будет выглядеть следующим образом: *водохранилище — плес — район — участок — зона — подзона — станция — биогеоценоз*. Некоторые водные экологи предпочитают термин «био-гидроценоз», но мы не видим в этом необходимости. Хотя общепринятого, строгого, операционального определения биогеоценоза нет, но на практике квалифицированные гидробиологи придерживаются сходных взглядов на принципы выделения этих единиц. В одной глубинной зоне на одном типе грунта выделяют участки с доминированием одного вида организмов, постоянно обитающих на данном биотопе и характерном для него.

При районировании конкретного водоема могут использоваться не все таксономические единицы, в биологической систематике такое же положение, например, таксоны «триба»

или «подсемейство» в одних случаях используются, в других — нет. Под термином «зона» мы понимаем в первую очередь литораль, сублитораль и батиналь. Литораль состоит из осушной и неосушной подзон, в них могут быть выделены стация зарослей и стация без зарослей. Стация зарослей включает три группы формаций: воздушно-водной, плавающей и погруженной растительности, в каждой формации вычленяются определенные фитоценозы, которым соответствуют биогеоценозы. При необходимости биогеоценоз может быть разделен на парцеллы и биогеоценотические горизонты [13].

При типологическом районировании одинаковые биогеоценозы, расположенные в разных местах водохранилища, относятся к одному *виду* биогеоценозов (в фитоценологии фитоценозы, относящиеся к одному виду, объединяются в ассоциацию). Виды биогеоценозов объединяются в *род*, например, биогеоценозы, расположенные на одном типе грунта, но в разных глубинных зонах, которые характеризуются доминированием одинаковых таксонов организмов более высокого ранга. Так, можно считать, что все биогеоценозы серых илов с доминированием хириноид принадлежат к одному роду биогеоценозов. Таким же путем можно строить типологические единицы районирования и далее, но этот вопрос пока не разработан.

Представляет большой интерес районирование не только существующих, но строящихся и проектируемых водохранилищ (прогнозное районирование). Первой попыткой такого рода является районирование будущего Чебоксарского водохранилища [25]. Была использована методика гидролого-морфологического районирования на основе полученных перед заполнением водоема материалов обследования зоны будущего затопления и расчетных параметров. Акватория будущего водоема делилась на 4 плеса: Волжский, Окский, Сурский и Ветлужский, далее выделялись 8 гидрографических районов на основе учета ширины долины и поймы реки и преобладающих глубин затопления террасовых поверхностей. Подразделение этих районов на морфометрические участки велось с помощью графиков изменения ширины акватории и коэффициента морфометрического подобия. Затем выделялись морфодинамические зоны и морфологические подзоны. Последний этап — почвенно-грунтовое районирование. На основе генерализации контуров более 50 разновидностей почв были выделены 11 почвенно-грунтовых комплексов, которые, очевидно, являлись низшими таксоно-

мическими единицами. Это районирование рассматривается авторами как многоэтапное генетико-типологическое. На разных этапах используются разнородные ведущие факторы, что позволяет сочетать индивидуальное и типологическое районирование.

Проведенный обзор работ по районированию водохранилищ показывает, что в настоящее время отсутствует единое понимание принципов и методов решения этой задачи. Существующие схемы районирования, как правило, построены на узкой эмпирической базе и предназначены для решения определенных прикладных задач. Для проведения экологического районирования, т. е. районирования экосистемы водоема, необходимы глубокие теоретические проработки вопросов территориальной дифференциации основных компонентов биоты водоема, объективного выделения и классификации водных биогеоценозов, на основании чего могут быть созданы схемы регионального и типологического районирования, построена оптимальная система таксонов. Экологическое районирование может быть выполнено на базе достаточно полного банка данных, обработка которых проводится на ЭВМ методами многомерной классификации, а на завершающем этапе привлекаются квалифицированные эксперты — экологи.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Авакян А. Б. Проблемы создания и комплексного использования водохранилищ в СССР//Водные ресурсы. 1972. № 1.
2. Авакян А. Б., Салтанкин В. П. Вопросы акваториального районирования и планировки на примере Волжского бассейна//Матер. Всес. науч. конф. по проблеме комплексного использования и охраны водных ресурсов бассейна Волги. Пермь, 1975. Вып. 1.
3. Авакян А. Б., Салтанкин В. П. Акваториальное районирование, планировка и обустройство водохранилищ//Водохранилища мира. М., 1979.
4. Авакян А. Б., Салтанкин В. П., Шарапов В. А. Водохранилища. М., 1987.
5. Баканов А. И. Количественное развитие зообентоса в водохранилищах Советского Союза// ИБВВ АН СССР. 1985. Рус. Деп. в ВНИИТИ. 05.05.1985, № 2968—85.
6. Баканов А. И., Степанова И. К., Романенко В. А. Вариабельность некоторых характеристик серого ила Рыбинского водохранилища//Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1983. № 59.
7. Берман Д. И., Виленкин Б. Я. Некоторые принципы исследования сообществ//Количественные методы в экологии и биоценологии животных суши. Л., 1975.
8. Богачев В. К. Формирование водной растительности Рыбинского водохранилища//Уч. зап. Ярослав. пед. ин-та. 1952. Вып. 14 (24).

9. Буторин Н. В., Смирнов Н. П. О принципах районирования водохранилищ//Уч. зап. Пермского гос. ун-та. 1974. № 330.
10. Вендров С. Л. Проблемы преобразования речных систем СССР. Л., 1979.
11. Виноградов В. В. Классификация мелководных участков водохранилищ дерново-подзолистой зоны и перспективы их использования на примере Учинского водохранилища//Рациональное использование природных ресурсов и охрана окружающей среды. Л., 1978. Вып. 2.
12. Волков А. Ф., Латыш Л. В. Структура планктонного сообщества Рыбинского водохранилища летом (июнь — июль) 1981 г.//ИБВВ АН СССР. 1982. 28 с. Деп. в ВИНТИ. 24.08.1982, № 4665--82.
13. Дылис Н. В. Основы биогеоценологии. М., 1978.
14. Ефимова С. Ф., Исмаилов Г. Х., Федоров В. М. Водохозяйственное районирование бассейна р. Волги//Матер. Всес. науч. конф. по проблеме комплексного использования и охраны водных ресурсов бассейна Волги. Пермь, 1975. Вып. 1.
15. Кожара В. Л. Значение неоднородности водоемов для гидрохимического прогнозирования//Матер. к совещ. по прогнозированию содержания биогенных элементов и органического вещества в водохранилищах. Рыбинск, 1969.
16. Кожара В. Л., Литвинов А. С., Рощупко В. Ф. Районирование Ивановского водохранилища по большому числу характеристик//Анализ и прогноз метеорологических элементов и речного стока. Вопросы охраны среды. Пермь, 1979.
17. Кожара В. Л., Смирнов Н. П. Лимнологическое районирование Верхней Волги в гидрохимическом аспекте//Факторы формирования водных масс и районирование внутренних водоемов. Л., 1974.
18. Лебедев Ю. М. Продольная зональность водохранилищ//Водные ресурсы. 1980. № 3.
19. Левич А. П. Введение//Теоретическая экология. М., 1987.
20. Матарзин Ю. М., Богословский Б. Б., Мацкевич И. К. Специфика водохранилищ и их морфометрия. Пермь, 1977.
21. Матарзин Ю. М., Новосельский Ю. П. Гидролого-морфологическое районирование равнинных водохранилищ долинного типа//Водные ресурсы. 1983, № 3.
22. Мордухай-Болтовской Ф. Д., Мордухай-Болтовская Э. Д., Яновская Г. Я. Фауна прибрежной зоны Рыбинского водохранилища//Тр. биол. ст. «Борок». М.; Л., 1958. Вып. 3.
23. Мухина Л. И. Об использовании ландшафтных карт и схем природного районирования в прикладных целях//Современные проблемы природного районирования. М., 1975.
24. Новосельский Ю. И. Об опыте районирования Рыбинского водохранилища//Комплексное использование водохранилищ ГЭС и охрана окружающей среды. Л., 1979.
25. Новосельский Ю. И., Плющ В. А. Гидролого-морфологическое районирование проектируемых водохранилищ в целях их комплексного изучения и использования//Водные ресурсы. 1987. № 5.
26. Поддубный А. Г. Экологическая топография популяций рыб в водохранилищах. Л., 1971.
27. Решения V съезда ВГБО. Тольятти, 1986.
28. Россоломо Л. Л. Основы типизации озер и лимнологического районирования//Накопление вещества в озерах. М., 1964.
29. Россоломо Л. Л. О принципах лимнологического районирования в условиях евтрофирования водоемов//Современные проблемы природного районирования. М., 1975.

30. Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л., 1977.
31. Рыбопромысловый атлас Рыбинского водохранилища. Ярославль, 1963.
32. Салтанкин В. П. Актуальные методические вопросы комплексного районирования водохранилищ//Комплексное использование водохранилищ ГЭС и охрана окружающей среды. Л., 1979.
33. Салтанкин В. П. Гидролого-географические аспекты повышения эффективности комплексного использования водохранилищ (Акваториальное районирование, планировка)//Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. М., 1980.
34. Севастьянов В. И. Экологическое районирование акваторий водохранилищ энергокомплексов//Водные ресурсы. 1987. № 4.
35. Сиренко Л. А., Сидько Ф. Я., Франк Н. Л. и др. Хлорофилл как природный индикатор для вычленения зон неоднородностей водоемов при их районировании//Водные ресурсы. 1986. № 4.
36. Старобогатов Я. И. Эволюция природных экосистем//Актуальные вопросы гидробиологии. Л., 1984.
37. Тарвердиев Р. Б. Некоторые вопросы районирования водохранилищ//Первое науч.-техн. совещ. по вопросам изучения Куйбышевского водохранилища: Тез. докл. Ставрополь-на-Волге. 1962.
38. Тарвердиев Р. Б. О районировании и наименовании составных частей водохранилищ СССР//Изв. АН Азерб. ССР. Сер. геол.-геогр. наук. 1964. № 2.
39. Тимм В. Я., Тимм Т. Э. О терминологии озерной бентали//Гидробиол. журн. 1986. Т. 22, № 6.
40. Федоров В. Д., Гильманов Т. Г. Экология. М., 1980.
41. Широков В. М., Лопух П. С. Формирование малых водохранилищ гидроэлектростанций. М., 1986.
42. Эдельштейн К. К. Морфологическая классификация водохранилищ//Вестн. МГУ. Сер. геогр. 1977. № 5.
43. Fischer P. H. Terminologies relatives au domaine littoral et à ses peuplements//J. conchyliol. 1974. Vol. 111, № 3—4.

УДК 911.6

*А. И. Баканов*  
(Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина  
АН СССР)

## **Основы физико-географического районирования**

**Дан критический обзор основных принципов и методов физико-географического районирования территорий. Обсуждается выбор признаков, таксономических единиц и процедур районирования.**

### **Общее понятие о районировании**

Поскольку водоемы — один из элементов географической

оболочки Земли, то многие принципы ее изучения могут быть применены и при анализе водных объектов, в частности принципы физико-географического районирования. Физико-географическое районирование суши — достаточно разработанная область исследования. На географических факультетах всех университетов СССР и многих пединститутов читается спецкурс «Физико-географическое районирование», на географическом факультете Московского гос. университета функционирует «Всесоюзный центр по природному и сельскохозяйственному районированию» [27]. Несмотря на большое число монографий, статей, защищенных диссертаций по этой теме, по многим важным и принципиальным вопросам единства мнений среди ученых не достигнуто.

Районирование — весьма существенная часть любого полноценного лимнологического и экологического исследования, нередко его важный организующий стержень. С одной стороны, оно входит в начальную стадию изучения природных условий водоема, еще до начала полевых исследований целесообразно провести предварительное районирование на основе изучения литературы и картографического материала. Таким образом создается рабочая гипотеза о хронологической структуре водоема (предмодель), которая проверяется и уточняется в процессе полевых исследований, обеспечивая их целенаправленность. С другой стороны, районирование — итог знаний о природе водоема, о сходстве и различии его участков. Следовательно, районирование выступает и как начальный этап исследований, и как их завершение. В историческом аспекте районирование возникло как метод борьбы с бесконечным разнообразием свойств географической действительности в рамках сравнительно-описательного подхода к систематизации данных [22]. В основе районирования лежит представление о том, что географическая оболочка состоит из качественно различающихся частей, относительно стабильных в течение некоторого периода времени. Это объективно существующее явление называется пространственной географической дифференциацией. При таком подходе схема районирования является отражением естественной дифференциации, а процесс районирования — построением такого отражения.

Объективная необходимость районирования водохранилищ обусловлена потребностями интенсивного хозяйственного использования водных ресурсов и акваторий с учетом разнообразия природных условий на разных участках одного и того же водоема и различными требованиями отраслей

ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ  
внутренних вод им. И.Д. Павлов  
АН СССР  
БИБЛИОТЕКА  
ИНВ. № 36918 П

народного хозяйства к характеру использования акватории, береговой зоны и к режиму уровней.

Районирование — необходимое звено в научном познании непрерывно изменяющейся среды обитания человека. Работы в этой области имеют большое практическое значение, поскольку районирование входит как существенный элемент во многие исследования, посвященные оценке природных условий. Важно подчеркнуть также опыт, накопленный в районировании по систематизации и генерализации данных, что создает предпосылки для создания банков данных и перехода к разработке геоинформационных систем [22].

Согласно Н. И. Михайлову [26], районирование включает изучение причин дифференциации и обособления участков географической оболочки, исследование структур и процессов на этих локализованных участках, установление их географической целостности, выявление границ и, наконец, изображение результатов этой работы на тематической карте и прилагаемом к ней описании (легенде). Цели могут быть научно-познавательные, например, просто более упорядоченная группировка информации о свойствах региона, или же конкретно-прикладные. В этом случае районирование должно дать ответы на вопросы, что и в каком количестве общество может взять из данного района, как это вмешательство общества в целях использования ресурсов отразится на территории, какие процессы оно усилит, какие ослабит, какие не изменятся, т. е. районирование может быть основой региональных прогнозов. По мнению А. Е. Феединой [41], в задачи районирования входит:

выявление в природе объективно существующих физико-географических комплексов (ФГК); их картирование; глубокое познание вещественного состава комплексов; исследование структур, выявление систем и создание моделей ФГК; выявление характера связей между компонентами комплексов и между различными комплексами; классификация комплексов; исследование процессов и факторов формирования и дифференциации; выяснение изменений комплексов под влиянием природных процессов и хозяйственной деятельности человека и прогнозирование их дальнейшего развития.

Если согласиться с такой широкой постановкой задач, то вся основная часть лимнологических и гидробиологических исследований водохранилищ должна рассматриваться как компонент районирования. В отличие от этих исследователей, Д. Л. Арманд [5, 7] считает, что никакого общенаучного, пригодного для разных целей районирования быть не

может, районирование всегда начинается с постановки конкретной цели, определяемой обычно заказчиком, причем в зависимости от цели районирование будет различным. А. Е. Федина полагает [41], что, поскольку физико-географические комплексы существуют объективно, то и районирование должно быть объективным, а не целевым, т. е. при одном и том же масштабе районирования исследователями должны быть выделены одни и те же территориальные единицы независимо от цели.

В связи с более широким или более узким пониманием задач районирования и определение районирования у разных авторов неодинаково.

Физико-географическое районирование — это выявление и картирование объективно существующих территориальных физико-географических комплексов (естественных или измененных хозяйственной деятельностью человека), исследование их вещественного состава, структур, систем, процессов формирования и динамики [41].

Физико-географическое районирование заключается в объединении территорий или акваторий, обладающих относительным сходством по некоторому, признанному на данной ступени существенным, признаку, и отделение их от территорий, этим признаком не обладающих. Таким образом, районирование — метод установления сходства и различия территорий [5,7].

Районирование водохранилищ — метод территориальной классификации (выделение акваторий и участков береговой зоны) на основе сформулированного критерия (или их совокупности), устанавливаемого в соответствии с целями предприняемого исследования [2, 38, 40].

Районирование физико-географическое — выявление частей географической оболочки (территорий или акваторий), обладающих относительной однородностью, и проведение границ между этими частями и другими, отличающимися от них по одному из природных признаков или по их сочетанию [19].

Б. Б. Родоман [36] обращает внимание на то, что термином районирование обозначают как метод познания, так и результат применения этого метода. Районирование как метод познания есть совокупность приемов, направленных на выявление объективно существующих районов и границ между ними. Районирование как результат этого процесса познания есть такая географическая работа (книга, карта, схема), которая сочетает в себе характеристику от-

дельных частей территории с показом их на карте, или по крайней мере со ссылкой на уже известные рубежи, прослеживающиеся по другим картографическим материалам, или, наконец, с группировкой ранее установленных территориальных единиц по новым признакам. Районирование — это такое синтетическое картографирование, при котором отражаются на карте целостные характеристики путем изображения границ площадей, к которым эти характеристики относятся [36].

В. И. Прокаев [35] выделяет шесть принципов районирования:

1. Принцип объективности — это признание того, что при районировании выделяются объективные природные единства, реально существующие независимо от нашего сознания.
2. Единицы физико-географического районирования должны обладать относительной однородностью, позволяющей отличать их от единиц частного районирования.
3. Генетический принцип. Требуется выделить такие территориальные единицы, которые характеризуются не только внешним сходством природных условий, но и общностью происхождения и развития.
4. Принцип территориальной общности (целостности, неразрывности) единиц физико-географического районирования, вытекающий из того, что при районировании выделяются индивидуальные, неповторимые природные единства. Это отличает единицы районирования от единиц типологического расчленения территории.
5. Принцип сравнимости результатов.
6. Принцип первоочередности учета универсальных закономерностей дифференциации, т. е. вначале нужно учитывать общие закономерности, проявляющиеся повсеместно, а уж затем местные факторы.

### Виды районирования

Взяв за основу различные принципы, можно выделить несколько видов районирования. Как отмечалось выше, некоторые исследователи выделяют **общенаучное районирование**, целью которого является познание территории, оно рассматривается как универсальное, способное служить основой для прочих видов районирования, и **прикладное районирование** [41].

По тому, какой набор признаков (параметров, характеристик, критериев) территории используется, выделяют

**частное, отраслевое и комплексное районирование [38].** Частным является районирование по одному показателю, например, по глубине, характеру грунта, мутности или прозрачности воды, наличию или отсутствию зарослей и т. п. Им обычно занимаются узкие специалисты, и оно имеет самостоятельное научное значение в рамках конкретной задачи. Его схемы могут служить основой для выполнения более сложных видов районирования. К частному районированию относятся часто встречающиеся в литературе карты распределения отдельных компонентов экосистем. Сюда же относится широко распространенное фаунистическое или биогеографическое районирование, исходящее из анализа пространственных характеристик видовых ареалов организмов [13, 25].

К отраслевому можно отнести районирование по группе показателей, характеризующих один компонент экосистемы, например, водная масса может характеризоваться рядом гидрологических, гидрохимических и других показателей. Это районирование называется также специализированным [35] или компонентным [6]. Большинство схем районирования водохранилищ относится именно к этому виду, причем наиболее часто используется набор признаков, описывающих морфологические различия частей и гидрологический режим. Такое районирование называется гидролого-морфометрическим (ГМР). Следует отметить, что Н. И. Михайлов [26] отраслевое районирование называет частным. Это может внести путаницу. Он выделяет геоморфологическое, климатическое, гидрологическое, почвенно-географическое, биогеографическое и зоогеографическое районирование.

Комплексным следует считать районирование, при котором учитывается сопряженный комплекс показателей, характеризующих различные компоненты территории. Такое районирование представляет наибольший интерес, так как оно по самой своей сути связано с принципом комплексного использования территории. Иногда его называют ландшафтными или ландшафтно-географическим.

Среди специалистов нет единого мнения по вопросу о том, использовать ли при районировании только признаки, характеризующие современное состояние территории, или же учитывать и ее историю. Районирование, учитывающее историю, т. е. происхождение (генезис) тех или иных структур, называется **генетическим**. Альтернативный вид районирования (а к нему относится подавляющее большинство работ) пока никаким особым термином не обозначался. Для удобства классификации видов районирования мы считаем необ-

2. Коннекционные (функциональные) районы — объединяются какими-либо связями, они могут быть внутренне неоднородными. Выделяют 3 подтипа: а) парагенетические, взаимообусловленные части которых возникли совместно, по одной причине, одновременно или последовательно, например, реки, озера, овраги...; б) коммуникационные — связанные постоянными или периодическими потоками вещества, энергии или информации, в зависимости от формы связного графа, изображающего основные районообразующие потоки, различают моноцентрические (узловые), полицентрические, взаимосвязанные, двудольные, многодольные и циклические районы; в) районы — поприща, являющиеся сферами жизни, деятельности, влияния, передвижения, местами самого частого появления того или иного объекта. К такому району можно отнести, например, место обитания популяции рыб, включающее триаду биотопов: участки размножения, нагула, зимовки.

3. Конфигурационные районы, заключенные между физическими рубежами или очерченные сетью ранее выявленных линий и точек. Они выявляются по сети линий, видимых на местности или на карте, нередко их границы прослеживаются по расположению характерных предметов, играющих роль ориентиров. Выделяются 4 подтипа:

а) внутрирубежные — расположенные между линейно вытянутыми объектами; б) межпредметные — между несколькими однородными предметами, например, участок акватории, расположенный между островами; в) районы — созвездия, объединяющие группы пространственно близких однородных объектов, например, архипелаг; г) координатно-сеточные районы, расположенные в ячейках координатной сетки карты.

Б. Б. Родман [37] указывает, что эту схему нельзя рассматривать как классификацию районов, поскольку она не исчерпывает все их разновидности, не дает возможности судить о том, какие еще виды районов не охвачены, не имеет ясно выраженного одного основания деления и позволяет одни и те же районы отнести к разным типам. Эта схема должна рассматриваться как *типология*, а не классификация.

Наибольший интерес представляют два первых типа районов, их выделение производится с помощью двух видов районирования — по однородности и коннекционного. Если первое базируется на наличии взаимосвязи между компонентами природы в природных комплексах, то второе — на взаимо-

связях между комплексами. Ю. И. Чернов [43] указывал, что принцип взаимосвязи несовместим с принципом территориальной определенности: основные функциональные связи, как известно, пересекают морфохорологические границы районов. Выделение однородных районов направлено на выявление сходства между территориальными участками, аппарат районирования построен на использовании многочисленных критериев сходства [21, 22, 33], принцип деления территории по однородности аналогичен принципу, который заложен в основе любой классификации, что позволяет рассматривать этот вид районирования как ее разновидность.

Коннекционное районирование состоит в выделении взаимодействующих территориальных элементов, объединяющих их потоков веществ, энергии, информации, а также в определении положения и роли этих элементов по отношению к охватываемым системам. Критерием объединения участков в один район служит сила их взаимодействия, плотность связи, интенсивность потоков, выраженная в той или иной форме. Следовательно, коннекционные районы могут рассматриваться как *системы*, поскольку для систем характерно наличие связей между подсистемами, в исходных же положениях районирования по однородности системный подход не заложен.

Следует отметить, что деятельность или масштаб исследования в некоторой степени определяет значимость градиентов изменения свойств между природными объектами и роль возникающих между ними потоков для их интеграции в системы. Чем с большей детальностью изучаются природные объекты, тем больше оснований считать их значимо различающимися и обнаруживать между ними существенные системообразующие потоки. Задаваемый масштаб исследования сразу позволяет отказаться от некоторой части связей, условно принимаемых за несущественные. Переходные зоны с их потоками при уменьшении масштаба могут сужаться до линий, резко разграничивающих различные районы. Таким образом, два вида районирования — по однородности и по связям, отображая различные особенности географической реальности, дополняют друг друга. При соблюдении некоторых условий оба подхода могут осуществляться в одной и той же схеме районирования. Методика коннекционного районирования разработана слабо, оно применяется значительно реже.

Предположим, что во многих точках (станциях) исследуемой территории нами выполнены определенные измере-

ния и получены количественные или качественные характеристики. Нанеся эти точки на карту и экстраполируя их характеристики на некоторую площадь (в простейшем случае до середины расстояния от соседних станций), получим разбиение территории на ряд участков — первичных единиц районирования. Далее можно идти двумя путями. По какому-то одному признаку, который мы сочли самым важным, эти участки можно разделить на две или несколько групп, затем по одному признаку полученные группы делятся еще раз и т. д., пока в каждой низшей группе не останутся участки, полностью совпадающие по всем признакам. Каждая группа представляет собой таксон, имеющий определенный ранг. Аналогично тому, как это делается в биологической систематике, низший таксон можно обозначить как вид участка, затем род, семейство, класс и т. д. Каждый выделенный таким образом таксон объединяет участки по сходству признаков, которые в соответствии с заранее установленным их набором характеризуют самые существенные черты территории. При этом не имеет значения, где находится данный участок, лишь бы он обладал определенным набором признаков, типичных для данного таксона. Такой вид районирования называют *типологическим* районированием, поскольку при нем выделяются *типы* местности. Понятие типа выступает как представление общего для однотипных объектов и одновременно как представление того особенного, что специфично именно для этих объектов [44]. Принадлежность двух объектов к одному типу позволяет переносить знания об одном из них на другой, т. е. считать их аналогичными. Отсюда видно, что типологическое районирование можно рассматривать как классификацию таксономических единиц.

Второй путь заключается в том, что первичные единицы районирования можно объединить по принципу соседства, получая также иерархическую систему участков все большей площади. Например, в Рыбинском водохранилище объединяют участки, расположенные на определенном отрезке затопленного русла Волги, так же поступают с участками левобережной и правобережной поймы. Эти три более крупных участка образуют район, названный, допустим, верхней частью Волжского плеса. Из верхней, средней и нижней части состоит Волжский плес, а все плесы дают Рыбинское водохранилище. Такое районирование называют *региональным* (иногда в близком значении употребляют термин «индивидуальное районирование»), его единицы имеют определенные координаты, в отличие от единиц типологического рай-

опирания, они могут иметь имя собственное — географическое название. Региональное районирование уже нельзя рассматривать как классификацию, ибо нельзя классифицировать объекты, каждый из которых индивидуален и не входит в какое-либо родовое понятие [6]. Впрочем нужно отметить, что некоторые исследователи [24] отрицают наличие этих двух видов районирования, а говорят о наличии двух видов районов — региональных и типологических.

При региональном районировании выделяют цельные территории и «чересполосица» не допускается. А так как иногда природа сильно меняется на весьма малых территориях, то во избежание чрезмерного дробления и проведения границ вычурной формы приходится проявлять большую терпимость к местным различиям и выбирать широкие пределы классификационных признаков, служащих критерием объединения территории. Однородность типологических районов, естественно, выше, чем региональных. Д. Л. Арманд [7] считает, что типологическое районирование, как всякую классификацию, удобнее начинать «сверху», а региональное — «снизу». Единицы регионального районирования не являются аналогами единиц типологического районирования, поскольку выделяются они по разным принципам.

При типологическом районировании отвлекаются от несущественных индивидуальных признаков участка, которые не входят в классификацию и составляют «индивидуальный остаток» [36]. Значение этого индивидуального остатка возрастает с уменьшением количества районов, с увеличением их абсолютных размеров, с уменьшением изучаемой площади, с возрастанием хозяйственного или иного значения участка, в зависимости от цели районирования, с синтезом признаков, по которым выделяются районы.

Между типологическим и индивидуальным (региональным) районированием нет непроходимой пропасти. Б. Б. Родман [36] доказывает, что при увеличении количества выделенных типов типологическое районирование превращается в индивидуальное, а при увеличении количества выделенных районов индивидуальное районирование превращается в типологическое. Индивидуальное районирование — это такое типологическое районирование, в котором каждому типу соответствует один район, а типологическое районирование — это такое индивидуальное районирование в котором каждый район занимает несколько разобренных участков. Употребляется и смешанное районирование, когда одни участки получают индивидуальную, а другие

типологическую характеристики. Б. Б. Родман [36] приводит целый набор схем, совмещающих оба вида районирования.

### Выбор признаков

Как и всякий объект научного исследования, участки изучаемой территории имеют в принципе бесконечное число признаков, из которых некоторое число исследователь может описать и оценить количественно или качественно. Из них нужно отобрать те, которые считаются важными для характеристики водоема, отражающими его «сущность». Их предварительный отбор представляет большую трудность. С одной стороны, решение этого вопроса затрудняется недостаточностью наших знаний о предмете исследования (нет гарантии, что мы не упустили какой-либо очень существенный признак), с другой стороны, пока нет каких-либо правил, позволяющих оценить существенность признаков безотносительно к способу включения их в тот или иной вид деятельности человека, т. е. процедура их отбора не формализована, поэтому тут широкий простор для творческого подхода исследователя и для субъективизма. Признаки могут считаться равноправными или же располагаться по степени важности, при использовании количественных методов в этом случае отдельным признакам приписывается определенный «вес», для чего они характеризуются какими-либо баллами или располагаются на количественной шкале и должны иметь конечное число состояний, их оценки должны быть дискретизированы. При всех этих процедурах тоже вносится определенный элемент субъективности. За «главные» признаки обычно принимают наиболее ярко выраженные или имеющие наибольшее значение в жизни водоема. При их выборе нужно обратить внимание на два аспекта — содержательный и формальный [20]. Содержательный — анализ того, какие признаки компонентов или показателей их взаимодействия нужно учесть. Формальный — какими способами характеризовать выбранные признаки. Если первичный объект носит *точечный* характер (например, гидробиологическая станция), то для него возможны по крайней мере 5 видов признаков.

1. Непосредственно измеряемые признаки природных компонентов.

2. Признаки, являющиеся результатом некоторого обоб-

нения или полученные путем соотнесения объекта с той или иной частной классификацией (например, тип грунта, тип зарослей, качество воды).

3. Показатели, полученные из нескольких непосредственно измеренных характеристик по определенным формулам (например, видовое разнообразие).

4. Показатели взаимосвязи между отдельными компонентами или их признаки (например, доступность бентоса для рыб на данной станции).

5. Показатели, характеризующие отношения между признаками природных компонентов и «субъектом» в общем случае, для которого эти признаки могут оцениваться (например, пригодность участка для того или иного вида хозяйственного использования).

Если первичный объект обладает некоторой площадью, то вышеперечисленные признаки получают для него путем какой-либо процедуры осреднения. Кроме того, для него возможна группа признаков, характеризующих его пространственную неоднородность. Дополнительные трудности возникают при генетическом районировании, когда нужно искать и оценивать количественные признаки, характеризующие историю происхождения отдельных компонентов территории, тем более, что во многих случаях история малоизвестна или гипотетична.

Поскольку структура территории — это прежде всего сочетание ее компонентов — горных пород, рельефа, атмосферы, гидросферы, растений и животных..., то она неоднородна как по горизонтали, так и по вертикали. Вопрос учета характеристик вертикальной структуры участков весьма непрост. Карта, как результат районирования, двумерна, применение же трехмерных рисунков очень ограничено, в частности, по причине их сложности и плохой воспринимаемости при изображении сложных территорий. А при учете многих компонентов получается многомерная картина. Поэтому на практике используют или какой-то один показатель вертикальной структуры, например, выделяют на карте участки с разной глубиной, или же «превращают» характеристики вертикальной структуры в характеристики горизонтальной. Например, места с одинаковой плотностью и видовым составом зоопланктона, но с разным характером его вертикального распределения могут быть выделены в качестве отдельных районов.

Описание территории с помощью характеристик многих признаков можно представить как конструирование абстракт-

тного многомерного пространства, в котором располагаются исходные единицы районирования. Любая такая единица будет представлена точкой с фиксированными координатами (значениями признаков), ей будет соответствовать вектор многомерного пространства. Исходными данными для районирования будет множество векторов-характеристик, а результатом — ряд пересекающихся непустых подмножеств этого множества [22]. В процессе обработки фактических данных, представленных таким образом, может проводиться еще один этап отбора — преобразование исходного признакового пространства методом главных компонент и переход от многочисленных комбинаций взаимосвязанных признаков к небольшому числу независимых.

### **Таксономические единицы районирования**

При выделении районов разного ранга существует два подхода. Большинство отечественных исследователей считает, что районы существуют в природе объективно, поэтому задача исследователя — обнаружить их с помощью соответствующих методик. Другая группа (в том числе большинство зарубежных исследователей) полагают, что в природе существует непрерывное изменение физико-географических и биологических свойств объектов (континуум), поэтому задача исследователя — по принятым им критериям, исходя из целей работы, выделить в этом континууме определенные участки и назвать их районами. Сторонники первого взгляда находятся в позиции «открывателей», второго — «конструкторов». Мы придерживаемся мнения, что дискретных объектов районирования в природе нет, но континуум природных свойств неоднороден, в нем существуют участки, где характеристики меняются относительно медленно или даже остаются практически постоянными, существуют и участки сравнительно быстрого изменения. «Центры» или наиболее характерные участки районов отличаются друг от друга объективно, но они связаны плавными переходами, проведение границ между районами поэтому во многом субъективно. Физико-географическая среда — единство непрерывности и дискретности при ведущем значении непрерывности [3, 46]. Выявление границ — необходимый элемент анализа особенностей дифференциации географической оболочки, Л. С. Берг [9, стр. 10] указывал, что «проведение естественных границ — есть начало и конец каждой географической работы». Территория любого района состоит из

«ядра», где особенности его природы выражены наиболее отчетливо, и периферийных участков, в структуре которых присутствуют элементы соседних районов. В зависимости от интенсивности смешивания элементов разных районов границы между ними будут иметь различную ширину, в зависимости от масштаба исследования граница может быть изображена в виде линии или полосы различной ширины. В экологии широкие границы представляют самостоятельный интерес как объект исследования, поэтому они названы специальным термином «экотоны». Широкие границы, протяженности которых того же порядка, что и у отдельных районов, могут выделяться как особые районы, например, в географии выделяют зону лесотундры, лесостепи и т. д. Д. Л. Армаид [6] различает естественную границу — линию, вдоль которой *резко* изменяется какой-либо компонент или какое-либо его свойство, и условную границу — линию, проводимую там, где свойства одного типа ландшафта *постепенно* переходят в свойства другого. Положение условной границы соответствует или среднему значению изменяющегося свойства, или максимальному градиенту его, или она проводится по какому-либо другому, субъективно выбранному принципу.

По форме границы могут быть резкими, диффузными, каемчатыми или мозаично-островными [3]. В экологии особенные затруднения вызывает проведение границ в том случае, когда характер сообщества плавно меняется по градиенту какого-либо фактора (клинальный тип сообщества). Границы района, выделенные по характеру изменения одного компонента, как правило, не совпадают с выделенными по другим компонентам, поэтому приходится искать оптимальное компромиссное решение, в которое тоже включен элемент субъективности. В силу наличия элемента случайности в распределении животных и растений их пространственные «узоры» неполностью соответствуют границам, выделенным по экологическим факторам. По причине образования можно выделить средообусловленные, биоценологически обусловленные, исторически обусловленные границы [31]. Они могут быть также постоянными или переменными (пульсирующими). Например, регулярно меняются границы глубинных зон водохранилищ при сработке урвня. При районировании водохранилищ различают внешние границы водоема и внутренние — его районов [38]. При историческом подходе к районированию возникает проблема не только пространственных, но и временных границ, что особенно важно при

районировании в целях прогнозирования, поскольку там требуется решить, до какого момента времени экосистема остается «сама собой» и когда она переходит в другую.

Поскольку при выделении районов широко используются выборочные характеристики территории, имеющие определенные ошибки репрезентативности, то и положение, и ширина границ тожеотягощены соответствующими ошибками. Поэтому при применении математических методов в районировании признается, что границы имеют вероятностный характер и существенность их устанавливается для определенного уровня доверительной вероятности (от 0.80 до 0.99). Задавая разные уровни значимости, получают многоуровневую иерархическую систему [22].

При построении системы единиц районирования возникает вопрос об основной, исходной единице. У различных исследователей она носит разные названия — пространственно-географический, природно-территориальный, ландшафтно-экологический, природный комплексы, выдел и т. д., причем определяются они очень нестрого. Многие физико-географы основной единицей называют ландшафт, но Д. Л. Арманд [5] указывает, что ландшафт в таксономическом понимании не поддается определению на основе собственных свойств, он просто неотличим от других единиц. Он полагает, что исходной единицей районирования может быть только вся физико-географическая оболочка, а от нее районирование должно идти сверху вниз. Но ряд исследователей считает, что никакой основной единицы районирования быть не может, постановка вопроса о ней не имеет под собой научной основы [23, 41]. Широко признана необходимость указания самой низшей таксономической единицы районирования (иногда она рассматривается и как основная). Часто в качестве ее принимается *фация* — наименьший и наиболее просто построенный комплекс, природные различия внутри которого при решении большинства современных практических задач не имеют существенного значения [5]. В почвоведении такой единицей признан *педон* — наименьший объем почвы, который в полной мере выявляет неоднородность почвенных свойств по горизонтали, возникающую в процессе почвообразования [18]. В качестве единицы лимнологического районирования предложен «акваном» — вертикальный столб, включающий приводный слой атмосферы, водную толщу и грунт [17]. Применяются также «элементарный почвенный ареал» [42], «элементарный географический ландшафт» [12]. По принципу особенностей

сбора информации выделяют такие низшие синтаксономические единицы, как территориальный носитель информации (ТНИН) [15], или элементарная операционная территория (ЭОТ).

Т. П. Куприянова [22] пишет, что для районирования вначале нужно выделить (сформировать) «операционную таксономическую единицу» (ОТЕ). В разных случаях она может быть разной, но ее размер должен быть на один — два порядка меньше, по сравнению с предполагаемыми районами. Одно из требований, которое можно предъявить к нижней единице районирования — она должна реагировать на внешние воздействия как единое целое. Выделяя единицы районирования, исследователи часто не указывают, как их нужно рассматривать — в качестве единиц типологического или регионального районирования. Низшая единица может быть одновременно единицей обоих видов районирования [19], а прочие единицы этих видов районирования могут не совпадать. Единицы частного (специализированного) районирования редко совпадают с единицами общенаучного районирования, обычно первые единицы шире и включают в себя ряд вторых.

После выбора нижней или основной единицы районирования необходимо построить иерархическую таксономическую систему всех единиц. К сожалению, общепризнанных схем пока не существует, предложено много различных схем, применяемых представителями определенных школ [3, 7, 26, 41]. Для морской экологии попытку создать систему внутри- и надбиогеоценотических единиц предприняли А. Н. Голиков и О. А. Скарлато [13], но ее нельзя признать удовлетворительной и она не нашла широкого применения.

### **Процедура районирования**

Процесс районирования представляет собой сложную систему, состоящую из ряда взаимосвязанных элементов, таких как выбор модели-представления, масштаба исследований, вида первичных объектов наблюдения, способов размещения и описания этих объектов, последующей обработки данных и интерпретации результатов [20, 22] (рис. 1). На предварительном этапе районирования исследователь уже в общих чертах планирует особенности конечного результата и предварительный ход его получения. На этом этапе особое место занимают такие факторы исследовательской деятельности, как определение цели исследования, существующий

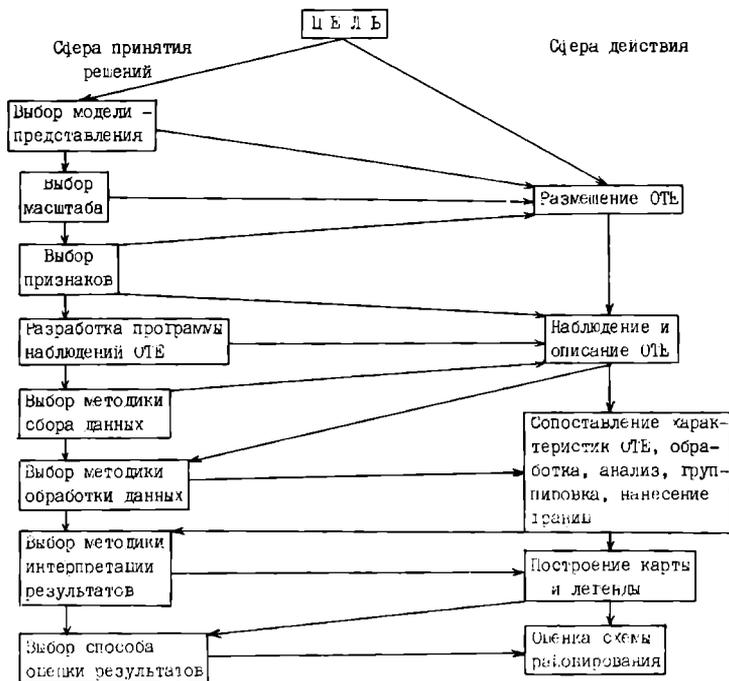


Рис. 1. Схема процесса районирования по: [21].

уровень знания и техника наблюдения. Изучив соответствующую литературу, карты, ранее составленные схемы районирования территории, исследователь принимает ту или иную концептуальную модель (модель-представление, предмодель) объекта, которая в известной мере определяет всю процедуру районирования [29, 34].

Построение схемы районирования можно воспроизвести как двуединный процесс: с одной стороны — это принятие последовательных решений, а с другой — многократный отбор, просеивание сведений об объекте для получения искомого результата (рис. 1). Обе составляющие тесно связаны между собой и испытывают влияние объективных факторов районирования. С целью дальнейшей формализации процесса районирования в нем можно выделить творческую и стандартную части. На предлагаемой схеме (рис. 1) этому делению соответствует левая и правая колонки элементов. К творческим задачам можно отнести поиск, выбор и обоснование конкретных действий. Действия, отраженные в правой части

Схема можно в значительной степени стандартизировать, формализовать, разработать алгоритмы и поручить выполнение математической технике, эти действия основываются на процедурах логики, теории планирования эксперимента, автоматического сбора и обработки информации. В данной области математические процедуры районирования специально разбираются.

В настоящее время наиболее распространены три способа районирования [26, 35, 41]: районирование по ведущему признаку (фактору), по сопряженному анализу компонентов и на ландшафтно-типологической основе.

Первый способ исходит из гипотезы о неравнозначности признаков, выявляется ведущий фактор дифференциации территории и строится схема районирования одного иерархического уровня. Для построения следующего уровня может использоваться тот же признак, но другие его градации, или же берутся другие признаки (принцип чередования признаков). При этом нужно придерживаться следующих правил [5].

1. Классификационные признаки выбираются так, чтобы каждая точка территории попадала в одну из территориальных единиц каждого ранга и не попадала в несколько единиц того же ранга.

2. Каждая граница должна проводиться по одному классификационному признаку.

3. Внутри любой таксономической единицы все границы следующего более низкого ранга должны проводиться по признакам одного порядка.

4. Классификационный признак может изменяться от одной ступени к другой, каждая из единиц равного ранга может делиться на единицы более низкого ранга по другому признаку.

Эти требования отражают взгляд на районирование как разновидность классификации, при которой должны выполняться логические правила деления понятий. При этом возникают три логические схемы районирования (рис. 2).

1. Районирование по единственному классификационному признаку на всех ступенях с ужесточением требований к нему на каждой ступени. Например, водоем по уровню развития кормовой базы для рыб можно разделить на две части — где рыба может нагуливаться и где не может (1-я ступень), пагульную территорию далее можно разделить, допустим, на три района: с высоким, средним и низким уровнем развития кормовой базы (2-я ступень).

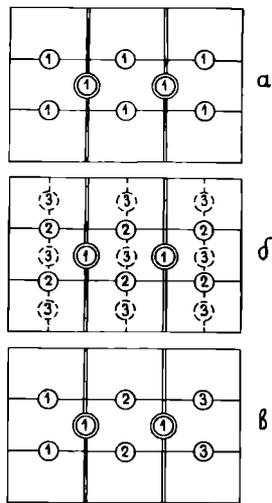


Рис. 2. Логические схемы районирования по: [5].

а — по градациям одного признака, б — с чередованием признаков, в — с бифуркацией признаков; 1—3 — номера признаков.

2. Районирование с чередованием признаков. Например, нагульную территорию можно разделить на районы, в которых рыба нагуливается летом и в которых нагуливается осенью, или районы нагула крупных рыб и мелких.

3. Районирование с бифуркацией признаков, когда различные единицы одного уровня делятся на единицы другого по разным основаниям каждая. При таком последовательном (ступенчатом) районировании таксономические единицы более высокого ранга выделяются по признакам, характеризующим большую степень своеобразия (оригинальности) территории, для характеристики чего предложен критерий оригинальности [35].

При способе сопряженного анализа компонентов сразу используется большое число признаков, характеризующих разные компоненты территории. В простейшем случае по каждому признаку составляется отдельная схема районирования, затем они накладываются друг на друга, пересечение границ образует клетки (ячейки), которые рассматриваются как единицы следующего более низкого ранга. Важно отметить, что в этом случае границы выделенных районов при любом порядке чередования признаков, но при одном и том же их наборе будут одинаковы. Такую процедуру назы-

... так же перекрестным районированием [5]. Сюда же относятся и способ наложения карт частного районирования и проведения границ районов по совпадающим границам или усреднения границ. При этом, для того, чтобы границы районов были проще по форме, часто в один район приходится включать небольшие по площади «острова» и «полуострова» других районов. При таком аддитивном подходе недостаточно выражается идея комплексности, системности районов, они рассматриваются просто как механическая сумма признаков отдельных компонентов [30]. Визуально такое районирование может проводиться только по очень ограниченному числу признаков, когда же их много, то применяют методы многомерной классификации и используют ЭВМ. Большой интерес представляет наложение серии карт одного региона, выполненных по данным, характеризующим разные этапы существования региона, что позволяет учесть временные характеристики и составлять инерционные (экстраполяционные) прогнозы. Здесь можно выявить «характерное время» различных процессов, что чрезвычайно важно для их прогнозирования. После выделения отдельных районов методами многомерной классификации возникает необходимость их группировки для выделения таксономических единиц более высокого ранга. Этот вопрос подробно освещен в работе [36].

При районировании на ландшафтно-типологической основе используется ранее составленная ландшафтно-типологическая карта. Основные достоинства этого способа — выполнение районирования проводится на надежной картографической основе. Поскольку районы строятся из природных участков, являющихся комплексами, то это определяет и комплексность получаемых единиц. При этом результаты зависят от качества карты. Этот метод не обеспечивает выделения таксономических единиц наивысших и наинизших рангов [22]. Для выявления единиц районирования по таким картам чаще всего используют либо условные показатели частоты встречаемости определенных типов ландшафта, либо процент занимаемой ими площади, либо структуру рисунка на карте [11, 26]. Этот способ районирования пока наименее формализован. В настоящее время перспективы его применения значительно расширились в связи с возможностью составления карт по информативным, получаемым дистанционными методами, особенно аэрокосмическими. В водоемах с помощью этих методов улавливают различия температуры воды в  $0,2^{\circ}\text{C}$ , определяют концентрацию хлорофилла, площади распространения отдельных растительных

ассоциаций, зоны загрязнения, измеряют многие морфологические характеристики [1, 39].

При применении этого способа важно выбрать такие показатели рисунка территории, которые оставались бы сравнительно постоянными внутри выделяемых районов и относительно резко менялись бы на их границах. Для этого необходимо оценивать степень однородности территории. В более узком понимании однородными в отношении некоторого показателя называются объекты, для которых значение показателя не зависит от координаты. В более широком смысле критерием однородности служит не константность значений показателя, а случайный характер их варьирования [18]. Предложен ряд показателей однородности (неоднородности), контрастности и целостности районов [11].

При использовании количественных методов в районировании необходимо остановиться на некоторых особенностях сбора исходной информации. Поскольку информация собирается выборочным методом, то должны соблюдаться все требования этого метода [8, 45], только в этом случае данные будут репрезентативными. Поскольку районированная территория представляется как некоторая область многомерного пространства и положение каждой точки фиксируется относительно всех признаков (координатных) осей, то вектор-характеристика точек должен включать значения *всех* отобранных признаков, фиксированных в стандартном порядке. Следовательно, информация на каждой станции должна быть собрана по стандартной программе. При этом должно приниматься во внимание «характерное время» процессов, чтобы данные были относительно одномоментными. Точки сбора информации (операционные таксономические единицы — ОТЕ или станции) располагаются случайным образом (но тогда их сеть должна быть достаточно густой) или упорядоченно (в вершинах правильных треугольников или в шахматном порядке), по результатам измерений строятся изолинии. Но лучше вначале произвести предварительное районирование по природным рубежам, а затем внутри каждого района строить сетку станций [28].

Работы по районированию завершаются текстовыми описаниями выявленных таксономических единиц и нанесением их контуров, а также некоторых характеристик на специальную карту или схему, которая служит образно-знаковой моделью территории. При изложении результатов важно оптимальным образом распределить полученную информацию между картой и прилагаемым к ней текстовым описанием

систою). Карта позволяет осуществить одновременный анализ территории, что текст без разрыва во времени дать не может. Карта создает более наглядное представление о территориальных особенностях распределения природных комплексов, пространственных соотношениях между ними, конфигурации, положении внутри более крупного таксона. Важнейшую роль в карте играет качественный фон — заполнение площади контуров раскраской определенного цвета или штриховками, различная интенсивность которых хорошо воспринимается. При составлении карт районирования применяются четыре основных способа [26]. 1. Различное изображение площадных контуров (цветной фон, штриховка, цвет ареалов). Путем их комбинации на одной карте можно доказать несколько явлений, например, штриховку можно положить на цветной фон. 2. Способ линий, применяемых для показания линейных объектов, например, границ. Линии могут быть разной толщины, окраски, рисунка. 3. Знаки внес масштабные и точечные, например, круговые диаграммы. 4. Знаки вспомогательные — буквы, цифры, индексы, надписи.

В сопровождающей карту легенде поясняются использованные условные знаки, таксономическая соподчиненность районов, а в некоторых случаях и отдельные характеристики. Каждый район должен получить определенное обозначение — имя собственное или какой-то индекс. Существуют специальные приемы, в том числе и математические, дальнейшего анализа карт [10, 26]. Необходимость отразить на карте достаточно разнообразное содержание при сохранении ее наглядности требует наряду с основной создать и серии дополняющих ее специальных карт. Особую трудность представляет картографическое изображение динамических характеристик территории [30].

В заключение необходимо провести оценку выполненной схемы районирования. Обычно это делается экспертным путем [16]. Критерием правильности выделения районов в ряде случаев может служить соответствие оконтуренной площади предлагаемым мероприятием по максимальному использованию ее естественных ресурсов. Разрабатываются также и математические методы оценки схем районирования [32].

## ЛИТЕРАТУРА

1. Авакян А. Б., Салтанкич В. П. Вопросы акваториального районирования и планировки на примере Волжского бассейна//Матер.

Всес. науч. конф. по проблемам комплексного использования и охраны водных ресурсов бассейна Волги. Пермь, 1975. Вып. 1.

2. Авакян А. Б., Салтанкин В. П. Акваториальное районирование, планировка и обустройство водохранилищ//Водохранилища мира. М., 1979.

3. Александрова В. Д. Классификация растительности. Л., 1969.

4. Арманд А. Д., Куприянова Т. П. Типы природных систем и физико-географическое районирование//Изв. АН СССР. Сер. географ. 1976. № 5.

5. Арманд Д. Л. Принципы физико-географического районирования//Изв. АН СССР. Сер. географ. 1952. № 1.

6. Арманд Д. Л. Объективное и субъективное в природном районировании//Изв. АН СССР. Сер. географ. 1970. № 1.

7. Арманд Д. Л. Типологическое и индивидуальное районирование ландшафтной сферы//Современные проблемы природного районирования. М., 1975.

8. Баканов А. И. О планировании бентосных съемок//ИБВВ АН СССР. 1979. 16 с. Деп. в ВИНТИ. 07.05.1979, № 1596—79 деп.

9. Берг Л. С. Географические зоны Советского Союза. М., 1947.

10. Берлянт А. М. Картографический метод исследования природных явлений. М., 1971.

11. Викторов А. С. Рисунок ландшафта. М., 1986.

12. Гаранин Л. С., Симонов Ю. Г. Логическая модель элементарного ландшафта//Количественные методы изучения природы. М., 1975.

13. Голиков А. Н., Скарлато О. А. Некоторые принципы комплексного ландшафтно-географического районирования на экологической основе//Биология моря. 1979. № 5.

14. Дроздов А. В. Опыт разграничения природных комплексов по характеристикам массознергообмена//Современные проблемы природного районирования. М., 1975.

15. Дьяконов К. Н. Методологические проблемы изучения физико-географической дифференциации//Количественные методы изучения природы. М., 1975.

16. Исаченко А. Г. Методы прикладных ландшафтных исследований. М., 1980.

17. Кожара В. Л., Смирнов Н. П. Лимнологическое районирование Верхней Волги в гидрохимическом аспекте//Факторы формирования водных масс и районирование внутренних водосмов. Л., 1974.

18. Козловский Ф. И. Почвенный индивидуум и методы его определения//Закономерности пространственного варьирования свойств почв и информационно-статистические методы их изучения. М., 1970.

19. Краткая географическая энциклопедия. М., 1962. Т. 3.

20. Куприянова Т. П. Анализ методических задач, решаемых в ходе физико-географического районирования//Современные проблемы природного районирования. М., 1975.

21. Куприянова Т. П. Физико-географическое районирование по принципу однородности территории//Количественные методы изучения природы. М., 1975.

22. Куприянова Т. П. Принципы и методы физико-географического районирования с применением ЭВМ. М., 1977.

23. Лидов В. П., Сетунская Л. Е. Картографический метод исследования и вопросы дробного физико-географического районирования//Вопр. географии. М., 1956. Сб. 39.

24. Мильков Ф. Н. О некоторых дискуссионных вопросах ландшафтной географии//Вопр. географии. М., 1956. Сб. 39.
25. Миронов А. Н. О принципах зонального районирования бентали на фаунистической основе//Зоол. журн. 1981. Т. 60, № 8.
26. Михайлов Н. И. Физико-географическое районирование. М., 1985.
27. Михайлов Н. И. Дискуссионные вопросы природного районирования//Вест. МГУ, сер. географ. 1988. № 1.
28. Мухина Л. И. Об использовании ландшафтных карт и схем природного районирования в прикладных целях//Современные проблемы природного районирования.
29. Мухина Л. И., Преображенский В. С., Фадеева Н. В. Объективные предпосылки некоторых методов ландшафтного районирования//Изв. АН СССР, сер. географ. 1968. № 4.
30. Нефедьева Е. А. Принципы и методы комплексного природного районирования мира//Изв. АН СССР, сер. географ. 1986. № 4.
31. Нигенко А. А. Опыт применения количественного анализа к вопросу о причинной обусловленности границ в растительном покрове//Количественные методы анализа растительности. Рига, 1971. Т. 2.
32. Нутенко Л. Я. Критерий качества схем членения территории. М., 1971.
33. Песенко Ю. А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М., 1982.
34. Преображенский П. С. Новые вехи в советской физической географии//Природа. 1967. № 8.
35. Прокаев В. И. Основы методики физико-географического районирования. Л., 1967.
36. Родоман Б. Б. Способы индивидуального и типологического районирования и их изображение на карте//Вопр. географии. М., 1956. Сб. 39.
37. Родоман Б. Б. Основные типы географических районов//Вестн. МГУ, сер. географ. 1972. № 1.
38. Салтанкин В. П. Актуальные методические вопросы комплексного районирования водохранилищ//Комплексное использование водохранилищ ГЭС и охрана окружающей среды. Л., 1979.
39. Салтанкин В. П. Дистанционные методы исследования и возможности их применения для изучения водохранилищ//Водохранилища мира. М., 1979.
40. Салтанкин В. П. Гидролого-географические аспекты повышения эффективности комплексного использования водохранилищ (акваториальное районирование, планировка)//Автореф. дис. ... канд. географ. наук. М., 1980.
41. Федина А. Е. Физико-географическое районирование. М., 1973.
42. Фридланд В. М. Элементарные почвенные ареалы как исходные единицы почвенно-географической таксономии и некоторые их производные//Закономерности пространственного варьирования свойств почв и информационно-статистические методы их изучения. М., 1970.
43. Чернов Ю. И. Понятие «животное население» и принципы геозоологических исследований//Журн. общ. биол. 1971. Т. 32, № 4.
44. Шрейдер Ю. А. Систематика, типология, классификация//География и методология биологических классификаций. М., 1983.
45. (Cochran W.) Кокрэн У. Методы выборочного исследования. М., 1976.
46. Whittaker R. H. Classification of natural communities//Bot. Rev. 1962. Vol. 28.

## **О количественных методах районирования водоемов**

**Проанализированы существующие классификации методов районирования водоемов, рассмотрены возможности и ограничения различных количественных методов, применяемых в задачах районирования.**

Районирование часто рассматривается как одна из форм классификации [18, 31]. Следует отметить, что количественным методам классификации различных природных объектов и процессов посвящено большое число публикаций [6, 9, 12, 17, 27, 33, 44 и мн. др.]. Специфика экологического районирования [7] предъявляет к процедурам классификации особые требования. Районы и подрайоны в экосистемах водоемов должны выделяться по некоторым наиболее важным признакам.

Выбор «хорошего», в определенном смысле, набора признаков — первоочередная проблема экологического районирования, которая определяется прежде всего целью и задачами исследования [2, 30—32].

Кроме того, от обычных задач классификации, типологии, таксономии задача районирования отличается дополнительным ограничением, требующим, чтобы биотопы выделенной группы были смежными, так как только в этом случае их группа может рассматриваться как район. То есть задача районирования с нашей точки зрения — это задача классификации, на которую накладывается ограничение, требующее «непрерывности» территории района. Проблема районирования водоемов с использованием математических методов сложна и многогранна. Цель настоящей статьи — классификация, изложение некоторых возможностей и ограничений различных количественных методов, применяемых в задачах районирования.

**Теоретико-множественные основы экологического районирования.**

Теоретической основой, способствующей выработке общего языка в задачах экологического районирования водо-

смов, может послужить теоретико-множественное описание [4, 26]. Под множеством обычно понимается совокупность тех или иных элементов. В нашем случае в качестве элемента множества можно рассматривать относительно однородный участок экосистемы водоема. Множество всех элементарных районов, взятое в какой-то момент времени, представляет собой экосистему водоема. С этой точки зрения экологическое районирование водоемов — разделение их экосистем на отдельные смежные подмножества.

Запись  $A = \{a, b, c, \dots\}$  обозначает, что множество  $A$  состоит из элементов  $a, b, c, \dots$

Если элемент  $a$  принадлежит множеству  $A$ , то обозначают  $a \in A$ , если же  $a$  не принадлежит  $A$ , то  $a \notin A$ .

Обозначается  $A \subset B$ , если каждый элемент множества  $A$  содержится в  $B$ , в нашем случае это означает, что множество  $A$  элементарных районов экосистемы водоема входит в состав множества  $B$ .

Объединением двух множеств  $A \cup B$  называют множество, содержащее все элементы, входящие или во множество  $A$  или во множество  $B$ , и не содержащее никаких других элементов. То есть объединение содержит все элементы, каждый из которых принадлежит по крайней мере одному из множеств  $A$  и  $B$ . Совокупность всех элементов, каждый из которых принадлежит множеству  $A$  и множеству  $B$ , называется их пересечением и обозначается  $A \cap B$  (рис. 1). Разность двух множеств  $A$  и  $B$  — множество  $A \setminus B$ , состоящее из элементов, входящих в  $A$ , но не входящих в  $B$ .

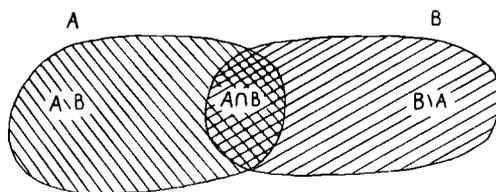


Рис. 1. Объединение, пересечение и разность множеств.

Для большей наглядности перечисленных понятий покажем, как некоторые понятия теории множеств интерпретируются при экологическом районировании водоемов (табл. 1).

**Интерпретация некоторых понятий теории множеств  
при экологическом районировании водоемов**

Теория множеств	Экологическое районирование водоемов
Универсальное множество	Экосистема водоема
Элемент универсального множества	Биогеоценоз, акваном, элементарный район
Некоторое множество элементов	Некоторое множество элементарных районов
A — подмножество B	Совокупность элементарных районов A входит в множество B
Пересечение множеств A и B	Элементарные районы, общие для районов A и B

### О классификации методов районирования водоемов

Классификации и описанию методов районирования водоемов посвящен ряд работ [1, 2, 21, 30—32]. Согласно одной из классификаций [2], применительно к водохранилищам предлагается выделить однофакторное, многофакторное и комплексное районирование. При этом к однофакторному относится районирование по какому-либо одному показателю, к многофакторному — по группе показателей «одной природы», к комплексному — только районирование, учитывающее сопряженный комплекс морфометрических гидрологических, физико-химических и гидробиологических показателей.

Предложены генетический (генезис комплексов), типологический (классификация) и функциональный (выделение геосистемы) подходы к районированию водохранилища [2]. Указывается на сложность установления «внешних» и, особенно, «внутренних» границ водохранилищ в трехмерном пространстве в связи с постоянной циркуляцией водных масс в водохранилище [2]. На каждой ступени комплексного районирования при этом применялись различные методы — ведущего признака, совмещения частей схем, тематического картографирования и т. д. Подчеркивается, что выбор метода районирования в значительной мере определяется имеющейся информацией [2], указывается на необходимость анализа различных методологических подходов к районированию водоемов. При этом возможно использование различных схем анализа, в том числе и подходов, применявшихся ранее для груп-

пировки задач и методов классификации. И. И. Елисеева и В. О. Рукавишников [14], например, все множество задач автоматической классификации предложили разбить на группы:

1) по их постановке — на детерминистские и стохастические (или вероятностные) задачи;

2) по способу решения — построения кластеров — на иерархические и неиерархические;

3) по наличию или отсутствию априорной информации о числе классов;

4) по тому, основывается ли решающий алгоритм на понятие меры близости или нет.

Гуд [40] привел несколько десятков способов классификации возможных подходов к кластер-анализу, в частности, накапливающие или разделяющие, последовательные или одновременные, локальные или глобальные критерии и т. д.

Учитывая, что предмет кластер-анализа достаточно обширен и признан, чтобы иметь собственное название, предложена даже новая дисциплина — ботриология, означающая теорию кластеров и предназначенная для различных областей знания, при условии, что при анализе используются математические методы [40]. Ботриология имеет весьма обширные цели, например, понимание и общение, обнаружение новых областей исследования, планирование организационной структуры, кластер-анализ и распознавание [40].

Анализируя разные подходы в кластер-анализе, Крускал [41] указывает два типа целей: определенные и неопределенные. Первые из них отличаются тем, что, в принципе, они пригодны для измерения того, насколько хорошо отнесение по кластерам соответствует рассматриваемой цели, тогда как неопределенные цели непригодны для этого.

Еще одна классификация связана с различием между естественными и произвольными кластерами [41]. Кластеры считаются естественными, если по исходным данным отчетливо видна принадлежность к ним, если же границы кластеров устанавливаются весьма условно, то они называются произвольными.

Таким образом, к настоящему времени предложено несколько подходов к группировке методов классификации, каждый из которых обладает определенными достоинствами и недостатками. Широкое распространение получило разделение методов на детерминистские и вероятностные

когда классификационным признаком служит характер зависимости между множествами элементарных и выделяемых районов.

Учет невозможности введения в некоторых ситуациях даже вероятностных характеристик, например, при отсутствии статистической устойчивости [34—36], вызывает необходимость использования и более общих, неопределенных моделей. Согласно предлагаемой классификации выделим 3 основных направления методов районирования водоемов: детерминистские, статистические, экспертные оценки и системы.

Учитывая, что пространство признаков может быть как одномерным, так и многомерным, получаем относительно простую схему классификации методов районирования водоемов (табл. 2). Рассмотрим кратко каждый подход.

Т а б л и ц а 2

**Классификация подходов к районированию водоемов**

Подход	Условия применимости
Детерминистский	Однозначное соответствие между множествами «элементарных» и выделяемых районов
Статистический	Наличие статистической устойчивости, «статистического ансамбля» исходных данных
«Неопределенный» — экспертный (экспертные оценки и системы)	Наличие информации, при которой известны лишь возможные варианты при отсутствии данных о вероятности каждого из них. Отсутствие статистической устойчивости

### Детерминистские методы

При использовании этих методов считается, что выборочные характеристики независимо от соотношения объемов выборки и генеральной совокупности позволяют вполне однозначно установить соответствие между элементарными множествами, подлежащими классификации, и множеством, являющимся результатом районирования.

С позиции ограничения разнообразия [20] детерминистское описание — такое сужение разнообразия, при котором указывается однозначное, конкретное разбиение множества элементарных районов на подмножества. Причем акваномы, входящие в состав этих подмножеств, долж-

ны быть в некотором смысле более сходны между собой, чем с акваномами из других районов.

Существует много различных способов задания мер сходства между объектами, подлежащими районированию. При этом мера сходства, как правило, представляет собой некоторую функцию, ставящую в соответствие каждой паре акваномов определенное число, характеризующее степень сходства между ними.

Используемые в районировании меры сходства отличаются большим разнообразием, однако у них имеются и общие свойства: меры сходства неотрицательны, сходство первого акванома со вторым равно сходству второго акванома с первым, сходство максимально для тождественных акваномов.

В качестве мер сходства могут быть использованы, например, расстояние Хеминга, Евклида, Минковского, Махаланобиса и т. д. [14, 31, 39, 40]. Часто за меру близости между двумя множествами точек  $A$  и  $B$  принимается сумма средних потенциалов, создаваемых точками множества  $B$  в каждой точке множества  $A$ , деленная на число точек в множестве  $A$  [6].

Оптимальный выбор меры сходства между акваномами зависит от цели, характера имеющейся информации, других особенностей задачи. При выборе какой-либо меры сходства можно говорить об оптимизации определенной целевой функции.

Обычно используемые меры сходства сравниваются с определенным пороговым значением, выбираемым из некоторых априорных соображений. Если мера сходства, например, расстояние в пространстве признаков, меньше порогового значения, то акваномы относятся к одному классу, если больше — к разным.

В целом использование детерминистского подхода оправдано только в некоторых частных случаях, когда по условиям задачи нужно получить простые решения или же когда невозможно использовать вероятностные методы.

Требование попарного непересечения описаний объектов ограничивает применимость детерминистских методов. Когда это условие не отвечает существу дела, используются статистические методы.

### **Статистические методы**

Преимущества их заключаются в том, что они допус-

кают наличие ошибок и неполноту знаний о распознаваемых объектах. В этом случае из-за вероятностных характеристик объектов однозначные решения в общем случае не могут быть безошибочными [4].

Большая часть вопросов классификации и районирования носит ярко выраженный вероятностный характер, поэтому в основу их изучения должны быть положены соответствующие разделы математики: теория вероятностей, математическая статистика, теория информации. В этом случае производится ограничение разнообразия в вероятностном смысле, которое, как правило, менее жестко, чем при детерминистском описании. Особую роль играет понятие статистической однородности некоторой совокупности, объединяемой в группу или класс. Существует несколько подходов к количественному анализу данного понятия. В качестве общего критерия количественной однородности Б. С. Ястремский [37], например, предложил использовать нормальный закон распределения.

Показателем, характеризующим однородность совокупностей, по его мнению, [37] служит соотношение разностей средних каждой из совокупностей и среднеквадратического отклонения этих же совокупностей. В случае, если разность средних больше среднеквадратического отклонения, совокупности считаются разнородными.

В. И. Сиськов [28, 29] в качестве показателя однородности использовал коэффициент вариации  $S$ , причем совокупность считалась однородной, если  $S \leq 0,33$ . И. Ф. Правдин [25] для оценки различия средних арифметических значений двух выборок предлагал использовать  $\text{Diff}$  — «дифференциацию рядов». Показана аналогия с приближенным значением критерия  $t(n)$  Стьюдента [4, 5]. Учитывая, что величина  $\text{Diff}$  зависит от объемов выборки, она не может характеризовать различие [5], а  $t_\alpha(n)$  предназначен для проверки гипотезы о достоверности разности средних значений. Мерой трудности разделения двух статистических совокупностей можно считать «дивергенцию» Кульбака [4, 5], которая включает не только различия средних, но и дисперсий.

В статистике часто используют подход, основанный на выделении в составе совокупности крупных, средних и мелких объектов по какому-либо количественному показателю [19]. Эмпирически установленные уровни варьирующих признаков приводят к понятию нормы [23]. Один из методов определения границ нормы — статистический. Для нор-

мального закона предлагается в качестве нормы учитывать вариацию, заключенную между пределами от  $x - k\sigma$  до  $x + k\sigma$ , где  $x$  — математическое ожидание,  $\sigma$  — среднеквадратическое отклонение,  $k$  — некоторое число, которое может изменяться в зависимости от задачи исследования и разных обстоятельств [23].

Один из методов оценки границ нормы для негауссовских распределений связан с их предварительной нормализацией. В случае лог-нормального распределения этого можно достигнуть, например, логарифмированием. Предлагаемый нами метод связан с использованием интегральной функции распределения  $F(l)$  (рис. 2). От среднего значения до пересечения с кривой  $F(l)$ , отыскивают значение  $F(l)$ , откладывают значения  $F(l) \pm a$ , по которым и определяют границы «нормы». Если распределение асимметрично, то границы будут находиться на разном расстоянии от  $l$ .

В случае симметричного, в частности, гауссовского распределения, эти расстояния одинаковы, что свидетельствует о большей общности данного метода.

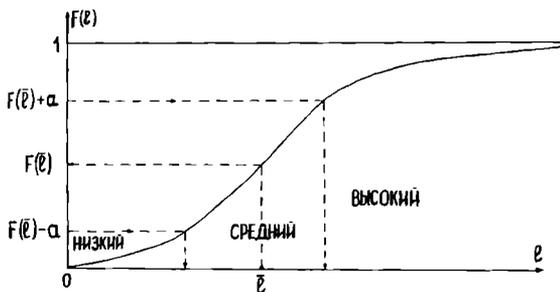


Рис. 2. Использование интегральной функции распределения для оценки границ нормы.

1 — среднее значение.  
По оси ординат — значения интегральной функции, отн. ед., по оси абсцисс — значения признака, отн. ед.

Для классификации можно использовать и квантили — порядковые характеристики, занимающие определенное место в ранжированной совокупности. К их числу относятся медиана, квартили, децили и перцентили [10].

При наличии статистической устойчивости более адек-

ватными для районирования считаются методы многомерной статистики — группа методов, являющихся многомерными в том смысле, что каждый элементарный район характеризуется многими признаками.

Существует несколько классификаций этих методов. По одной из них [15] методы многократного анализа различаются в зависимости от того:

1) являются ли исследуемые данные однородными или смешанными по характеру используемых переменных;

2) постулируется ли коррелированность или независимость случайных переменных в исследуемом наборе признаков;

3) каковы теоретические представления о линейности или нелинейности взаимосвязей характеристик изучаемого явления;

4) каковы характеристики функций распределения переменных и т. д.

Б. Г. Миркин [24] выделяет в многомерной статистике три различных подхода: алгоритмический, аппроксимационный теоретико-вероятностный.

Первый из них наиболее адекватен в ситуации, когда нет четких представлений об искомым статистических характеристиках. При этом вычисления проводятся исходя из определенного алгоритма, выбираемого из некоторых соображений.

Аппроксимационный подход применяют, если имеется отчетливое представление о связи искомой статистической характеристики с имеющимися данными, но не определена природа возникающих ошибок [24]. Считается, что этот подход дает основание для анализа и улучшения процедур алгоритмического подхода.

Теоретико-вероятностный подход используют при более глубоком проникновении в сущность связи между искомыми характеристиками и исходными данными. При этом часто возникают дополнительные возможности, например, сравнение точности различных методов. Плюта [43] в многомерном сравнительном анализе выделяет таксономические методы, в которых сопоставления проводят с помощью матрицы расстояний, и факторный анализ, когда используют матрицу корреляций.

В зависимости от целей проводимого анализа таксономические методы разделяют на три группы: методы упорядочения, разбиения, выборы репрезентантов групп [43]. Первая группа — методы, упорядочивающие едини-

цы изучаемой совокупности. Причем это упорядочивание может быть как линейным, так и нелинейным.

Вторая группа связана с задачами разбиения множества на совокупности относительно однородных элементов. Методы выбора репрезентантов, составляющие третью группу, имеют большое значение при нахождении диагностических признаков, передающих самые существенные особенности многочисленного набора исходных признаков [43]. При этом вполне естественно стремление получить признаки, которые наиболее полно характеризовали бы немногочисленный набор. С точки зрения Плюты [43], это достигается, если диагностические признаки не коррелируют или слабо коррелируют между собой, сильно коррелируют с признаками, не входящими в диагностический набор, позволяют разделять изучаемые единицы, т. е. характеризуются высокой вариацией по всем единицам множества и достаточно низкой вариацией по единицам внутри выделенных групп; не испытывают внешних воздействий. Первые два свойства позволяют исключить параметры, дублирующие одну и ту же информацию, а также обеспечивают выбор признаков, представляющих лучшим образом те из них, которые не входят в данный набор.

Проверка третьего условия связана со сравнением коэффициента вариации признаков всего изучаемого множества и коэффициентов вариации выделенных подмножеств. Если разность между ними достоверна, то это свидетельствует о выполнении данного условия.

Проверка четвертого условия проводится путем соответствующего качественного анализа [43].

Под факторным анализом часто понимают метод приведения множества непосредственно наблюдаемых признаков к меньшему числу расчетных факторов.

Математическая модель факторного анализа основана на представлении матрицы исходных данных  $(y_{ij})$  в виде линейных комбинаций значений  $f_{ij}$  факторов  $f_i$  на объектах  $i$  с невязками  $\epsilon_{ij}$ .

$$y_{ij} = a_{ij}f_{i1} + \dots + a_{mj}f_{im} + \epsilon_{ij}, \text{ где} \\ i = 1 \div N; j = 1 \div n; t = 1 \div m$$

Коэффициенты  $a_{ij}$  называются нагрузками факторов  $f_i$  на признаки  $j$ . Нулевых невязок, как правило, не бывает. Выбор значений  $a_{ij}$  может производиться по разному. Если минимизируется средняя квадратичная невязка, то говорят о методе главных компонент [3, 13], если же минимизируются корреляции между векторами невязок — о факторном анализе.

Таким образом, часто метод главных компонент рассматривают как одну из разновидностей методов факторного анализа [16, 42], а иногда его отделяют от факторного анализа [13]. Каждый из методов факторного анализа, как и метод главных компонент, имеет свои достоинства и недостатки [13, 15]. Отметим только, что нет особых оснований считать эти линейные статистические методы универсальными. В настоящее время существует тенденция использования нелинейных моделей для анализа природных процессов. Имеются определенные успехи и в создании нелинейного факторного анализа [38].

### Экспертные оценки и системы

Имея определенные достоинства, статистические методы районирования водоемов обладают и некоторыми недостатками. Один из них связан с тем, что для применения этих методов необходима, как правило, обширная и, по возможности, более точная исходная информация об элементарных районах. Для получения, накопления, хранения и обработки ее требуются оборудование, время, вычислительная техника и т. д.

Иногда исходная информация об элементарных районах недостаточно репрезентативна. Впрочем, часто недостающую информацию можно получить, но во время анализа она может отсутствовать, поскольку получение ее связано с большими затратами времени и средств.

Кроме того, многомерность информации о множестве элементарных районов, многозначность и качественное различие целевых функций и критериев классификации иногда не позволяют получить однозначную обобщенную оценку качества районирования.

Одна из особенностей экологического районирования заключается в том, что при этом математические расчеты дополняются использованием мнений специалистов — экспертов. Экспертные методы обычно широко используются в сложных, многокритериальных задачах, в которых не существует достаточно хорошо формализованных моделей. При этом эксперт рассматривается как бы датчик исходной качественной и количественной информации.

Б. С. Кузин [22, стр. 144—145] отмечал: «Измерять все, что можно измерить, задача почтенная. Но измеряемое не всегда можно сделать измеримым. И мне кажется, что самые существенные вопросы биологии ни в коей мере не

могут быть разрешены путем измерения... Измерение совершенно необходимо для придания найденной истины объективного характера. Но я не меньше ценю и субъективные истины, познаваемые непосредственно путем созерцания». И далее [22, стр. 158]: «...Можно измерить длину разных предметов одной категории, расположить их по росту на прямой. Взяв второе измерение, можно разместить их на плоскости. Увеличивая число признаков, можно получить и очень многомерные схемы. Но какова будет их ценность? Мне она представляется очень сомнительной. Соотношения между компонентами органической системы выражаются вовсе не расстоянием. Ценность таксономического признака не может быть сведена к количественному выражению.

В органической форме и в системе этих форм слишком большой удельный вес имеет элемент прекрасного, эстетическое начало, которое не может быть воспринято и познано дискурсивно».

Опыт, знания, интуиция позволяет специалисту-эксперту решать многие задачи в ситуациях неопределенности. Однако при решении сложных проблем районирования одни специалисты иногда не в состоянии учесть все признаки и выявить наилучшую альтернативу.

Выработка сложных решений в районировании водоемов требует участия группы эрудированных специалистов. Основное преимущество групповой оценки — в разностороннем анализе таких задач.

Под групповой оценкой обычно понимают объединение мнений экспертов в некоторую «единую» оценку. При этом применение статистических методов значительно расширяет возможности использования информации, полученной от специалистов-экспертов.

Однако групповые оценки имеют и недостатки. Групповая оценка с помощью средних величин применима, если ответы экспертов относительно однородны. Важные характеристики распределения оценок, полученных от эксперта — меры рассеяния: среднеквадратическое отклонение и коэффициент вариации. При этом естественно, что точность экспертных оценок зависит от цели исследования, характера задач, имеющейся информации и подбора экспертов [8].

Увеличение гидроэкологической информации, специализация исследователей в узких направлениях приводит к появлению экспертов лишь в своих областях знания. Желание использовать ЭВМ для хранения, накопления и передачи

информации о водных экосистемах широкому кругу исследователей может способствовать созданию экспертных систем, основу которых составляют логико-лингвистические модели [11]. Подобная экспертная система должна имитировать мышление опытного эколога, моделировать методы поиска их оптимальных решений.

Считают [11], что основа рекомендаций, выдаваемых экспертной системой — совокупность знаний о проблемной области, хранимая в ЭВМ. Особое значение имеют точность, качество этой информации, а также проблемы ее представления и процедуры вывода решений.

Таким образом, под экологическим районированием следует понимать районирование экосистем. Экосистемы водоемов — очень сложные объекты природопользования, требующие для своего изучения огромного материала гидрологического, гидрохимического, природоохранного и даже экономического характера.

Многие процессы функционирования водных экосистем имеют вероятностный характер и протекание их связано со значительной неопределенностью. Разнообразие целей и задач вызвало разные подходы к районированию.

Теоретическая основа, способствующая выработке общего языка в задачах экологического районирования водоемов — теория множеств. По характеру зависимости между множествами элементарных и выделяемых районов существующие методы районирования подразделяются на детерминистские, статистические, экспертные оценки и экспертные системы.

Выбор метода районирования в значительной степени зависит от цели, задачи исследования, характера, объема и качества информации, имеющейся в распоряжении исследователя.

Все более распространенными в районировании становятся методы многомерной статистики, позволяющие исходное многомерное пространство признаков свести к пространству гораздо меньшей размерности. Однако использование многомерных методов часто связано с ограничениями, налагаемыми возможностями метода, а также характером имеющейся информации, в первую очередь отсутствием части данных, пробелами в строках и столбцах исходной матрицы.

Решение задач экологического районирования в ситуациях неопределенности, многокритериальности связано с использованием специалистов-экспертов. Очередной этап развития этого направления — создание экспертных систем,

и оптимальные результаты решения подобных задач следует ожидать при совместном применении детерминистских, вероятностных и экспертных методов анализа.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Авакян А. Б., Салтакин В. П. Акваториальное районирование и планировка водохранилищ//Вопросы антропогенных изменений водных ресурсов. М., 1976.
2. Авакян А. Б., Салтакин В. П., Шарапов В. А. Комплексное использование водохранилищ//Водоохранилища и их воздействие на окружающую среду. М., 1986.
3. Айвазян С. А., Енюков И. С., Мешалкин Л. Д. Прикладная статистика. Основы моделирования и первичная обработка данных. М., 1983.
4. Андреев В. Л. Классификационные построения в экологии и систематике. М. 1980.
5. Андреев В. Л., Решетников Ю. С. Исследование внутривидовой морфологической изменчивости сига *Coregonus Lavarelus* (L.) методами многомерного статистического анализа//Вопр. ихтиологии. 1977. Т. 17, вып. 5 (106).
6. Аркадьев А. Г., Браверман Э. М. Обучение машин классификации объектов. М., 1971.
7. Баканов А. И. Основы физико-географического районирования. Наст. кн.
8. Бешелев С. Д., Гурвич Ф. Г. Математико-статистические методы экспертных оценок. М., 1980.
9. Васильев В. И. Распознающие системы. Киев, 1969.
10. Венецкий И. Г., Венецкая В. И. Основные математико-статистические понятия и формулы в экономическом анализе. М., 1974.
11. Геловани В. А., Ковригин О. В. Экспертные системы в медицине. М., 1987.
12. Горелик А. Л., Скрипкин В. А. Методы распознавания. М., 1977.
13. Дубров А. М. Обработка статистических данных методом главных компонент. М., 1978.
14. Елисеева И. И., Рукавишников В. О. Группировка, корреляция, распознавание образов. М., 1977.
15. Елисеева И. И., Рукавишников В. О. Логика прикладного статистического анализа. М., 1982.
16. Жуковская В. М., Мучник И. Б. Факторный анализ в социально-экономических исследованиях. М., 1976.
17. Заторунко Н. Г. Методы распознавания и их применение. М., 1972.
18. Зворыкин К. В., Углов В. А. К методике природного районирования//Методы комплексного изучения природы. М., 1973.
19. Кильдишев Г. С., Аболенцев Ю. И. Многомерные группировки. М., 1978.
20. Китаев Н. Н. Групповые экспертные оценки. М., 1975.
21. Кожара В. Л., Смирнов Н. П. Лимнологическое районирование Верхней Волги в гидрохимическом аспекте/Факторы формирования водных масс и районирование внутренних водосемов. Л., 1974.
22. Кузин Б. С. Письма А. А. Любищеву//Теория и методология биологических классификаций. М., 1983.
23. Лакин Г. Ф. Биометрия. М., 1968.

24. Миркин Б. Г. Факторный анализ: концептуальные схемы (вступительная статья)//П. Благуш. Факторный анализ с обобщениями. М., 1989.
25. Правдин И. Ф. Руководство по изучению рыб. М., 1966.
26. Пугачев В. С. Теория вероятностей и математическая статистика. М., 1979.
27. Сафронов Ю. П., Эльман Р. И. Инфракрасные распознающие устройства. М., 1976.
28. Сиськов В. И. Об определении величины интервалов при группировках//Вестн. статистики. 1971. № 12.
29. Сиськов В. И. Корреляционный анализ в экономических исследованиях. М., 1975.
30. Складенко В. Л., Смирнов Н. П. О применении многомерного анализа в гидрологии//Факторы формирования водных масс и районирование внутренних водоемов. Л., 1974.
31. Смирнов Н. П., Складенко В. Л. Классификация в гидрологии как задача теории распознавания//Факторы формирования водных масс и районирование внутренних водоемов. Л., 1974.
32. Смирнов Н. П., Складенко В. Л. Методы многомерного статистического анализа в гидрологических исследованиях. Л., 1986.
33. Теория классификаций и анализ данных: Тез. докл. Новосибирск, 1981.
34. Тутубалин В. Н. Теория вероятностей в естествознании. М., 1972.
35. Тутубалин В. Н. Статистическая обработка рядов наблюдений. М., 1973.
36. Тутубалин В. Н. Границы применимости (вероятностно-статистические методы и их возможности). М., 1977.
37. Ястремский Б. С. Некоторые вопросы математической статистики. М., 1961.
38. (Blanus P.) Благуш П. Факторный анализ с обобщениями. М., 1989.
39. (Воппег Р. Е.) Боннер Р. Е. Некоторые методы классификации//Автоматический анализ сложных изображений. М., 1969.
40. (Good I. J.) Гуд И. Дж. Ботриология ботриологии//Классификация и кластер. М., 1980.
41. (Kruskal J. V.) Крускаль Д. Взаимосвязь между многомерным шкалированием и кластер-анализом//Классификация и кластер. М., 1980.
42. (Lawley D., Maxwell A.) Лоули Д., Масквелл А. Факторный анализ как статистический метод. М., 1967.
43. (Pluta W.) Плюта В. Сравнительный многомерный анализ в экономических исследованиях. М., 1980.
44. (Rozenfeld A.) Розенфельд А. Распознавание и обработка изображений с помощью вычислительных машин. М., 1972.

(Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина  
АН СССР)

## **Метод оценки пространственной связности сообщества рыб крупного водоема**

**Предложен метод выявления пространственной структуры сообщества рыб крупного водоема, основанный на анализе динамической связности и близости видовой структуры рыбного населения различных станций.**

Сейчас у большинства экологов не вызывает сомнения правомочность и необходимость изучения рыбного населения водоема как некоторого единства, взаимодействующего со средой как целое [5, 13, 14]. Рыбы находятся на верхних трофических уровнях и отличаются на несколько порядков от других гетеротрофных гидробионтов размерами, продолжительностью жизни, способностями к свободному перемещению. Это определяет особую роль рыбного населения в обеспечении устойчивости гидроэкосистем.

Неотъемлемой частью синэкологических работ становятся хорологические исследования, поскольку пространственная структура биологических систем оказывает влияние на их свойства [4, 19]. Одной из важных задач этого исследования можно назвать изучение структурированности рыбного населения в связи с влиянием его на другие звенья трофической сети и необходимостью выявления путей трансформации вещества и энергии в экосистеме.

Преыдущие исследования пространственной изменчивости рыбного населения строились следующим образом. Изучаемую акваторию делили по геоморфологическим признакам на ряд районов. Население этих районов сравнивали по ряду выбранных характеристик и выявляли существующие между группами различия [2, 3, 22]. Мы попытались оценить пространственную структурированность сообщества через анализ динамической связности и близости видовой структуры различных его частей.

Возможны три основных типа пространственной структуры рыбного населения водоема как системы, отличающихся по реакции на локальное воздействие.

1. Рыбное население водоема — целостная система, все части которой тесно взаимосвязаны; локальное воздействие вызывает изменения во всей системе;

2. Рыбное население водоема — система с распределенными параметрами; локальное воздействие может вызывать изменения и в других частях сообщества, но их величина уменьшается по мере удаления от места воздействия;

3. Рыбное население водоема — «система систем», состоит из достаточно самостоятельных субъединиц; возмущение одной из них никак не сказывается на состоянии остальных.

Попытка выявить метод определения типа и оценить пространственное строение рыбной части сообщества крупного водоема и составляет предмет данной статьи. Рыбинское водохранилище является удобным объектом для решения вопроса о принципиальной возможности работ такого рода [12].

Результаты хорологических исследований во многом зависят от выбранного масштаба [21]. При этом можно условно выделить три уровня исследования: макро-, мезо- и микро- [9]. В нашей работе анализ степени неоднородности рыбного населения проведен на макроуровне. Кратчайшее расстояние между ближайшими станциями составляет 10—25 км. Используются данные сентябрьских стандартных траловых ловов за период 1980—1988 гг. на 17 станциях, расположенных в русловой зоне водохранилища. На основании данных по скорости седиментации [6] можно допустить, что топография дна водоема в части, прилегающей к русловой зоне, за последнее десятилетие существенно не менялась. Таким образом, используемый материал стандартизован по сезону и биотопу. Анализ проводили на основании 124 выборок, каждая из которых складывалась из уловов донным (15—30 мин) и пелагическим (5—15 мин) тралами на одной и той же станции. Уловы пересчитывали на 30 мин траления и полученные результаты суммировали. Расчеты вели в единицах численности.

Многие исследователи обращают внимание на тот факт, что четких границ сообществ объективно не существует [7, 24, 25]. Поэтому при экологическом районировании может идти речь только о вероятности прохождения тех или иных границ в данном месте. На этих позициях строились наши исследования.

В основу разработки были заложены следующие представления. Если рыбная часть сообщества водохранилища

имеет пространственную структурированность, т. е. состоит из более мелких пространственно разделенных между собой субъединиц, в которых рыбы наиболее взаимосвязаны, то внутри этих пятен между станциями должна быть наибольшая динамическая связность, стабильность видовой структуры и величины общих уловов, наибольшее структурное сходство. Для станций, расположенных вблизи границ этих субъединиц, вышеприведенные характеристики должны быть минимальны.

Выполнены параллельные расчеты по выявлению ядер и границ субъединиц. Выборки сравнивали попарно между двумя близлежащими друг к другу станциями отдельно по двум трансектам — шекнинской и волго-моложской (рис. 1). В основу отбора показателей был заложен принцип дополнителности. Исходили из того, что каждый из них описывает ту или иную сторону целостного явления. Поэтому отбор производили таким образом, чтобы, с одной стороны, они были достаточно обобщенными и могли быть выражены в количественной форме, а с другой — максимально дополняли друг друга. Всего в анализе задействовано 10 характеристик, которые делятся следующим образом.

1. Показатели близости видовой структуры — индекс Чекановского — Сьеренсена ( $I_{CS}$ ) в качественной форме [10, 20] и показатель, названный нами «разность видового спектра» ( $A$ ), который рассчитывали по формуле

$$A = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^S |\Delta p_i|$$

где  $\Delta p_i$  — разность долей  $i$ -го вида в сравниваемых выборках,  $S$  — общее число видов в сравниваемых выборках.

Пределы изменения показателя  $0 \leq A \leq 1$ ; он максимален при полном различии видового состава сравниваемой пары выборок. Из несложных математических преобразований следует, что «разность видового спектра» является дополнением к индексу Чекановского-Сьеренсена в количественной форме [10].

$$I_{CSb} = \sum_{i=1}^S \min(p_{ij}, p_{ik}) = 1 - \frac{1}{2} \sum |p_{ij} - p_{ik}| = 1 - A$$

Расчет  $I_{CS}$  и  $A$  сделали на основании среднесезонных выборок по станциям за 1980—1988 гг.

2. Показатели динамической связности — коэффициенты корреляции величин общих уловов ( $r_N$ ), сложности ( $r_{H_m}$ ),

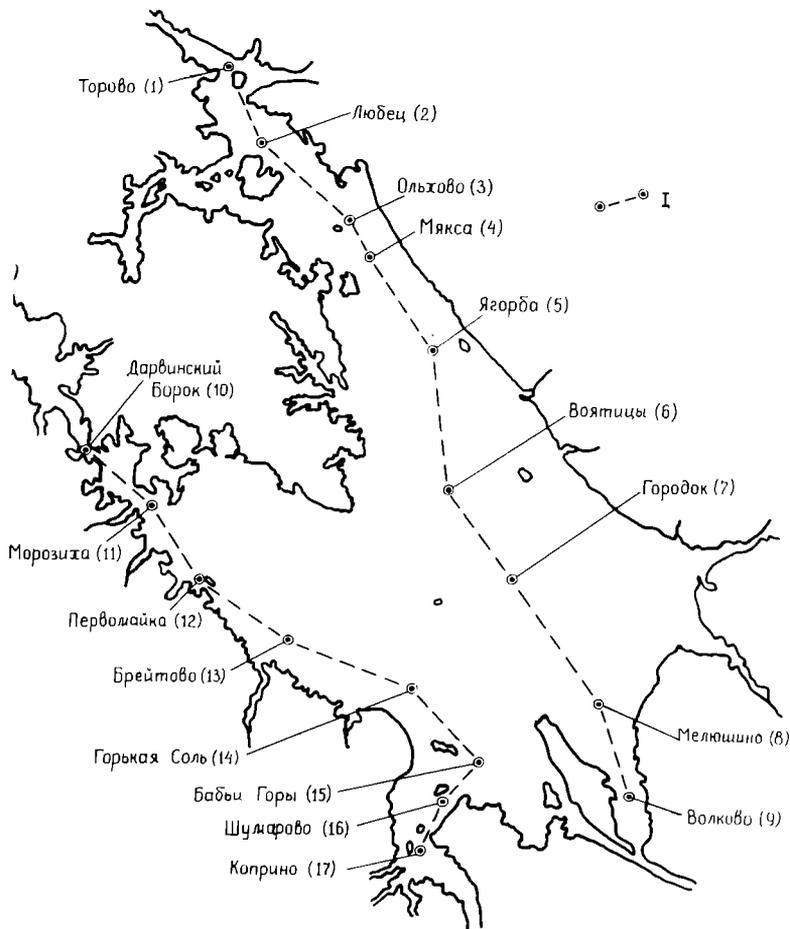


Рис. 1. Схема станций.

I — трансекта: шексинская (ст. 1—9), волго-моложская (ст. 10—17).

энтропии ( $gH$ ) и относительной организации ( $gR$ ) видового состава уловов между станциями.

3. Показатели стабильности — коэффициенты вариации величин общих уловов ( $CV N$ ), сложности ( $CV H_m$ ), энтропии ( $CV H$ ), относительной организации ( $CV R$ ) видового состава уловов.

Все вычисления, кроме расчетов по  $CV$ , выполнены на

## Характеристики сходства и динамики видовой структуры рыбного населения

Станции	Раз- пость видо- вого спек- тра, Сье- отн. ед.	Ин- декс Чека- нов- ского Сье- отн. ед.	Коэффициент корреля- ции *, отн. ед.				Коэффициент вариации, %			
			слож- ности	энтро- пии	отно- си- тель- ной орга- низа- ции	обще- го улова	слож- ности	энтро- пии	отно- си- тель- ной орга- низа- ции	обще- го улова
	<b>Шекснинская трансекта</b>									
Торово	0.31	0.88	0.89	—	—	0.65	11	13	28	150
Любец	0.53	0.88	—	—	—	—	9	33	47	120
Ольхово	0.35	0.80	—	—	—	0.55	7	41	47	100
Мякса	0.10	0.88	0.43	0.54	0.64	0.84	12	21	38	110
Ягорба	0.13	0.83	—	—	—	—	10	49	49	71
Воятицы	0.05	0.92	—	—	—	0.57	8	42	57	84
Городок	0.32	0.92	—	—	—	—	24	46	42	130
Мелюшино	0.15	0.92	—	—	—	—	17	64	49	110
Волково	0.15	0.92	—	—	—	—	14	33	51	160
	<b>Волго-моложская трансекта</b>									
Дарвинский Борок	0.43	0.80	—	0.71	0.78	0.81	18	28	42	94
Морозиха	0.31	0.88	0.44	0.70	0.74	—	19	43	59	150
Первомайка	0.51	0.89	0.78	—	—	0.84	7	43	54	75
Брейтово	0.10	0.85	0.55	0.55	0.57	0.68	10	48	65	140
Горькая Соль	0.11	0.88	—	—	—	—	9	51	37	50
Бабын Горы	0.35	0.80	—	—	—	—	7	66	61	120
Шумарово	0.39	0.78	—	—	—	—	21	27	47	95
Коприно	0.39	0.78	—	—	—	—	30	63	67	120

Примечание.\* цифры приведены для вероятности 0.6 и более.

программируемом микрокалькуляторе МК-56. (Программное обеспечение см. в приложениях 1, 2, 3). Подробнее о показателях «сложность», «энтропия» и «относительная организация» как характеристиках видовой разнообразия изложено в [15, 17].

Значения выбранных характеристик по каждой станции были сведены в табл. 1. На ее основании определяли местоположение и силу проявления ядер и границ по отдельным показателям (табл. 2, 3). Границам соответствуют локальные экстремумы  $\max A$ ,  $\min I_{CS}$ ,  $\min r$ ,  $\max CV$ ; ядрам —  $\min A$ ,  $\max I_{CS}$ ,  $\max r$ ,  $\min CV$ . Силу проявления локального максимума характеристик  $A$ ,  $I_{CS}$ ,  $CV$  оценивали

в 1 балл, если  $0.5x_m < x_{m-1}, x_{m+1}$ ,

в 2 балла, если  $x_{m-1} \leq 0.5x_m < x_{m+1}$  или  $x_{m+1} \leq 0.5x_m < x_{m-1}$ ,

в 3 балла, если  $0.5x_m \geq x_{m-1}, x_{m+1}$ ,

где  $x_m$  — значение показателя на станции локального максимума,  $x_{m-1}$ ,  $x_{m+1}$  — значение показателя на предыдущей и последующей станциях.

Силу проявления местного минимума этих же показателей оценивали:

в 1 балл, если  $1.5 x_m > x_{m-1}, x_{m+1}$ ,

в 2 балла, если  $x_{m-1} < 1.5 x_m \leq x_{m+1}$  или  $x_{m+1} < 1.5x_m \leq x_{m-1}$ ,

в 3 балла, если  $1.5 x_m \leq x_{m-1}, x_{m+1}$ ,

где  $x_m$  — значение показателя на станции локального минимума,  $x_{m-1}$ ,  $x_{m+1}$  — значение показателя на предыдущей и последующей станциях.

В случае с коэффициентом корреляции подход к выявлению границ и ядер был несколько иным. Считается, что связь слабая, если коэффициент корреляции меньше 0.3, средняя, если меньше 0.7, но больше 0.3, и сильная, если коэффициент корреляции больше 0.7 [11]. В соответствии с этим ранжированием силы связи при выявлении границ между возможными локальностями рыбного населения по коэффициенту корреляции его оценивали в 0 баллов, если коэффициент корреляции больше 0.7, в 1 балл, если корреляция 0.3—0.7, в 2 балла, при меньшем или отрицательном коэффициенте, при выделении ядер — в 0 баллов, если коэффициент корреляции меньше 0.3 или отрицательный, в 1 балл, если коэффициент 0.3—0.7, в 2 балла, если коэффициент корреляции больше 0.7.

Показатели различаются между собой по способности выявлять пространственные субъективные единицы рыбного населения. Для увеличения чувствительности метода они были проанжированы методом попарного сравнения. Ранжирование

## Местоположение и сила проявления ядер по отдельным показателям, баллы

Станции	Раз- ность видо- вого спек- тра	Ин- декс Чека- нов- кого Сье- рен- сена	Коэффициент корреляции				Коэффициент вариации			
			слож- ности	энтро- пии	отно- си- тель- ной орга- низа- ции	обще- го улова	слож- ности	энтро- пии	отно- си- тель- ной орга- низа- ции	обще- го улова
<b>Шекснинская трансекта</b>										
Торово	2	1	2	0	0	1	0	2	2	0
Любец	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Ольхово	0	0	0	0	0	1	2	0	0	1
Мякса	2	1	1	1	1	2	0	3	1	0
Ягорба	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Воятицы	3	1	0	0	0	1	2	1	0	0
Городок	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
Мелюшино	2	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Волково							1	2	0	0
<b>Волго-моложская трансекта</b>										
Дарвинский Борк	0	0	0	2	2	2	1	2	1	2
Морозиха	2	0	1	2	2	0	0	0	0	0
Первомайка	0	1	2	0	0	2	2	0	1	3
Брейтово	2	0	1	1	1	1	0	0	0	0
Горькая Соль	0	1	0	0	0	0	0	0	3	3
Бабы Горы	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Шумарово	0	0	0	0	0	0	0	3	1	2
Коприно	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

проводили по двум принципам, условно названным нами «принцип достаточности» и «принцип необходимости» (табл. 4).

Принцип достаточности заключается в следующем: если показатель зафиксировал пространственную структурированность, то она объективно существует. Недостаток этого

**Местоположение и сила проявления границ по отдельным показателям, баллы**

Станции	Раз- ность видо- вого спек- тра	Ин- декс Чека- нов- ского Сье- рен- сена	Коэффициент корреляции				Коэффициент вариаии				
			слож- ности	энтро- пии	отно- си- тель- ной орга- низа- ции	обще- го улова	слож- ности	энтро- пии	отно- си- тель- ной орга- низа- ции	обще- го улова	
	Шекснинская трансекта										
Торово	0	0	0	2	2	1	1	0	0	1	
Любец	1	0	2	2	2	2	0	0	1	0	
Ольхово	0	1	2	2	2	1	0	1	1	0	
Мякса	0	0	1	1	1	0	1	0	0	1	
Ягорба	2	1	2	2	2	2	0	2	0	0	
Воятицы	0	0	2	2	2	1	0	0	1	0	
Городок	3	0	2	2	2	2	2	0	0	1	
Мелюшино	0	0	2	2	2	2	0	2	0	0	
Волково	0	0	2	2	2	2	0	0	1	1	
	Волго-моложская трансекта										
Дарвинский Борок	1	0	2	0	0	0	0	0	0	0	
Морозиха	0	0	1	0	0	2	0	0	1	2	
Первомайка	2	0	0	2	2	0	0	0	0	0	
Брейтово	0	1	1	1	1	1	1	0	1	2	
Горькая Соль	0	0	2	2	2	2	0	0	0	0	
Бабы Горы	0	0	2	2	2	2	0	2	1	2	
Шумарово	1	1	2	2	2	2	0	0	0	0	
Коприно	1	1	2	2	2	2	1	2	1	1	

принципа в том, что структурированность может существовать, а показатель ее не зафиксирует. Принцип необходимости можно сформулировать так: если существует пространственная структурированность, то показатель обязательно ее проявит. Недостаток принципа — показатель может зафиксировать структурированность, которой на самом деле

## Ранговые коэффициенты показателей

Принципы ранжирования	Разность видового спектра	Индекс Чекановского-Сьеренсена	Коэффициент корреляции				Коэффициент вариации			
			сложности	энтропии	относительной организации	общего улова	сложности	энтропии	относительной организации	общего улова
Необходимость	1	0.25	0.25	1	1	1	0.25	1	1	1
Достаточность	1	1	1	1	1	0.4	0.8	0.4	0.4	0.2

нет. Следует отметить, что ни один из показателей полностью не отвечает ни тому, ни другому принципу. На любом из них могут сказаться эти недостатки. Поэтому при ранжировании может идти речь только об относительно большем, меньшем или равном соответствии.

Логику предпочтения одного показателя перед другим в рамках того и другого принципа иллюстрирует следующий пример. По принципу достаточности показатель «разность видового спектра» и индекс Чекановского-Сьеренсена равноценны, так как если  $A$  или  $I_{CS}$  указывают на существование субъединиц, то они действительно есть. По принципу необходимости показатель «разность видового спектра» имеет преимущество перед индексом Чекановского-Сьеренсена ( $A > I_{CS}$ ). Если есть две субъединицы, имеющие одинаковый список видов,  $I_{CS}$  на их существование не прореагирует, а  $A$  может их показать. Программа ранжирования для программируемого микрокалькулятора типа МК-56 и полная запись логики ранжирования по обоим принципам приведены в приложениях 4, 5.

Для окончательного решения вопроса о возможном местоположении границ и ядер баллы по всем показателям суммировали. При вычислении с учетом ранжирования баллы по каждому показателю перед суммированием умножали на соответствующий ранговый коэффициент. Установление границ и ядер по коэффициентам вариации возможно только на станции, по остальным же показателям — только между станциями. Окончательное местоположение границ и ядер решено устанавливать между станциями, прибавляя к общей сумме значения коэффициентов вариации обеих соседних станций. При максимуме баллов повышается вероятность нахождения границы или ядра именно в этом месте. Краевые

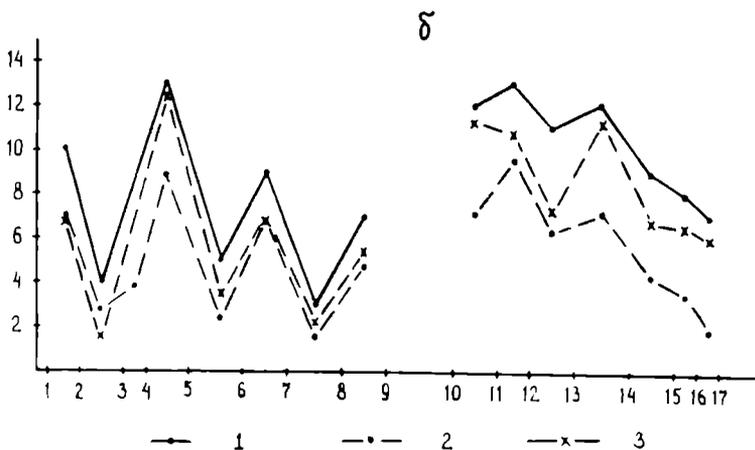
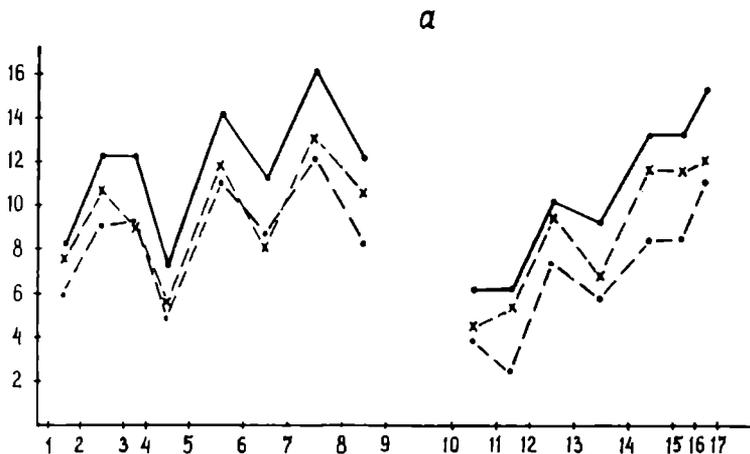


Рис. 2. Результирующие кривые выделения границ (а) и ядер (б) суб-единиц рыбного населения.

1 — выделение без ранжирования, 2 — выделение с ранжированием по принципу достаточности, 3 — то же по принципу необходимости. По оси ординат — сумма баллов, по оси абсцисс — номера станций.

точки трансекты условны и характеризуют лишь тенденцию на ядро или границу, так как расчеты для них проведены по неполным данным.

Разные варианты выделения ядер и границ дают сходную картину, дополняют друг друга (рис. 2). В местах, где сумма баллов при выделении ядер максимальна (т. е. максимальна

вероятность нахождения здесь ядра), отмечается минимум суммы баллов у вариантов выделения границ и наоборот. Коэффициенты корреляции данных по выделению границ и ядер отрицательны и высоки — от  $-0.81$  до  $-0.93$  (табл. 5).

Таблица 5

**Корреляционная матрица разных вариантов выделения пространственной структурированности рыбного населения**

	Выделение ядер			Выделение границ		
	без ранжирования	по принципу достаточности	по принципу необходимости	без ранжирования	по принципу достаточности	по принципу необходимости
<b>Выделение ядер</b>						
без ранжирования	1.00	0.93	0.95	-0.88	-0.90	-0.87
по принципу достаточности	0.93	1.00	0.85	-0.94	-0.93	-0.92
по принципу необходимости	0.95	0.85	1.00	-0.81	-0.83	-0.84
<b>Выделение границ</b>						
без ранжирования	-0.88	-0.94	-0.81	1.00	0.97	0.97
по принципу достаточности	-0.90	-0.93	-0.83	0.97	1.00	0.92
по принципу необходимости	-0.87	-0.92	-0.84	0.97	0.92	1.00

Близкие результаты получены и при сопоставлении различных принципов ранжирования показателей, причем при выделении границ связь между данными различных вариантов ранжирования более сильна, чем при выделении ядер (коэффициенты корреляции соответственно  $0.92-0.97$  и  $0.85-0.95$ ). Это говорит о том, что в первом приближении допустимо вести расчеты без ранжирования показателей. Но на участках, где наблюдается размытость границ или ядер, можно, используя результаты ранжирования, уточнить картину. Так, в районе станций 13 и 14 оба варианта с ранжированием подтверждают существование ядра в этом месте, указывая, однако, что в районе станций 10, 11 и 12 ситуация сложнее (рис. 2).

Таким образом, результаты расчетов показывают, что на шекснинской трансекте выделяются три зоны пониженной связности, делящие рыбное население этой части водохранилища на 4 субъединицы — I, II, III, IV (рис. 3). На волгомоложской трансекте тоже можно выделить 2 зоны пониженной связности, одна из которых приходится на конец трансекты (ст. 14—17), а другая делит рыбное население этой части водохранилища на 2 субъединицы — V и VI. Однако они менее четко выражены, проявление их неустойчиво, что свидетельствует о большей пространственной аморф-

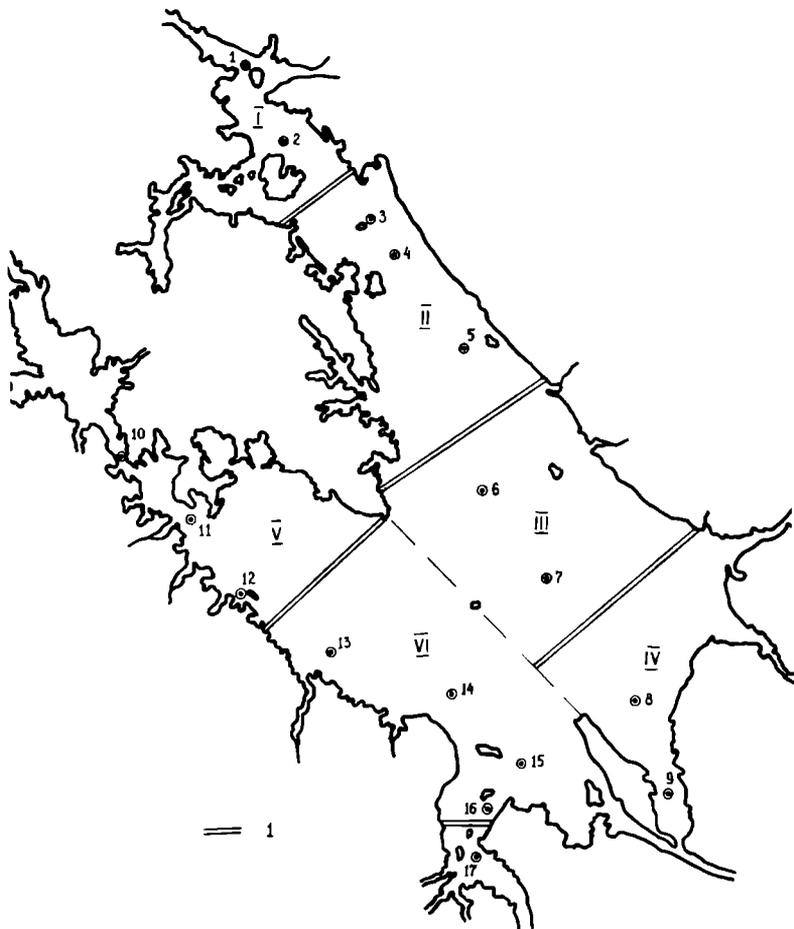


Рис. 3. Схема пространственной связности рыбного населения Рыбинского водохранилища (1980—1988 гг.).

I — границы субъединиц, арабские цифры — номера станций, римские номера субъединиц.

ности населения в волго-моложской части водохранилища по сравнению с шекснинской.

Полученные результаты хорошо согласуются с данными ранее проводившихся на этом водоеме исследований по распределению водных масс [18], миграционному поведению взрослого леща [12], пространственному распределению молоди рыб [8] (рис. 4—6).

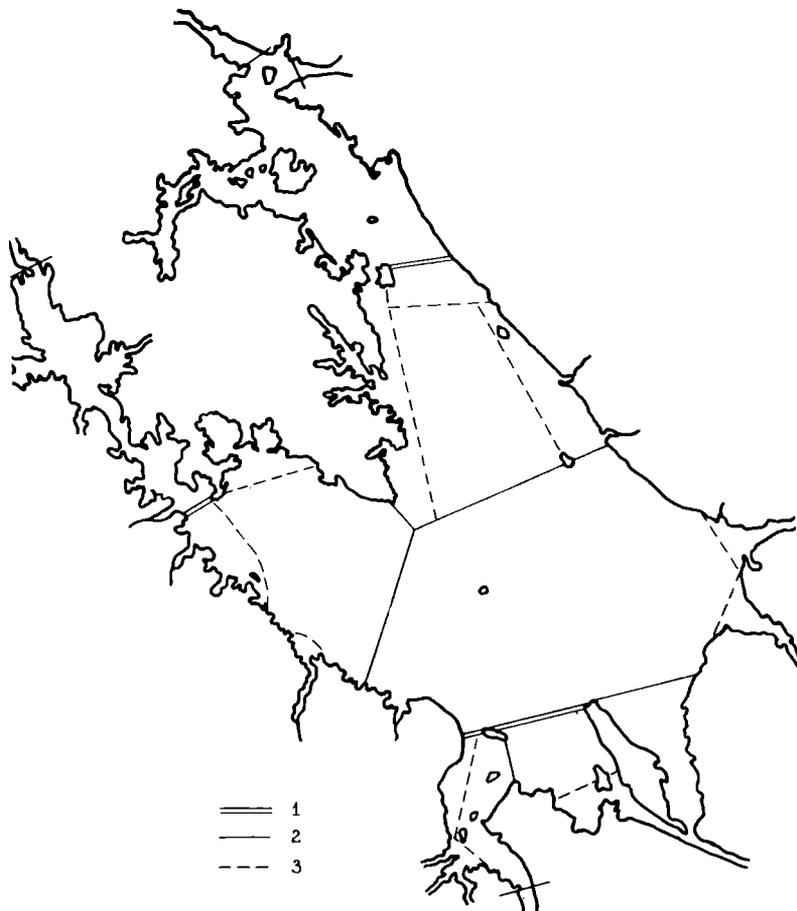


Рис. 4. Схема районирования Рыбинского водохранилища, разработанная на основании сопоставления параметров окрашенности водных масс, морфометрии и режима заполнения отдельных плесов (цит. по: [18]).

1 — границы плесов, 2 — границы характерных участков, 3 — границы участков.

Состав использованных в анализе показателей не является обязательным. В зависимости от задач, стоящих перед исследователем, и свойств имеющегося материала он может быть полностью или в значительной степени заменен или сокращен. Хотя необходимо оговориться, что использованный нами комплекс показателей далеко не случаен.

Для оценки близости видовой структуры было решено использовать индекс Чекановского-Сьеренсена. Он прост в

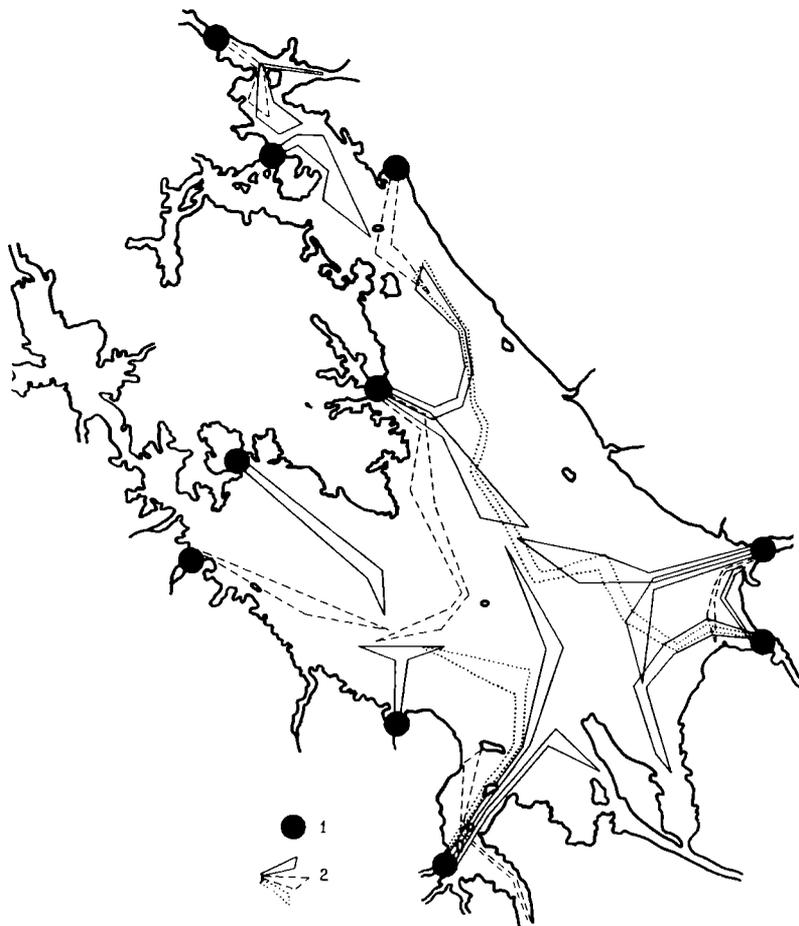


Рис. 5. Миграционные циклы разных стад леща в Рыбинском водохранилище (цит. по: [12]).

1 — нерестовые участки, 2 — годовые циклы движения.

вычисления, симметричен (не изменяет оценку сходства между списками в зависимости от порядка их сравнения), диапазон его значений ограничен от 0 до 1. В цепи значений родственных ему показателей, использующих разные типы средних,  $I_{CS}$  занимает промежуточное положение и только он линейно связан с величиной разницы сравниваемых списков по числу видов. В качестве более тонкого индикатора применили индекс А. Для подобного типа исследований Ю. А. Пе-

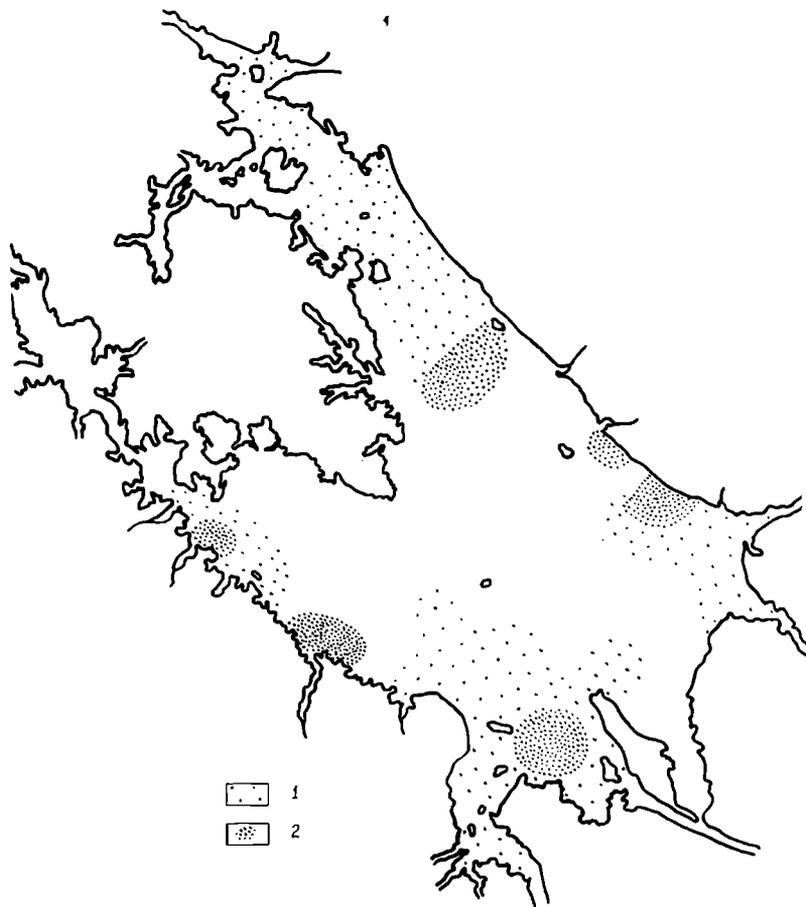


Рис. 6. Расположение скоплений молоди окуня, судака и снетка в Рыбинском водохранилище (1967—1979 гг.) (цит. по: [8]).  
 1 — районы перемещения фактических скоплений, 2 — центр скоплений.

сенко рекомендует индекс Чекановского-Съеренсена в количественной форме « $\gamma$ » [10]. Как дополнение,  $A$  обладает всеми преимуществами  $I_{CSb}$ . Но для нашего случая, когда мощность пересечения сравниваемых структур велика, а требуется отделить их друг от друга, удобнее оценивать степень отличия.

Сложность, энтропия, относительная организация — это комплекс логически связанных между собой показателей,

количественно характеризующих разные стороны изменения видовой структуры (число видов, доминирование и их совместное действие), имеющих основу — показатель «энтропия». Последний выбран как монотонный, непрерывный, эквивалентный [23] и мало зависящий от неучтенных редких видов.

Для оценки динамической связности был применен корреляционный анализ, предназначенный для выявления наиболее простой, линейной зависимости. В качестве характеристики стабильности принят коэффициент вариации, который, в отличие от среднеквадратического отклонения, не зависит от величины средней.

Необязательно и проведение анализа в полном объеме. Например, как показали полученные нами результаты, можно не проводить ранжирования характеристик, ограничиться определением местоположения и силы проявления только границ или, наоборот, ядер субъединиц и т. д. Важно сохранять общую схему анализа.

1. Формирование комплекса показателей, достаточно полно описывающего видовую структуру и ее динамические свойства.

2. Расчет значений выбранных характеристик.

3. Определение местоположения и силы проявления локальных максимумов, минимумов по отдельным показателям.

4. Определение наиболее вероятного местоположения ядер или границ суммированием.

Таким образом, показана принципиальная возможность исследования пространственной неоднородности рыбного населения не на основе данных о геоморфологических особенностях отдельных частей водоема, как это делалось ранее, а исходя из внутренних свойств сообщества рыб. Основой служит анализ динамической связности и сходства видовой структуры уловов на различных станциях.

Установлено, что в первом приближении анализ можно вести без ранжирования показателей. Однако в случае размытости границ и ядер субъединиц необходимо использовать более полный анализ. Это позволяет уточнить и более четко описать пространственную структуру сообщества рыб.

Использование предложенного метода выявило, что рыбное население Рыбинского водохранилища 80-х годов в пространственном отношении можно представить как систему с распределенными параметрами, имеющую несколько ядер-сгущений. Полученные результаты хорошо вписываются в уже имеющуюся систему представлений об этом водоеме.



Они согласуются с данными по распределению популяций рыб, ряда гидрологических характеристик, что может служить свидетельством объективности этого метода.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Бальчяускас Л. П. Математическое обеспечение микро-ЭВМ «Электроника БЗ-34». Программы обработки биологических данных, Вильнюс, 1984.
2. Волков К. В. Выделение ихтиоценозов Выборгского залива по данным экспериментальных траловых съемок//Рыбные запасы и промысел в водоемах Северо-Запада. Л., 1987.
3. Гордеев Н. А., Пермитин И. Е. О динамике видового состава и численности рыб на типичных биотопах Рыбинского водохранилища//Биологические и гидрологические факторы местных перемещений рыб в водохранилищах. Л., 1968.
4. Домбровский Ю. А., Гютюнов Ю. В. Структура ареала, подвижность особей и живучесть популяции//Журн. общ. биол. 1987. Т. 48, № 4.
5. Жаков Л. А. Формирование и структура рыбного населения озер Северо-Запада СССР. М., 1984.
6. Законнов В. В., Зиминова Н. А. Осадконакопление и аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях Рыбинского водохранилища//Гидрохимические исследования волжских водохранилищ. Рыбинск, 1982.
7. Кашкаров Д. Н. Основы экологии животных. Л., 1945.
8. Конобеева В. К., Поддубный А. Г. К прогнозированию распределения ранней молодежи рыб в водоеме//Вопр. ихтиологии. 1982. Т. 22, вып. 4.
9. Максимович Н. В., Погребов В. Б. Анализ количественных гидробиологических материалов: Учебное пособие. Л., 1986.
10. Песенко Ю. А. Принципы и методы количественного анализа в фаунистических исследованиях. М., 1982.
11. Плохинский Н. А. Биометрия. Новосибирск, 1961.
12. Поддубный А. Г. Экологическая топография популяций рыб в водохранилищах. Л., 1971.
13. Расс Т. С. Синэкологическая основа изменений численности массовых видов промыслово-географических комплексов//Динамика численности промысловых рыб. М., 1986.
14. Решетников Ю. С. Синэкологический подход к динамике численности рыб//Динамика численности промысловых рыб. М., 1986.
15. Сецко Р. И., Терещенко Л. И. Динамика структуры ихтиоценоза оз. Убинское//Вопр. ихтиологии. 1984. Т. 24, вып. 5.
16. Славин Г. По порядку становись//Наука и жизнь. 1986. № 8.
17. Сметанин М. М., Стрельников А. С., Терещенко В. Г. Применение положений теории информации для анализа уловов в формирующихся экосистемах//Вопр. ихтиологии. 1983. Т. 23, вып. 4.
18. Фортунатов М. А. Цветность и прозрачность воды Рыбинского водохранилища как показатели его режима//Тр. Ин-та биол. водохр. М.; Л., 1959.
19. Фрисман Е. Я., Дмитриев А. А. Динамическая модель пространственного распределения особей//Математические модели популяций. Владивосток, 1979.

20. Чернов Ю. И. О некоторых индексах, используемых при анализе структуры населения суши//Зоол. журн. 1971. Т. 50, вып. 7.

21. Connor E. F., Bowers M. A. The spatial consequences of interspecific competition//Ann. zool. fenn. 1987. Vol. 24, N 3.

22. Hall C. M., Whitfield A. K., Allanson B. R. Recruitment, diversity and influence of constriction on the distribution of fishes in the Wilderness lakes system, South Africa//S. Afr. J. zool. 1987. Vol. 22, N 2.

23. (Shannon K.) Шеннон К. Работы по теории информации и кибернетике. М., 1963.

24. Underwood A. J. What is a community//Patterns and Process. Hist Life. Rept. Dahlem Workshop, Berlin, 16—21 June, 1985. Berlin, 1986.

25. (Whittaker R. H.) Уиттекер Р. Х. Сообщества и экосистемы. М., 1980.

## Расчет показателя «разность видового спектра» (А)

Формула:

$$A = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^S |\Delta p_i|$$

Программа: F, АВТ, В/О, F, ПРГ

Адрес	Шифр	Код	Адрес	Шифр	Код	Адрес	Шифр	Код
00	C <sub>x</sub>	0Г	19	Fx <sup>2</sup>	22	37	:	13
01	X→Π0	40	20	F√	21	38	Π→X2	62
02	X→Π1	41	21	2	02	39	—	11
03	X→Π2	42	22	:	13	40	Fx <sup>2</sup>	22
04	X→Π3	43	23	Π→X3	63	41	F√	21
05	X→Π4	44	24	+	10	42	2	02
06	C/Π	50	25	X→Π3	43	43	:	13
07	X→Π0	40	26	Π→X4	64	44	Π→X3	63
08	↔	14	27	1	01	45	—	11
09	X→Π1	41	28	+	10	46	/—/	0
10	C/Π	50	29	X→Π4	44	47	X→Π3	43
11	Π→X0	60	30	БΠ	51	48	Π→X4	64
12	:	13	31	10	10	49	1	01
13	X→Π2	42	32	Π→X0	60	50	—	11
14	↔	14	33	:	13	51	X→Π4	44
15	Π→X1	61	34	X→Π2	42	52	БΠ	51
16	:	13	35	↔	14	53	10	10
17	Π→X2	62	36	Π→X1	61		F АВТ	
18	—	11						

## Работа оператора

1. Набрать В/О, СП — очистка памяти от 0 до 4.
2. Ввести N (объем первой выборки), В↑, N' (объем второй выборки), C/Π — на экране N.
3. Ввести p<sub>i</sub> (объем i-го вида в первой выборке), В↑, p<sub>i</sub>' (объем i-го вида во второй выборке), C/Π — на экране число введенных пар i.

Шаг 3 повторить для всех p<sub>i</sub>.

4. Для определения А набрать Π→X3 — на экране А (отн. ед.).

5. Для новой пары выборок повторить шаги 1—4.

*Исправление ошибки:* Если неправильно набраны числа в шаге 2 или 3 и при этом еще не нажато C/Π, то нажать C<sub>x</sub> и набрать правильно. Если ошибка в шаге 2 и уже нажато C/Π, то ввод повторить с шага 1. Если ошибка в шаге 3 и уже нажато C/Π, то набрать снова неправильные числа p<sub>i</sub>, В↑, p<sub>i</sub>', БΠ, 32, C/Π и повторить ввод p<sub>i</sub>, В↑, p<sub>i</sub>' правильно.

*Содержимое регистров памяти:* R<sub>0</sub>=N' (объем второй выборки), R<sub>1</sub>=N (объем первой выборки), R<sub>2</sub>=p<sub>i</sub>'/N' (доля i-го вида во второй выборке),

$$R_3 = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^S |\Delta p_i|, R_4 - \text{число набранных пар.}$$

Контрольный пример: p<sub>i</sub>=(10, 20, 30, 40), N=100

$$p_i'=(10, 50, 80, 60), N'=200$$

$$A=0.15$$

**Расчет информационных показателей «сложность» ( $H_m$ ), «энтропия» ( $H$ ), «относительная организация» ( $R$ )**

Формулы: 
$$H_m = \log_2 S, \quad H = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \log_2 \frac{n_i}{N},$$

$$R = 1 - \frac{H}{H_m}$$

Программа: F, АВТ, В/О, F, ПРГ

Адрес	Шифр	Код	Адрес	Шифр	Код	Адрес	Шифр	Код
00	C <sub>x</sub>	ОГ	20	+	10	40	П→X4	64
01	X→Π0	40	21	X→Π2	42	41	:	13
02	X→Π1	41	22	БΠ	51	42	—	11
03	X→Π2	42	23	09	09	43	X→Π5	45
04	X→Π3	43	24	Π→X0	60	44	C/Π	50
05	X→Π4	44	25	2	02	45	Π→X1	61
06	X→Π5	45	26	Fln	18	46	:	13
07	C/Π	50	27	:	13	47	В↑	OE
08	X→Π1	41	28	/—/	0	48	Fln	18
09	C/Π	50	29	X→Π3	43	49	×	12
10	Π→X1	61	30	C/Π	50	50	Π→X0	60
11	5	13	31	Π→X2	62	51	↔	14
12	В↑	OE	32	Fln	18	52	—	11
13	Fln	18	33	2	02	53	X→Π10	40
14	×	12	34	Fln	18	54	Π→X2	62
15	Π→X0	60	35	:	13	55	1	01
16	+	10	36	X→Π4	44	56	—	11
17	X→Π0	40	37	C/Π	50	57	X→Π2	42
18	Π→X2	62	38	1	01	58	C/Π	50
19	1	01	39	Π→X3	63		F АВТ	

**Работа оператора**

1. Набрать В/О, C/Π — очистка регистров памяти от 0 до 5.
2. Ввести число N (общий объем выборки), C/Π — на экране число N.
3. Ввести число  $n_i$  (объем i-го вида), C/Π — после нескольких секунд счета на экране i (число видов, данные о которых уже введены).

Шаг 3 повторить для всех  $n_i$ .

4. Для определения информационных показателей после ввода всех данных набрать БΠ, 24, C/Π — на экране H (бит), C/Π — на экране  $H_m$  (бит), C/Π — на экране R (отн. ед.).

5. Для новых данных повторить шаги 1—4.

*Исправление ошибки:* Если ошибка в шаге 2, повторить с шага 1. Если ошибка в шаге 3, повторно набрать неправильное число  $n_i$ , БΠ, 45, C/Π и повторить ввод  $n_i$  правильно.

Содержимое регистров памяти: 
$$R_0 = \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N}, \quad R_1 = N, \quad R_2 = i,$$

$$R_3 = -\frac{1}{\ln 2} \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \ln \frac{n_i}{N}, \quad R_4 = H_m, \quad R_5 = R.$$

Контрольный пример: N = 100,  $n_i = 10, 20, 30, 40$ , S = 4, H = 1.85,  $H_m = 2$ , R = 0.08.

Расчет коэффициента корреляции, его ошибки и достоверности по  $t$  и по  $t_z$   
(чит. по: [1])

$$\text{Формулы: } S_{xy} = \frac{1}{n-1} \left( \sum_{i=1}^n x_i y_i - \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \sum_{i=1}^n y_i \right), \quad r = \frac{S_{xy}}{\sigma_x \sigma_y},$$

$$m_r = \sqrt{\frac{1-r^2}{n-2}}, \quad t = \frac{r}{m_r}, \quad z = \frac{1}{2} \ln \frac{1+r}{1-r}, \quad m_z = \frac{1}{\sqrt{n-3}},$$

$$t_z = z \sqrt{n-3}.$$

При небольшом объеме выборки ( $n < 10$ ) применяется  $t_z$ .  
Программа: F, АВТ, В/О, F, ПРГ

Адрес	Шифр	Код	Адрес	Шифр	Код	Адрес	Шифр	Код
00	C <sub>x</sub>	0Г	33	X→Π0	40	66	Π→X5	65
01	X→Π0	40	34	Π→X5	65	67	2	02
02	X→Π1	41	35	!	01	68	—	11
03	X→Π2	42	36	+	10	69	:	13
04	X→Π3	43	37	X→Π5	45	70	F√	21
05	X→Π4	44	38	БΠ	51	71	C/Π	50
06	X→Π5	45	39	07	07	72	:	13
07	C/Π	50	40	:	13	73	C/Π	50
08	X→Πa	4—	41	×	12	74	Π→X7	67
09	↔	14	42	Π→X4	64	75	!	01
10	X→Πd	4Г	43	↔	14	76	+	10
11	Fx <sup>2</sup>	22	44	—	11	77	!	01
12	Π→X1	61	45	Π→X5	65	78	Π→X7	67
13	+	10	46	!	01	79	—	11
14	X→Π1	41	47	—	11	80	:	13
15	Π→Xa	6—	48	X→Π6	46	81	Fln	18
16	Fx <sup>2</sup>	22	49	:	13	82	2	02
17	Π→X3	63	50	Π→X1	61	83	:	13
18	+	10	51	Π→X0	60	84	Π→X5	65
19	X→Π3	43	52	ΠΠ	53	85	3	03
20	Π→Xa	6—	53	90	90	86	—	11
21	Π→Xd	6Г	54	:	13	87	F√	21
22	×	12	55	Π→X3	63	88	×	12
23	Π→X4	64	56	Π→X2	62	89	C/Π	50
24	+	10	57	ΠΠ	53	90	Fx <sup>2</sup>	22
25	X→Π4	44	58	90	90	91	Π→X5	65
26	Π→Xa	6—	59	:	13	92	:	13
27	Π→X2	62	60	X→Π7	47	93	—	11
28	+	10	61	C/Π	50	94	Π→X6	66
29	X→Π2	42	62	!	01	95	:	13
30	Π→Xd	6Г	63	Π→X7	67	96	F√	21
31	Π→X0	60	64	Fx <sup>2</sup>	22	97	В/О	52
32	+	10	65		11		F АВТ	

**Работа оператора**

1. В/О, C/Π — очистка регистров памяти.

2.  $x_i$ ,  $V \uparrow$ ,  $y_i$ ,  $C/P$  — на экране число введенных пар чисел. Шаг повторять для всех данных.

3. БП, 40,  $C/P - r$ ,  $C/P - m_r$ ,  $C/P - t$ ,  $C/P - t_z$  (применять, если число введенных пар чисел меньше 10),  $P \rightarrow X6 - v$ .

4. Для новых данных повторять шаги 1, 2, 3.

*Исправление ошибки:*  $P \rightarrow X0$ ,  $P \rightarrow Xd$ , —,  $X \rightarrow П0$ ,  $P \rightarrow X1$ ,  $P \rightarrow Xd$ ,  $Fx^2$ , —,  $X \rightarrow П1$ ,  $P \rightarrow X2$ ,  $P \rightarrow Xa$ , —,  $X \rightarrow П2$ ,  $P \rightarrow X3$ ,  $P \rightarrow Xa$ ,  $Fx^2$ , —,  $X \rightarrow П3$ ,  $P \rightarrow X4$ ,  $P \rightarrow Xd$ ,  $P \rightarrow Xa$ ,  $\times$ , —,  $X \rightarrow П4$ ,  $P \rightarrow X5$ , 1, —,  $X \rightarrow П5$ .

Ошибку исправлять только после остановки дисплея.

Содержание регистров памяти:  $R_0 = \Sigma x$ ,  $R_1 = \Sigma x^2$ ,  $R_2 = \Sigma y$ ;  $R_3 = \Sigma y^2$ ,  $R_4 = \Sigma xy$ ,  $R_5 = n$ ,  $R_6 = n - 1$ ,  $R_7 = r$ ,  $R_a$  и  $R_d$  — рабочие регистры, в которых хранится очередная  $y_i$  и  $x_i$ .

*Контрольный пример:*  $x_i = 26, 30, 44, 50, 62, 68, 74$ .

$y_i = 92, 85, 78, 81, 54, 51, 40$ .

$r = -0.96$ ,  $m_r = \pm 0.13$ ,  $t = 7.4$ ,  $v = 6$ ,  $t_z = 3.82$ .

Значения  $t$  и  $t_z$  берутся без учета знака (только положительные).

**Ранжирование объектов по одному признаку (цит. по: [16])**

Сравнению можно подвергнуть не более 11 объектов

Программа: F, АВТ, В/О, F, ПРГ

Адрес	Шифр	Код	Адрес	Шифр	Код	Адрес	Шифр	Код
00	X→Pd	4Г	23	—	11	46	П→Хс	6С
01	X→Π0	40	24	БП	51	47	КП→ХВ↑	ГЕ
02	1	01	25	07	07	48	—	11
03	КX→ΠВ↑	LE	26	П→Хс	6С	49	Fx<0	5С
04	FL <sub>0</sub>	5Г	27	—	11	50	53	53
05	03	03	28	Fx=0	5E	51	FB <sub>x</sub>	0
06	Π→Xd	6Г	29	36	36	52	X→Πс	4С
07	X→Πс	4С	30	КП→Хс	ГС	53	FL <sub>0</sub>	5Г
08	1	01	31	1	01	54	46	46
09	—	11	32	+	10	55	Π→Xd	6Г
10	X→Π0	40	33	КX→Πс	LC	56	X→Π0	40
11	Π→X0	60	34	БП	51	57	КП→ХВ↑	ГЕ
12	ВΠ	0С	35	19	19	58	Π→Хс	6С
13	4	04	36	КΠ→ХВ↑	ГЕ	59	:	13
14	Π→Хс	6С	37	1	01	60	КX→ΠВ↑	LE
15	+	10	38	+	10	61	FL <sub>0</sub>	5Г
16	С/Π	50	39	КX→ΠВ↑	LE	62	57	57
17	Fx=0	5E	40	БП	51	63	C <sub>x</sub>	0Г
18	26	26	41	19	19	64	С/Π	50
19	FL <sub>0</sub>	5Г	42	C <sub>x</sub>	0Г		F АВТ	
20	11	11	43	X→Πс	4С			
21	Π→Хс	6С	44	Π→Xd	6Г			
22	1	01	45	X→Π0	40			

**Работа оператора**

Каждому объекту присваивается номер.

1. В/О, п, С/Π, п — число сравниваемых объектов, на экране — номер сравниваемых объектов.

2. Ввод номера предпочтительного объекта, С/Π или 0, С/Π (если объекты по этому свойству практически неразличимы).

3. 10001 — сигнал окончания опроса.

4. Для определения рангов нажать БП, 42, С/Π — на индикаторе 0, Π→X1 — на экране ранг объекта 1, Π→X2 — на экране ранг объекта 2 и т. д., вплоть до Π→Xd, если задействованы все регистры памяти машины.

5. Для нового расчета описанные действия повторить с шага 1.

*Контрольный пример:*  $p=5, y_1=y_3>y_4>y_2>y_5$ .

40005 — 4, 30005 — 3, 20005 — 2, 10005 — 1,

30004 — 3, 20004 — 4, 10004 — 1, 20003 — 3, 10003 — 0, 10002 — 1.

Ответ:  $y_1=1, y_2=0.5, y_3=1, y_4=0.75, y_5=0.25$ .*Исправление ошибки:* Если на шаге 2 неправильно нажат номер предпочтительного объекта, но С/Π не нажато, набрать В↑ или С<sub>x</sub> и произвести правильный ввод. Если клавиша С/Π уже нажата, расчет следует повторить с шага 1, т. е. сначала.

## Логика ранжирования показателей

Шаг	Сравниваемые показатели	Обоснование выбора приоритета по принципу достаточности		Выбор по принципу	
		3	4		досто-точно-сти
1	2	3	4	5	6
1	CV R(9) и CV N (10)	При локальном воздействии внутри ядра повышение (10) более вероятно, чем повышение (9)	Существенных преимуществ нет	9	0
2	CV H (8) и CV N (10)	Аналогично шагу 1	Аналогично шагу 1	8	0
3	CV H <sub>m</sub> (7) и CV N (10)	Варирует H <sub>m</sub> в том случае, если есть 2 ядра с разными списками видов, а (10) может среагировать и на локальное воздействие	При одинаковом списке видов (7) ничего не покажет, а (10) может показать	7	10
4	г N (6) и CV N (10)	При локальном воздействии внутри ядра возможно повышение (10), (6) может при этом сохраниться	Если есть 2 ядра, то на их наличие должны прореагировать и (7), и (10)	6	0
5	г R(5) и CV N(10)	Уменьшение в какой-либо точке (5) показывает смешение населения двух ядер; Объяснение по (10), см. шаг 4	Если есть 2 ядра, то на их наличие прореагируют и (5), и (10)	5	0
6	г H(4) и CV N(10)	Аналогично шагу 5	Аналогично шагу 5	4	0
7	г H <sub>m</sub> (3) и CV N(10)	Аналогично шагу 3	Аналогично шагу 3	3	10
8	I <sub>CS</sub> (2) и CV N(10)	Если отреагировал (2), то есть различие в списках видов, объяснение по (10) аналогично шагу 4	При одинаковом списке видов в 2 ядрах (2) их не покажет, а (10) может показать	2	10
9	A (1) и CV N(10)	Если отреагировал (1), то есть различие в соотношении видов, объяснение по (10) аналогично шагу 4	Аналогично шагу 4	1	0
10	CV H(8) и CV R(9)	Явных преимуществ нет	Явных преимуществ нет	0	0

1	2	3	4	5	6
11	CV H <sub>m</sub> (7) и CV R(9)	Реакция (7) указывает на существование разных списков видов, реакция (9) может быть результатом локального воздействия Явных преимуществ нет	При одинаковом списке видов (7) ничего не покажет, а (9) может показать	7	9
12	г N(6) и CV R(9)	Явных преимуществ нет	Явных преимуществ нет	0	0
13	г R(5) и CV R(9)	При локальном воздействии внутри ядра возможно повышение (9), (5) при этом может сохраниться	Если есть 2 ядра, то на их наличие прореагируют и (5), и (9)	5	0
14	г H(4) и CV R(9)	Аналогично шагу 13	Аналогично шагу 13	4	0
15	г H <sub>m</sub> (3) и CV R(9)	Если отреагировал (3), то есть различия в динамике списков видов, (9) может отреагировать на локальное воздействие	При отсутствии динамики в списке видов (3) ничего не покажет, а (9) может показать	3	9
16	I <sub>Cs</sub> (2) и CV R(9)	Объяснение по (2), см. шаг 8; изменение (9) может быть вызвано локальным воздействием	При одинаковом списке видов в ядрах (2) ничего не покажет, а (9) может показать	2	9
17	A (1) и CV R(9)	Объяснение по (1), см. шаг 9; объяснение по (9), см. шаг 15	Если есть 2 ядра, то на их наличие прореагируют и (1), и (9)	1	0
18	CV H <sub>m</sub> (7) и CV H(8)	Аналогично шагу 11	Аналогично шагу 11	7	8
19	г N(6) и CV H(8)	Явных преимуществ нет	Явных преимуществ нет	0	0
20	г R(5) и CV H(8)	Аналогично шагу 13	Аналогично шагу 13	5	0
21	г H(4) и CV H(8)	То же	То же	4	0
22	г H <sub>m</sub> (3) и CV H(8)	Аналогично шагу 15	Аналогично шагу 15	3	8
23	I <sub>Cs</sub> (2) и CV H(8)	Аналогично шагу 16	Аналогично шагу 16	2	8
24	A (1) и CV H(8)	Аналогично шагу 17	Аналогично шагу 17	1	0
25	г N(6) и CV H <sub>m</sub> (7)	Явных преимуществ нет	При одинаковом списке видов (7) не покажет, (6) может показать	0	6
26	г R(5) и CV H <sub>m</sub> (7)	То же	Аналогично шагу 25	0	5

1	2	3	4	5	6
27	г Н(4) и CV Н <sub>м</sub> (7)	То же	То же	0	4
28	г Н <sub>м</sub> (3) и CV Н <sub>м</sub> (7)	То же	То же	0	0
29	I <sub>Cs</sub> (2) и CV Н <sub>м</sub> (7)	То же	То же	0	0
30	A (1) и CV Н <sub>м</sub> (7)	То же	То же	0	1
31	г R(5) и г N(6)	Уменьшение в какой-либо точке (5) свидетельствует о смещении рыбного населения 2 ядер, (6) в большей степени зависит от внешних факторов	Явных преимуществ нет	5	0
32	г Н(4) и г N(6)	Аналогично шагу 31	Аналогично шагу 4	4	0
33	г Н <sub>м</sub> (3) и г N(6)	Объяснение (3), см. шаг 15; объяснение (6), см. шаг 31	Аналогично шагу 15	3	6
34	I <sub>Cs</sub> (2) и г N(6)	Если отреагировал (2), то есть различие в списках видов; объяснение (6) см. шаг 31	При одинаковых списках видов (2) не покажет, (6) может показать	2	6
35	A (1) и г N(6)	Объяснение по (1), см. шаг 9; объяснение по (6), см. шаг 31	Явных преимуществ нет	1	0
36	г Н(4) и г R(5)	Явных преимуществ нет	То же	0	0
37	г Н <sub>м</sub> (3) и г R(5)	То же	Аналогично шагу 33	0	5
38	I <sub>Cs</sub> (2) и г R(5)	То же	То же	0	5
39	A (1) и г R(5)	То же	Явных преимуществ нет	0	0
40	г Н <sub>м</sub> (3) и г Н(4)	Аналогично шагу 37	Аналогично шагу 37	0	4
41	I <sub>Cs</sub> (2) и г Н(4)	Аналогично шагу 38	Аналогично шагу 38	0	4
42	A (1) и г Н(4)	Аналогично шагу 39	Аналогично шагу 39	0	0
43	I <sub>Cs</sub> (2) и г Н <sub>м</sub> (3)	Явных преимуществ нет	Явных преимуществ нет	0	0
44	A (1) и г Н <sub>м</sub> (3)	Аналогично шагу 30	Аналогично шагу 30	0	1
45	A (1) и I <sub>Cs</sub> (2)	Явных преимуществ нет	При одинаковом списке видов (2) ничего не покажет, (1) может показать	0	1

(Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина  
АН СССР)

## **Опыт экологического районирования Рыбинского водохранилища**

**На основе информации о распределении абиотических и биотических факторов среды и популяций гидробионтов разными методами проведено районирование Рыбинского водохранилища. Показана возможность использования разработок расчетно-аналитического аппарата при районировании водоемов любого типа.**

Рыбинское водохранилище — один из наиболее изученных пресноводных водоемов Советского Союза. За 48 лет его существования сотрудниками Института биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина АН СССР и исследователями из других учреждений собран уникальный материал, характеризующий состав, структуру и особенности функционирования экосистемы этого водоема. Однако до последнего времени вся собранная информация была разбросана по отдельным публикациям и архивам лабораторий. Районирование водоемов [1, 2, 27] рассматривается нами как важнейшая процедура, необходимая при упорядочении накопленных знаний, изучении пространственной дифференциации, создании математических моделей.

К настоящему времени разработано большое количество подходов к районированию водохранилищ, предложено около двух десятков схем районирования и Рыбинского водохранилища [20, 25, 26, 31]. Однако большинство предложенных разными авторами схем районирования составлено с учетом, как правило, одного-двух абиотических признаков. Подобные районирования не могут удовлетворить растущие требования природопользования, поскольку они учитывают либо одну из переменных, либо недоучитывают биотические компоненты экосистемы. Теория и практика выдвигает перед экологами необходимость дифференцированного подхода в использовании разных районов водое-

мов для тех или иных нужд. Следовательно, возникает задача экологического районирования водоема, заключающаяся в выделении относительно однородных экологических зон. При этом необходимо не только использовать комплексную информацию, но и большее внимание уделять распределению биотических характеристик.

Задача настоящей статьи — обобщение и сопоставление информации, накопленной различными исследователями, краткий анализ некоторых схем одномерного районирования и попытка экологического районирования Рыбинского водохранилища по совокупности абиотических и биотических параметров.

Первоочередная задача экологического районирования — выбор наиболее адекватного набора признаков. На первом этапе задача выбора признаков решалась методами экспертных оценок. Использована многочисленная информация, собранная Институтом за многие годы (табл. 1). Авторы приносят искреннюю благодарность

Таблица 1

Исходная информация

Признак	Число карт	Авторы
1. Батиметрия, термика и гидродинамика	15	Литвинов А. С., Поддубный С. А.
2. Грунты и донные отложения	10	Гапеева М. В., Законнов В. В., Цельмович О. Л.
3. Загрязнение	1	Стрельников А. С.
4. Фитопланктон	4	Минеева Н. М.
5. Заросли побережья	1	Кузьмичев А. И., Ляшенко Г. Ф.
6. Зоопланктон	2	Половкова С. Н., Ривьер И. К.
7. Зообентос	3	Баканов А. И., Поддубная Т. Л.
8. Нерестилища рыб	1	Поддубный А. Г.
9 Молодь рыб	17	Конобеева В. К.
10. Пелагические рыбы	5	Базаров М. И., Малинин Л. К., Терещенко В. Г.
11. Донные рыбы	3	Базаров М. И., Малинин Л. К.
12. Рыбы по видам	23	Кияшко В. И., Половкова С. Н., Пермитин И. Е., Терещенко Л. И.
13. Потенциальная рыбопродуктивность по видам	7	Иванова М. Н., Кияшко В. И., Половкова С. Н., Свирская А. Н.
Общее число карт	72	

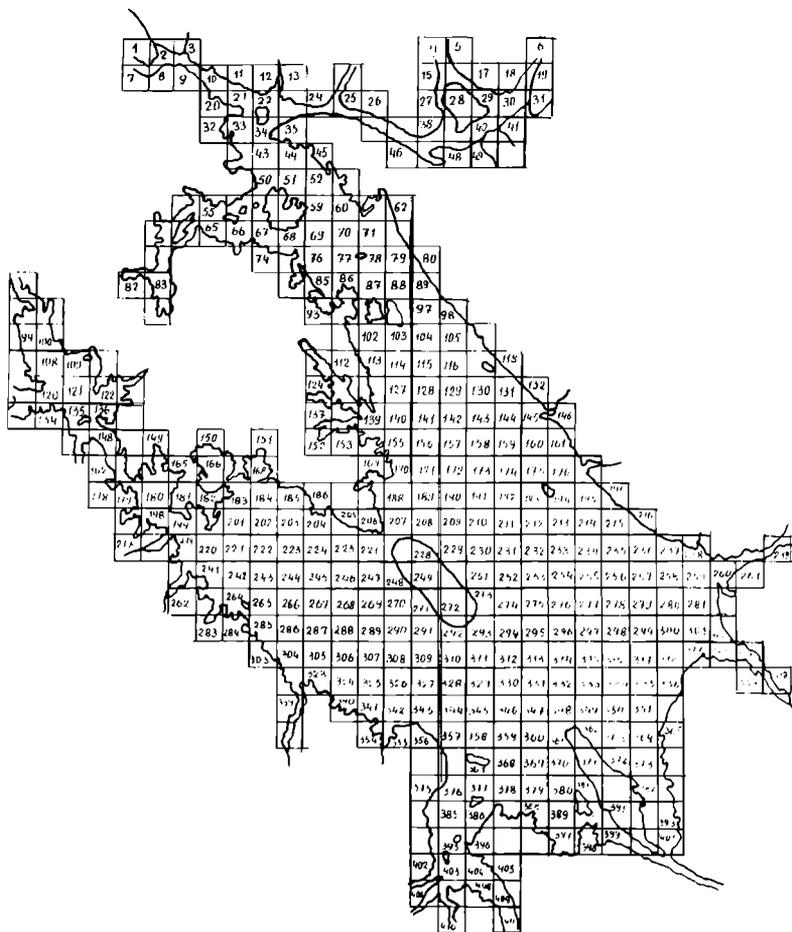


Рис. 1. Разбиение Рыбинского водохранилища на квадраты (1—411).

специалистам за любезное предоставление материала, без которого выполнение работы во многом было бы невозможно.

Собраны данные по 47 параметрам среды. Их можно условно разбить на три группы: гидрологические (средняя глубина, температура воды, скорость интегрального переноса), гидрохимические (распределение биогенных элементов и тяжелых металлов) и гидробиологические (распределение фитопланктона, зоопланктона и рыб).

Для районирования весь водоем разбит на 411 квадратов размером  $5 \times 5$  км<sup>2</sup> (рис. 1). Характеристики биотопов и экосистемы усреднялись для всего квадрата. Длины рядов изменялись от 24 (распределение зоопланктона) до 362 квадратов (распределение углерода в грунтах).

### Районирование по отдельным признакам

Исходными элементами общей схемы районирования эвтрофного водоема служат батиметрия, распределение ило-накопления и гидродинамическая активность водных масс.

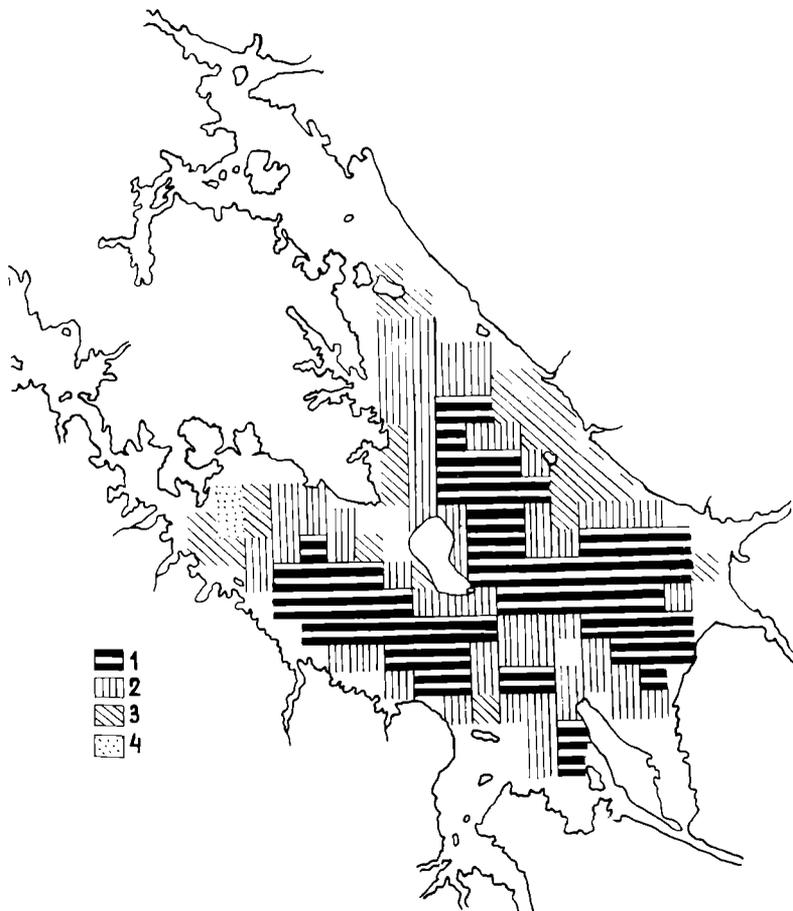


Рис. 2. Осредненные по квадратам глубины.

1 — больше 8 м, 2 — 6–8 м, 3 — 4–6 м, 4 — меньше 4 м.

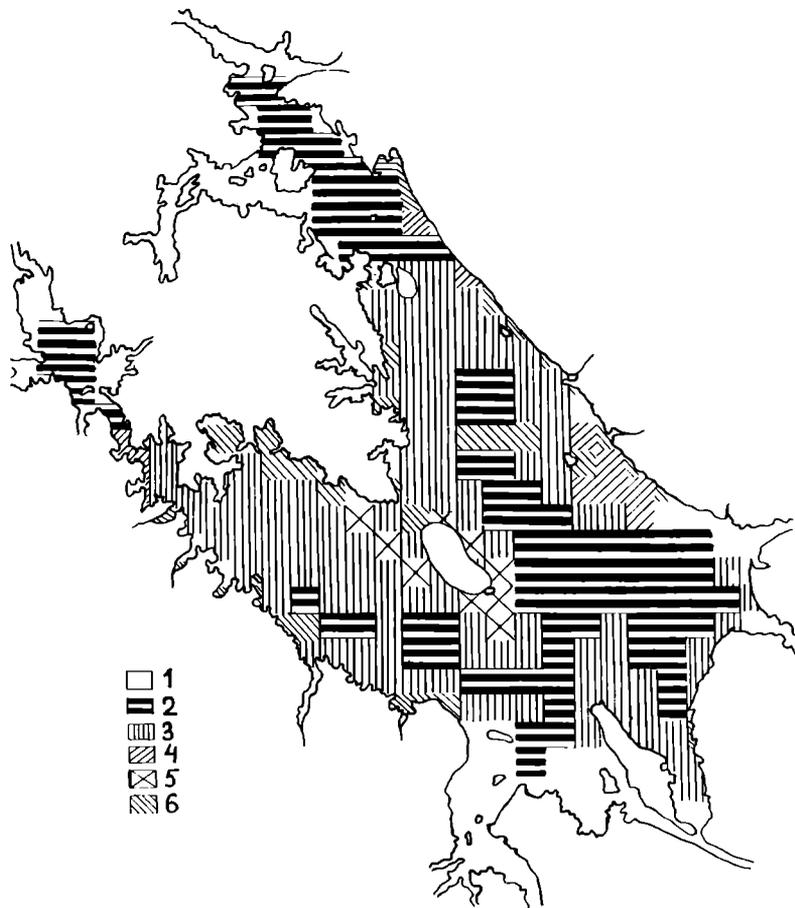


Рис. 3. Илонакопление на биотопных полях.

1 — нет данных, 2 — повышенное накопление, 3 — среднее илонакопление, 4 — пониженное илонакопление, 5 — сильный размыв, 6 — слабый размыв.

Батиметрическая карта (рис. 2) дает первое представление о взаиморасположении в водоеме трех биотических зон: литорали, sublиторали и профундали с находящейся над ними пелагиалью. Можно видеть, что в этом водохранилище резко гипертрофирована литораль, глубоководные участки расположены двумя ремнями вдоль бывших русел Мологи и Шексны, изрезанность береговой линии неравномерна. Специфика батиметрии определяет возможность развития в водоеме всех видов комплексов гидробионтов:

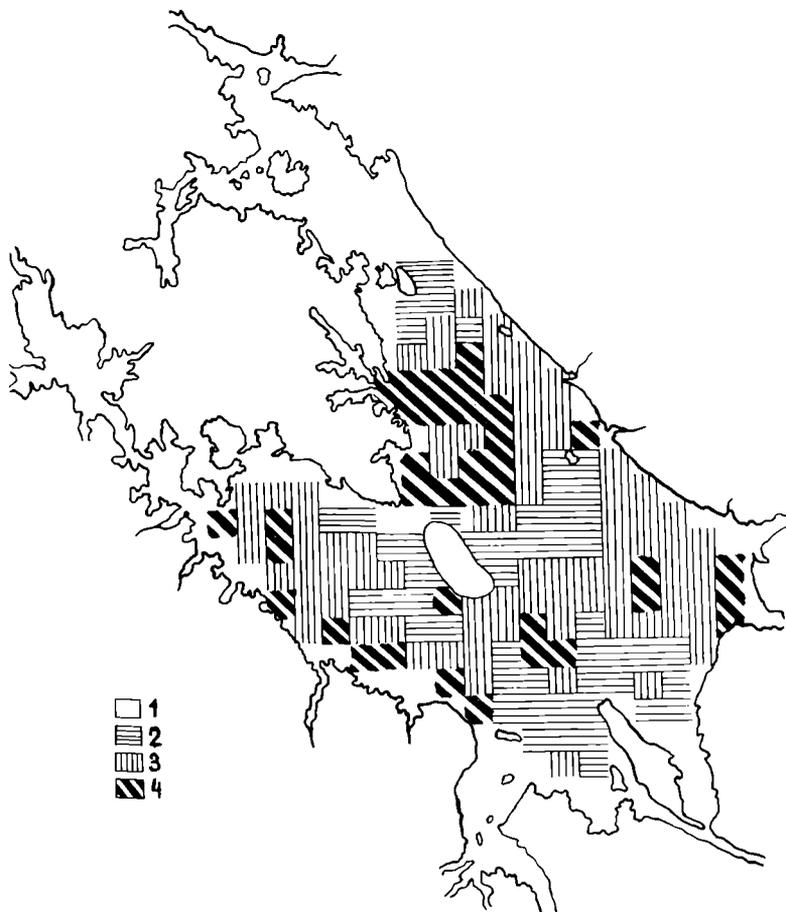


Рис. 4. Скорость интегрального переноса вод.  
 1 — нет данных, 2 — пониженная, 3 — средняя, 4 — повышенная.

литорального, донного глубоководного и пелагического. Распластанность и наличие центрального озерного плеса указывает на значительное влияние на ход биологических процессов ветрового волнения. Карта илонакопления (рис. 3) показывает, что в водоеме сосуществуют зоны интенсивного илонакопления профундали эстуарных участков речных плесов и центральной котловины, идет слабое заиление sublиторали и сохраняются значительные по площади участки сильного и слабого размыва. Этим опре-

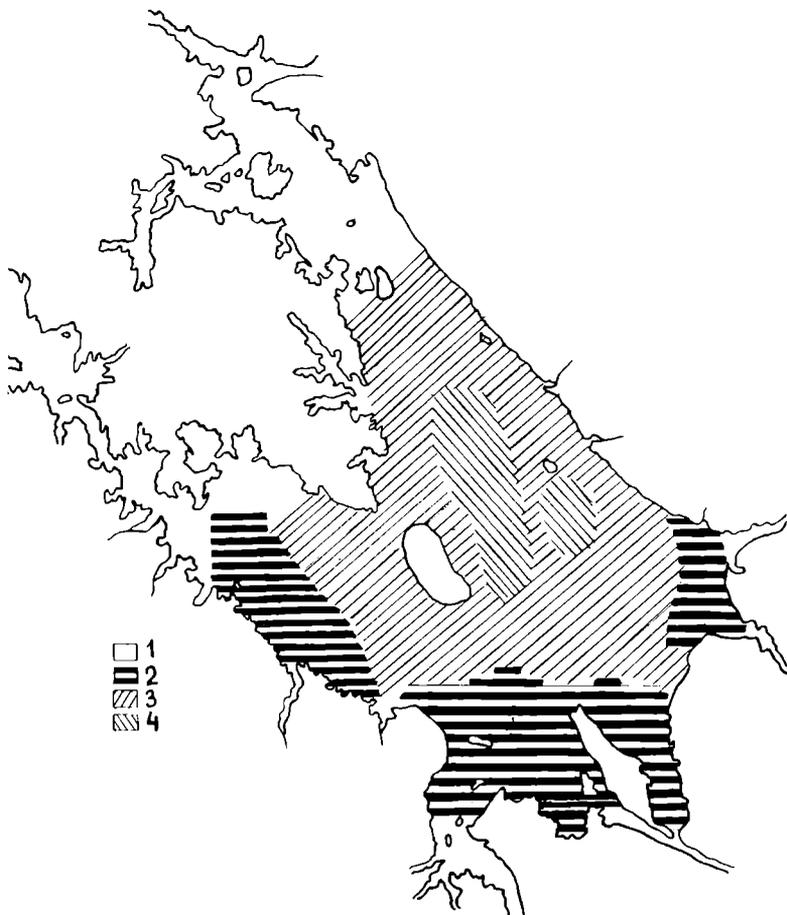


Рис. 5. Средняя многолетняя температура воды в мае по: [22].  
1 - нет данных, 2 — зона повышенного, 3 — среднего, 4 — пониженного прогрева.

деляется возможность развития на соответствующих биотопных полях псаммо-реофильных и лимнофильных групп животных.

Схема распределения показателей гидродинамической активности водных масс, выраженная в скоростях интегрального переноса (рис. 4) подтверждает наличие в водоеме участков и зон с повышенными скоростями течения и относительно застойных, существенно преобладающих по площади. Относительная устойчивость тех и других во

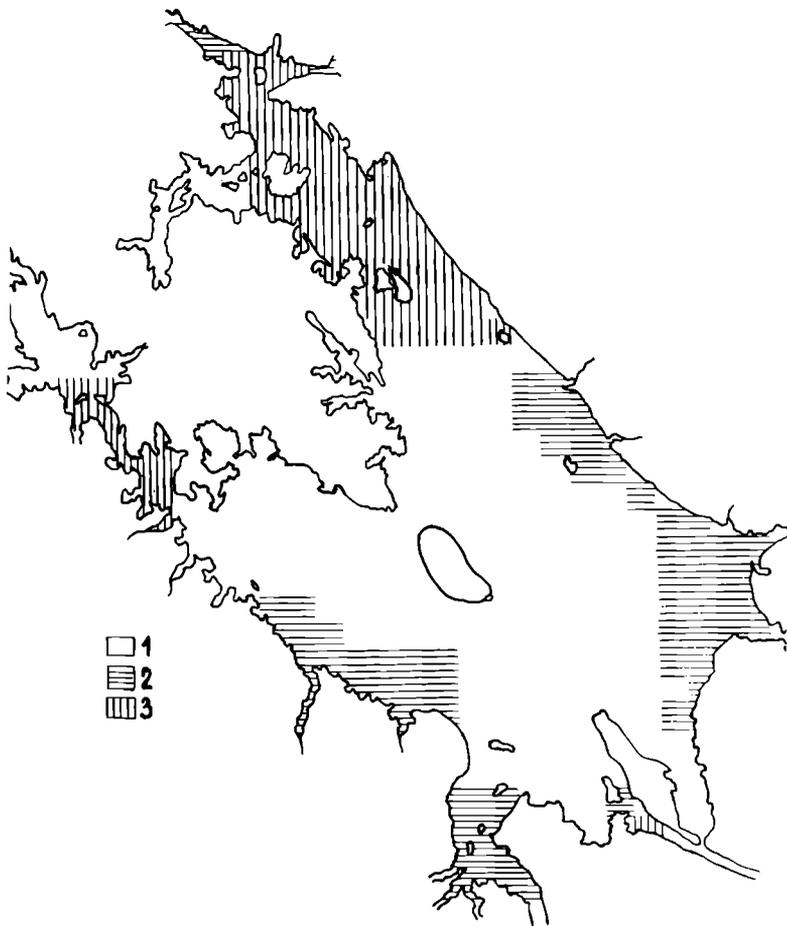


Рис. 6. Распределение загрязнений.

1 — чистая зона, 2 — сельскохозяйственное загрязнение, 3 — промышленное загрязнение.

времени и пространстве позволяет рассматривать их как важный фон для анализа и объяснения особенностей распределения и перемещений гидробионтов [6, 20].

Максимальная разнокачественность температурного поля (рис. 5) наблюдается в мае. В водохранилище постоянен более высокий прогрев эстуариев речных плесов и сохранение двух ядер холодной воды в Центральном плесе [22]. Этим фактором в значительной степени определяются районы и сроки массового выхода рыб на нерест, скорость

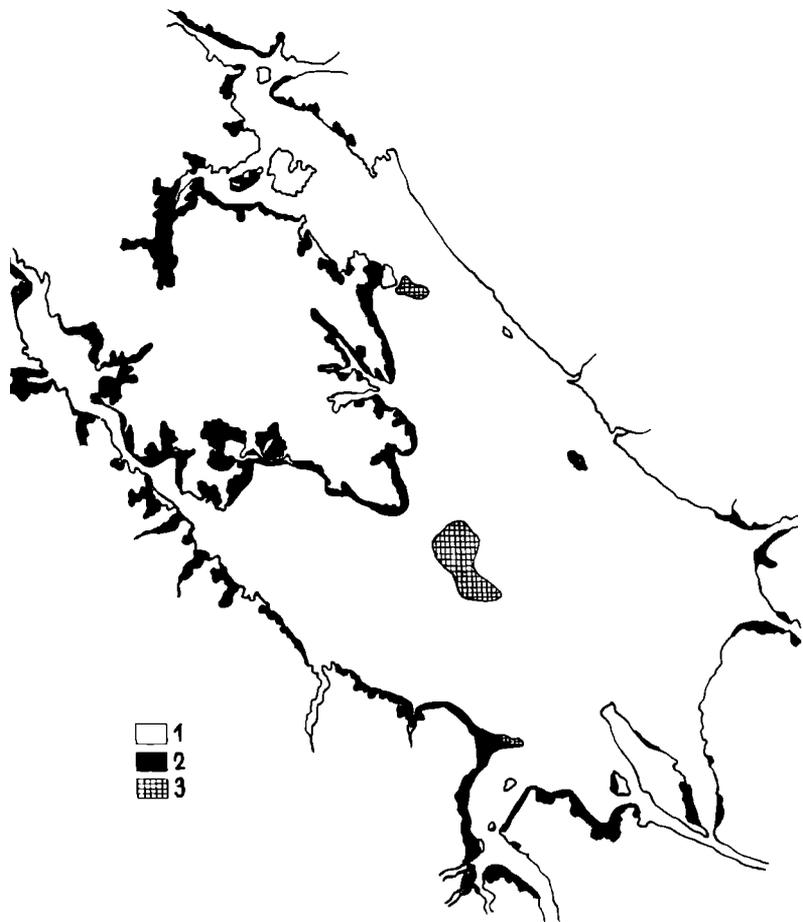


Рис. 7. Высшая водная растительность.

1 — отсутствует, 2 — ценозы водной и земноводной растительности, 3 — торфяные острова.

дозревания половых продуктов, продолжительность активного вегетационного периода.

Усиливающееся антропогенное воздействие вызывает при экологическом районировании необходимость учета топографии и распределения загрязняющих веществ. Можно видеть (рис. 6), что интенсивно загрязняются в водохранилище промышленными стоками речные плесы, сельскохозяйственными — речные плесы и прибрежные участки, принимающие сток мелких рек. Центральная часть водое-

ма, а также район незаселенной территории Дарвинского заповедника остаются относительно чистыми.

Одномерное районирование биотических признаков целесообразно начинать с анализа распределения малоподвижных растений и животных, весь жизненный цикл проводящих на одном биотопе.

Карта растительности дает представление о физических возможностях развития в водоеме фитобиоценозов, обеспечивающих нормальный нерест производителей массовых видов фитофильных рыб, составляющих основу ихтиомассы большинства внутренних водоемов, нормальное развитие личинок и молоди этих рыб и воспитание этой молоди до стадии, достигнув которой они способны активно противостоять угнетающему действию среды.

Поэтому при характеристике экосистемы любого водоема весьма важно знать степень его зарастания высшими водными растениями и состав растительных ассоциаций. Макрофиты по данным А. И. Кузьмичева и Г. Ф. Ляшенко (рис. 7) располагаются узкой полосой на защищенной литорали в основном северо-западной, юго-западной и южной части водохранилища, а также в различных глубоко впадающих в сушу заливах. На восточном берегу водохранилища высшей водной растительности очень мало. В целом зарастаемость Рыбинского водохранилища весьма низка (примерно 1.3%) и недостаточна для полноценной обеспеченности нерестилищами фитофильных рыб. Пространственная неоднородность плотности макрофитов весьма велика — наряду с совершенно свободными от зарослей участками незащищенной литорали существуют заросшие почти полностью мелкие заливы. Но во времени степень зарастаемости изменяется очень мало, отмечается лишь медленное снижение показателя по мере старения Рыбинского водохранилища.

Установлено 7 классов растительности в зависимости от доминирования в сообществах тростниковых и камышовых в сочетаниях с ценозами плавающих и погруженных растений. Отмечено заболачивание ряда участков из-за понижения их водообмена. В целом распространение и обилие заросших мелководий в Рыбинском водохранилище не отвечает потребностям гидробионтов и заросшие участки должны получить большую площадь (до 15% от акватории, т. е. увеличиться почти в 10 раз).

Карта распределения (рис. 8) фитопланктона составлена по данным И. Л. Пыриной и Н. М. Минеевой, пред-

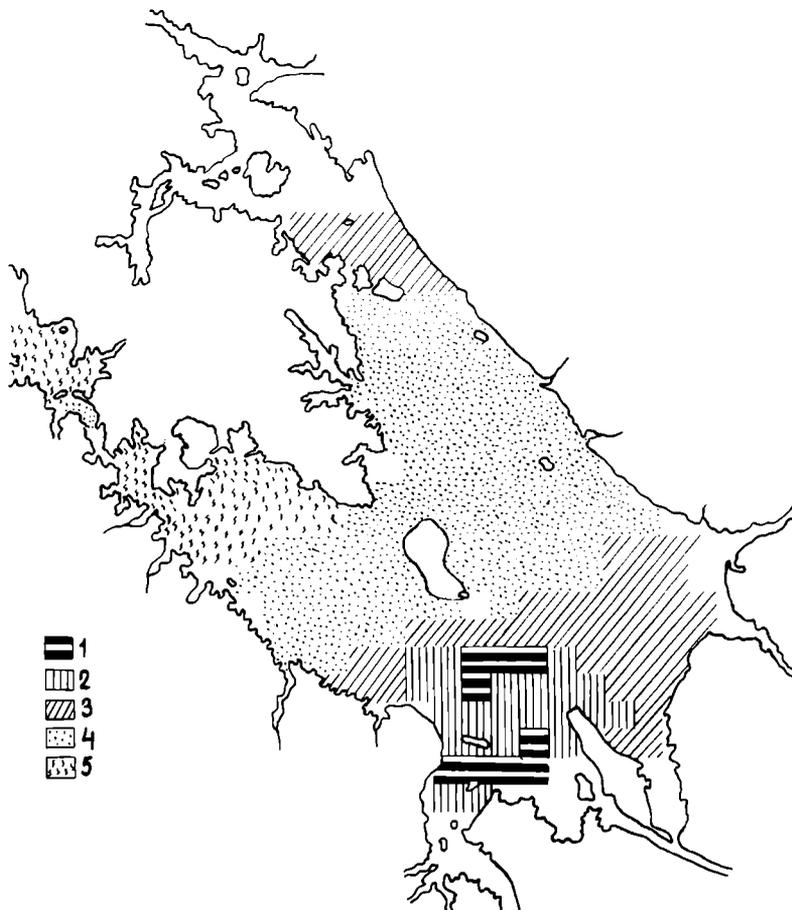


Рис. 8. Распределение фитопланктона (по хлорофиллу «а») в период летнего максимума (август).

1 - 5 - 10 мкг/л, 2 - 10-20, 3 - 20-30, 4 - 30 - 40, 5 - более 40.

ставивших результаты изучения концентрации хлорофилла «а» в среднем за вегетационные сезоны (май — октябрь) 1981 и 1982 гг. Съёмки проводились два раза в месяц. Принята 5-балльная система оценок:

Концентрация хлорофилла «а», мкг/л	Балл
менее 10	1
10—20	2
20—30	3
30—40	4
более 40	5

Во время цветения синезелеными водорослями концентрация хлорофилла в разных точках водохранилища может отличаться более, чем в 10 раз. Но по годам она меняется незначительно, колебания составляют 10—20%.

Существенно увеличение интенсивности развития фитопланктона в Моложском, низовьях Шекснинского плесов и в южной части водоема. Наблюдается определенный тренд — значения этого показателя постепенно увеличиваются на 10—20% в год, что также свидетельствует о медленном эвтрофировании Рыбинского водохранилища.

И. К. Ривьер представлены данные по общей биомассе зоопланктона в июле 1985 г. Зоопланктон в водоеме распределяется весьма пятнисто (рис. 9). В период съемки отмечены два особенно больших пятна, протяженностью в несколько километров каждое с биомассой 6—8 г/м<sup>3</sup>. Они располагались в юго-западной части Главного плеса (к востоку от пос. Брейтово) и северо-восточной его части (к югу от пос. Гаютино). Эти скопления связаны с зонами антициклональных циркуляционных образований водных масс водохранилища, характерных для летнего периода. Общая биомасса зоопланктона колебалась по станциям от 1.7 до 8.8 г/м<sup>3</sup>. В различные по климатическим условиям годы биомасса и численность зоопланктона может колебаться в 5 раз, причем обнаружена 11-летняя цикличность. По обилию зоопланктона Рыбинское водохранилище близко к другим водохранилищам Волжского и Днепровского каскадов.

При проведении однокомпонентного гидробиологического районирования водоемов оказалось весьма перспективным использование характеристик животного населения, обитающего в грунте — зообентоса. В отличие от населения пелагиали бентос не подвержен значительным пассивным или активным миграциям, его распределение по акватории водоема определяется относительно небольшим числом факторов — характером грунтов, глубиной, проточностью, причем в конкретном водоеме эти факторы обычно довольно сильно скоррелированы. Сезонные и межгодовые колебания плотности бентоса менее резко выражены, чем планктона. Благодаря длительности жизненных циклов и постоянству местообитания донные животные являются хорошими индикаторами хронических загрязнений, что позволяет по составу бентоса выделять районы, подверженные такому загрязнению.

Применяется два варианта районирования по бентосу.

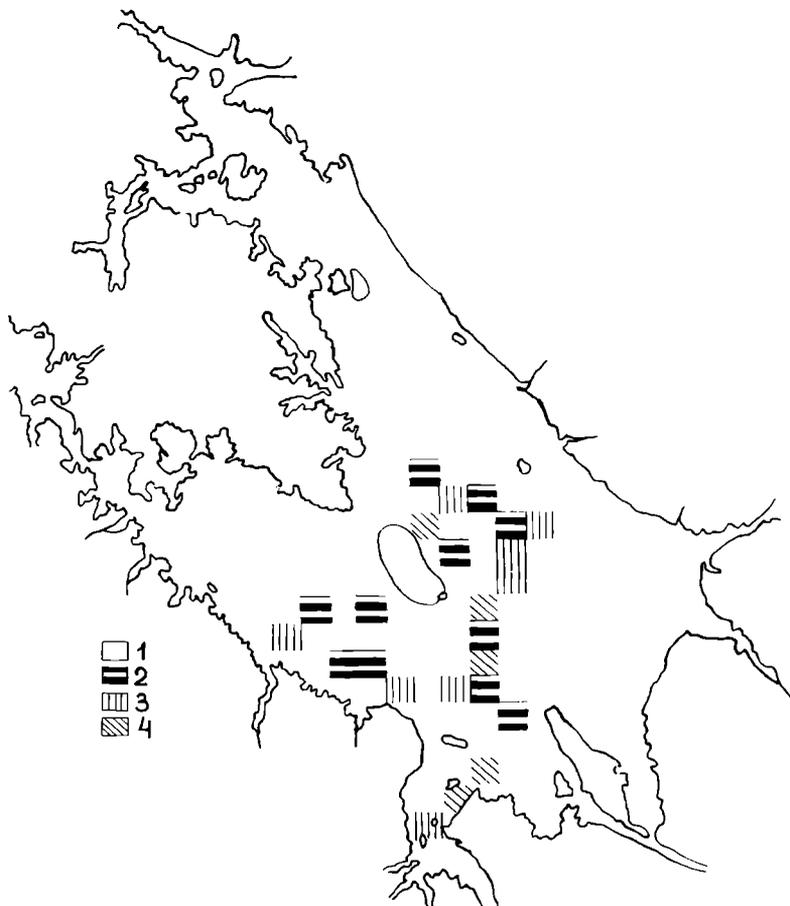


Рис. 9. Общая биомасса зоопланктона.

1 — данных нет, 2 — повышенная, 3 — средняя, 4 — пониженная.

В первом случае на основании знания видового состава донных организмов с учетом характера их доминирования в сообществе выделяются донные биоценозы. Например, по результатам бентосной съемки 1952 г. в Рыбинском водохранилище было выделено два биоценоза глиптотендипеса (на затопленных лесах) и мотыля (на серых илах) [15]. Последующие исследования позволили выделить 10 биоценозов бентоса с учетом характера грунта, наличия или отсутствия затопленных лесов и высшей водной растительности [19].

Во втором случае в качестве параметра районирования берется биомасса бентоса. Первая схема районирования по этому показателю дана в «Рыбопромысловом атласе Рыбинского водохранилища» [26], причем были использованы следующие градации биомассы бентоса: менее 1, 1—5, 5—10 и более 10 г/м<sup>2</sup>. Поскольку такое районирование выполняется в первую очередь для рыбохозяйственных целей, то градации биомассы бентоса лучше брать не произвольные, а с учетом того, как биомасса бентоса характеризует кормность района для рыб-бентофагов [18].

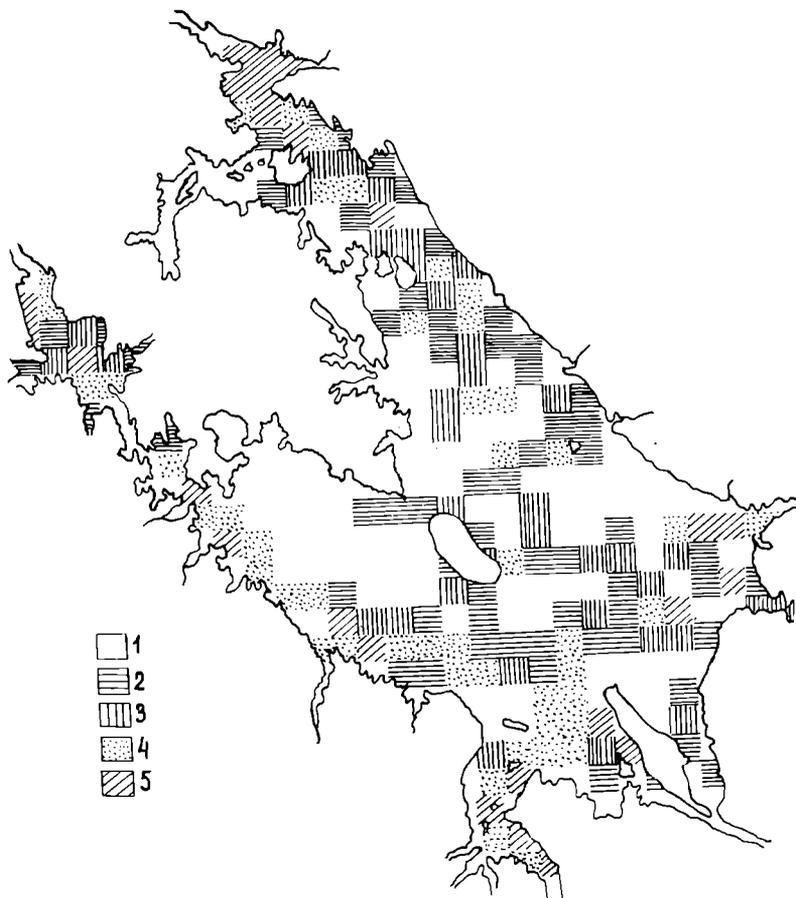


Рис. 10. Классы кормности по бентосу.

1 — менее 3 г/м<sup>2</sup>, 2 — 3.1—5, 3 — 5.1—8, 4 — 8.1—15, 5 — более 15.

Доля участков с различной кормностью в Рыбинском водохранилище

Кормность	Биомасса бентоса, г/м <sup>2</sup>	Доля, %
Малая	до 3.0	55±4.3
Средняя	3.1—5.0	14±3.0
Выше средней	5.1—8.0	10±2.6
Высокая	8.1—15.0	8±3.5
Весьма высокая	более 15.0	13±2.9

Соотношение площадей с разной степенью кормности в Рыбинском водохранилище характеризуется цифрами (табл. 2). Больше половины площади водохранилища (рис. 10) не может обеспечивать удовлетворительный нагул рыб-бентофагов. Малокармные участки расположены, главным образом, в центральном плесе, а высококармные — в вершинах речных плесов и на затопленных руслах рек. Постепенное повышение биомассы бентоса в водоеме связано с его заилием и общей эвтрофикацией. Расчет показателя сопряженности между осадконакоплением и биомассой бентоса показал достоверную связь этих параметров.

По уровню развития бентоса Рыбинское водохранилище является типично средним водохранилищем, поскольку средняя для водохранилищ Советского Союза биомасса бентоса равняется 4.65 г/м<sup>2</sup> [5], а соответствующий показатель для Рыбинского водохранилища равен 4—6 г/м<sup>2</sup>.

В целом как по планктону, так и по бентосу Рыбинское водохранилище может быть отнесено к категории водоемов со средней обеспеченностью рыбного населения пищей и сложной топографией нагульных участков.

Естественные нерестилища фитофильных рыб (рис. 11) приурочены к зонам зарослей прибрежной водной растительности (рис. 7) и резко дефицитны вдоль побережий Центрального плеса. Основными негативными факторами, сдерживающими формирование новых нерестилищ, является нестабильный уровень наполнения и сработки водоема и сильная подверженность литорали волнобою. Нерестилища псаммофильных и пелагофильных рыб по своему местоположению четко коррелируют с участками повышенных скоростей интегрального переноса водных масс (рис. 4) и зонами сильного и слабого размыва грунтов (рис. 3).

В распределении молоди рыб (рис. 12) по среднемноголетним данным прослеживается тенденция к формирова-

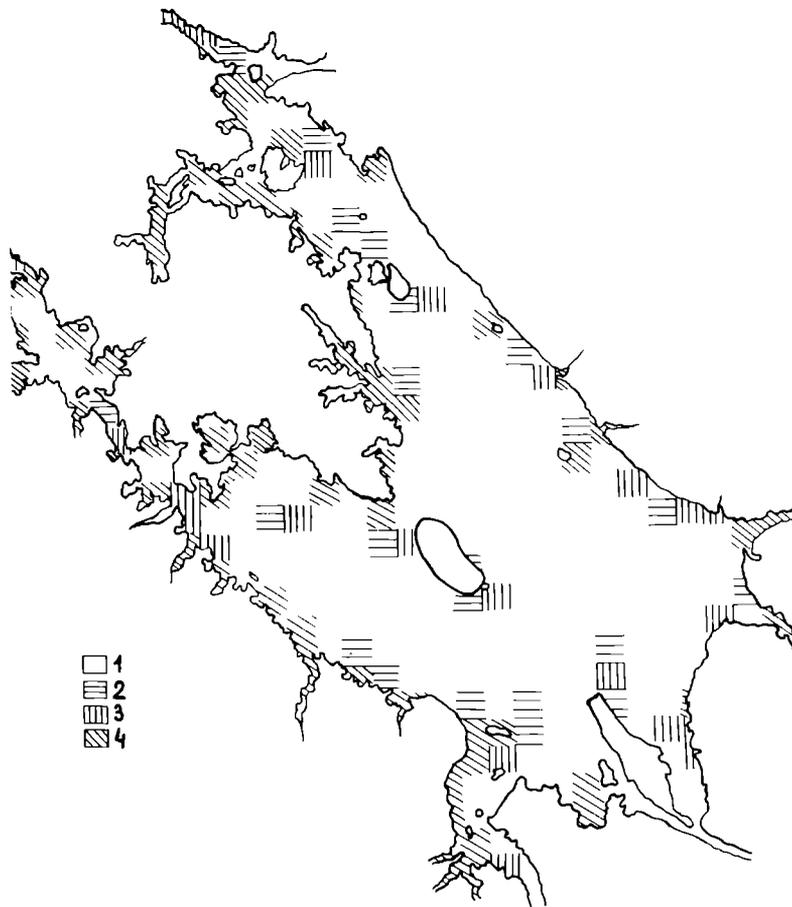


Рис. 11. Распределение нерестилищ.

1 — нерестилищ нет, 2 — нерестилища псаммофилов, 3 — то же пелагофилов, 4 — то же фитофилов.

нию двух районов ее массовых скоплений в прибрежье у нерестилищ (фитофильные виды) и пелагиали открытых плесов (псаммо-литофильные, пелагофильные и фитофильные виды).

Распределение молоди в открытых плесах также неравномерно, повышенная встречаемость наибольших по численности скоплений здесь чаще наблюдается в зонах пониженных скоростей интегрального переноса (рис. 4), совпадающих с циклональными и антициклональными

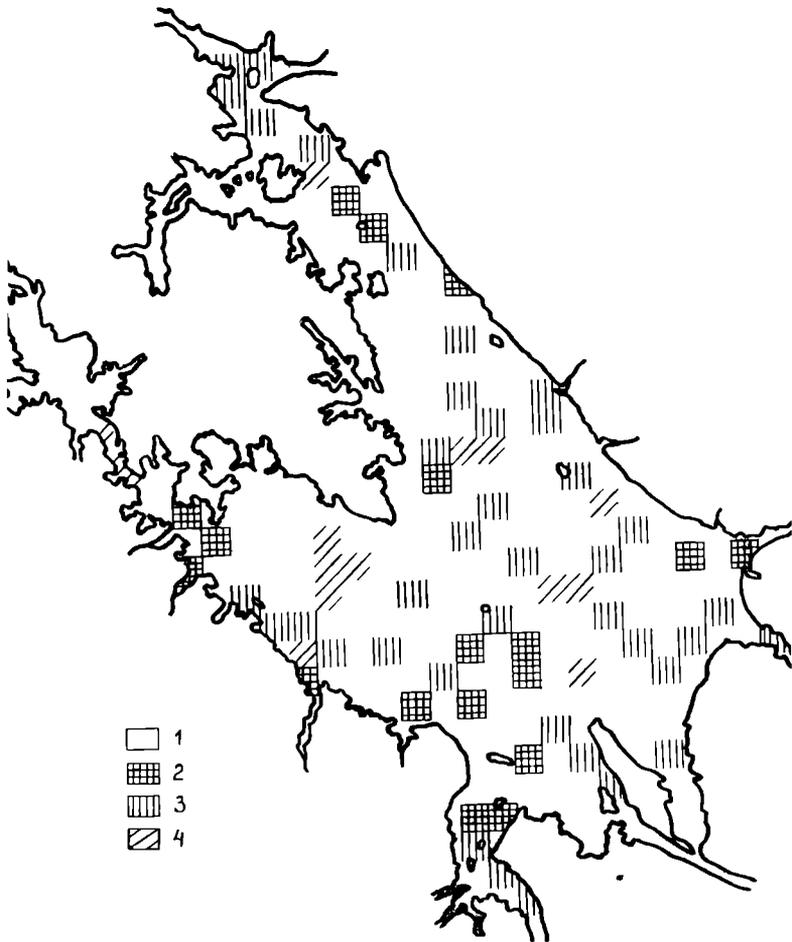


Рис. 12. Распределение молоди рыб.

1 — единицы, 2 — высокоплотные скопления, 3 — средние скопления, 4 — случайные стаи.

круговоротами воды. Дрейфующие с потоками скопления молоди задерживаются в этих круговоротах или постоянно обитают в них, так как здесь же концентрируются планктонные организмы, служащие рыбе пищей. Вероятность обнаружить скопление в зоне водоворота оказывается больше, чем на участке транзитного потока.

Распределение взрослых половозрелых рыб в весенний период соответствует топографии репродуктивных биотопов

(рис. 11), с которых отнерестившиеся производители сразу или постепенно откочевывают на летние места нагула [21].

Многочисленными наблюдениями на постоянных полигонах водохранилищ Волжского каскада было показано, что все массовые виды рыб образуют скопления во время нагула только на небольшой площади, а на остальных участках уловы всегда случайны и значительно ниже [14, 20, 21]. Участки устойчивых скоплений рыб, названные нами зонами аккумуляции биомассы, занимая в водоеме небольшую площадь, обеспечивают основной прирост ихтиомассы [7, 20]. Для выявления этих зон при формировании списка признаков целесообразно использовать информацию о причинах их формирования.

Известно, что зоны аккумуляции биомассы — это биотопы защищенной литорали с растительностью и биотопы серых илов батиаля, где происходит активное накопление биомассы. В литорали биомасса больше за счет высокой интенсивности воспроизводства населения, а в батиаля — прежде всего, в результате прихода и приноса гидробионтов из других районов.

Аккумуляция биомассы в батиаля водохранилища происходит в результате взаимодействия суммы факторов среды на участках с благоприятными условиями для активной седиментации влекомых водой взвесей (сложный рельеф дна, отсутствие течения или уменьшение его скорости при изменении направления потока и образований циркуляционных течений). Кроме минеральных и органических частиц, сюда вносятся бактерии, фито- и зоопланктон, яйца и пелагические личинки моллюсков, молодь рыб. Условия нагула на таких участках при большой концентрации пищи и наличии убежищ оказываются значительно лучшими, чем на соседних, более проточных. Это привлекает в зону аккумуляции разновозрастных особей различных видов рыб. Таким образом сам по себе грунт, его качество (минеральный состав и скорость илонакопления) могут служить одним из интегральных показателей гидродинамической активности водных масс, а следовательно, характеризовать биотопы и служить маркерными признаками состава и плотности их населения.

Необходимо отметить, что повышенное илонакопление не всегда соответствует зоне аккумуляции биомассы. Индикатором зоны повышенной продукции будет не только количество, но и качество осадков. Повышенное накопление торфа или песка, наоборот, соответствует пониженной про-

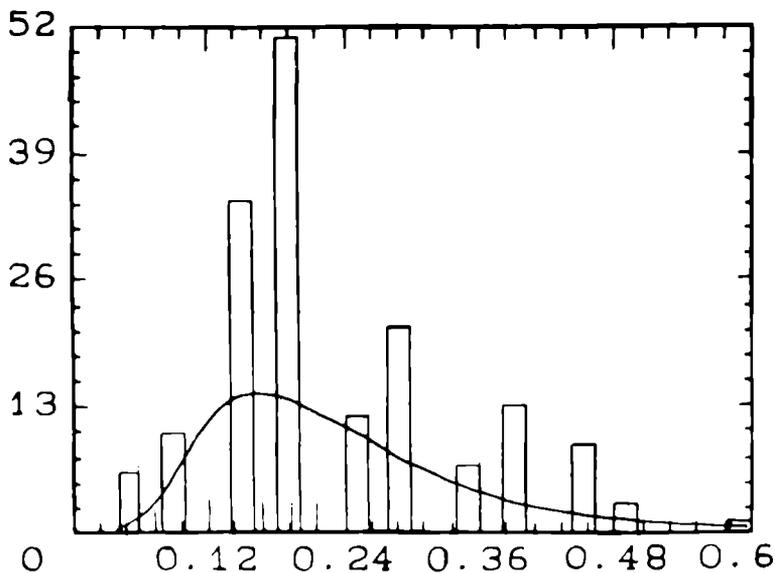


Рис. 13. Гистограмма распределения илонакопления в Главном плесе водохранилища.

По оси ординат - частота встречаемости, %. По оси абсцисс - слой ила, накопленного за 40 лет.

дуктивности участка. Зоны аккумуляции биомассы батидли — это участки с серыми и серыми песчанистыми илами.

В Рыбинском водохранилище по прямым определениям илстые отложения этого типа занимают 53% площади дна [10].

Эти зоны можно найти и аналитически. При нормальном законе распределения величин илонакопления зона средняя  $\pm$  сигма соответствует биотопному полю со средней седиментацией. А повышенное или пониженное илонакопление будет соответственно больше или меньше зоны средних величин. Анализ гистограммы показал, что встречаемость низких величин больше, чем встречаемость повышенных величин илонакопления, т. е. кривая имеет скошенность в область малых величин (рис. 13). Такую гистограмму лучше описывает логнормальное распределение, приведенное на рисунке. Поэтому для оценки зон повышенного, среднего и пониженного илонакопления производим логарифмирование данных (нормализацию распределения), находим среднюю и среднеквадратическое отклонение логарифмов, их сумму и разность, а далее, пе-

Сопоставление данных по плотности рыб пелагического комплекса с распределением полей (количество квадратов)

Плотность рыб	Участки с илонакоплением		Участки с размывом		
	повышенное	среднее	пониженное	слабым	сильным
Повышенная	21	8		1	
Средняя	26	30	1	1	3
Пониженная	9	8			

переходя от логарифмов к исходным величинам, находим искомые зоны. Результирующая карта приведена выше на рис. 3.

В целом, сопоставление распределения рыб как пелагического, так и донного комплекса ранговыми коэффициентами Спирмена соответственно 0.996 и 0.994 соответствует распределению биотопных полей (табл. 3). Там, где отмечаются участки с повышенным илонакоплением, плотность пелагических и донных рыб максимальна, а там, где величины илонакопления средние, отмечаются и средние плотности пелагических и донных рыб (рис. 14, 15). Однако, наблюдается смещение в сторону не только повышенных плотностей рыб, но и средних на участках с повышенным илонакоплением.

Нужно сказать, что вышеприведенное выделение зон аккумуляции биомассы относится к профундали. В литорали зоны аккумуляции биомассы возникают на защищенных участках с растительностью. Сама по себе растительность, ее наличие и качество может служить индикатором этих зон. Это прежде всего заросшие участки с преобладанием осочно-полевичных растительных формаций.

Следующим пригодным для районирования маркерным признаком выделения зон аккумуляции биомассы (нагульных биотопов) может быть рельеф дна. Известно, в частности для Верхневолжских водохранилищ, что с увеличением глубины участка до 20—40 м происходит рост биогенов в грунтах [9, 10]. В ряде работ показано, что глубина водоема непосредственно влияет на температурную стратификацию, циркуляцию водных масс и круговорот биогенов и, как следствие, связана с первичной продукцией и рыбопродукцией озер [36, 38, 39]. Кроме того, на основании многолетних исследований установлено, что на различных по топографии участках водохранилища возникли и длительное время сохраняются определенные комплексы ихтиофауны с одним, двумя или тремя ведущими видами [8].

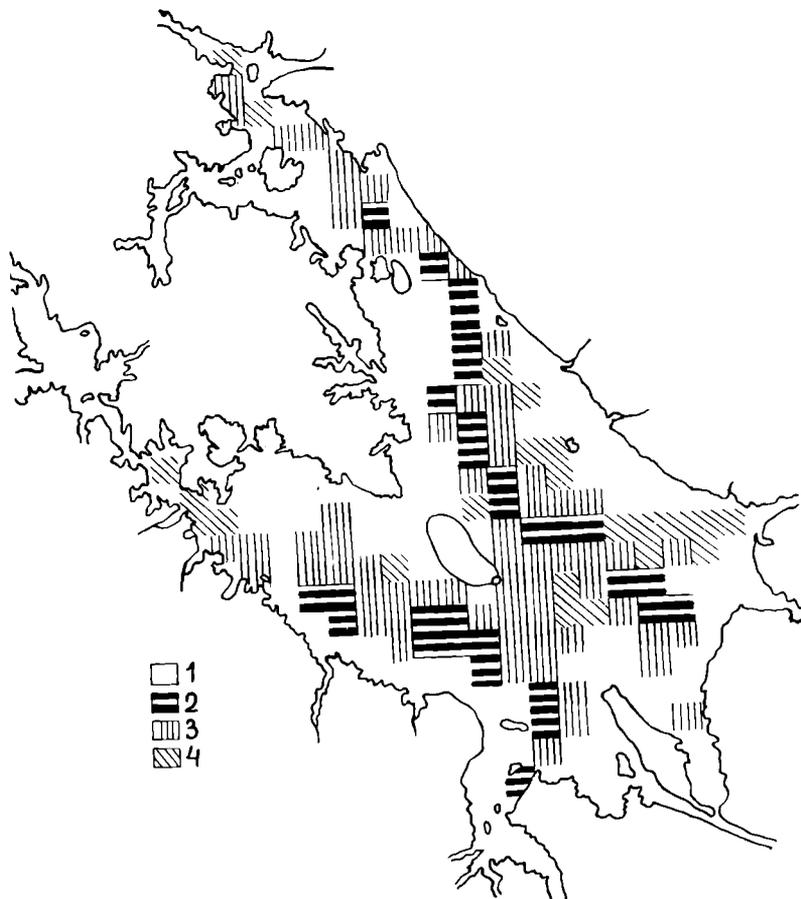


Рис. 14. Плотность рыбного населения пелагиали.  
1 - данных нет, 2 повышенная, 3 --- средняя, 4 — пониженная.

Применение современной гидроакустической техники позволило детализировать представление о связи распределения рыб с топографией дна и выделить основные элементы рельефа дна, которым соответствует различная плотность рыбного населения [21, 30].

Минимальная плотность рыб характерна для участков затопленной поймы с ровным рельефом дна и далеко удаленных от естественных углублений и от заросших мелководий. Здесь рыбное население наиболее неоднородно. Уловы случайны и минимально стабильны. Эти участки можно

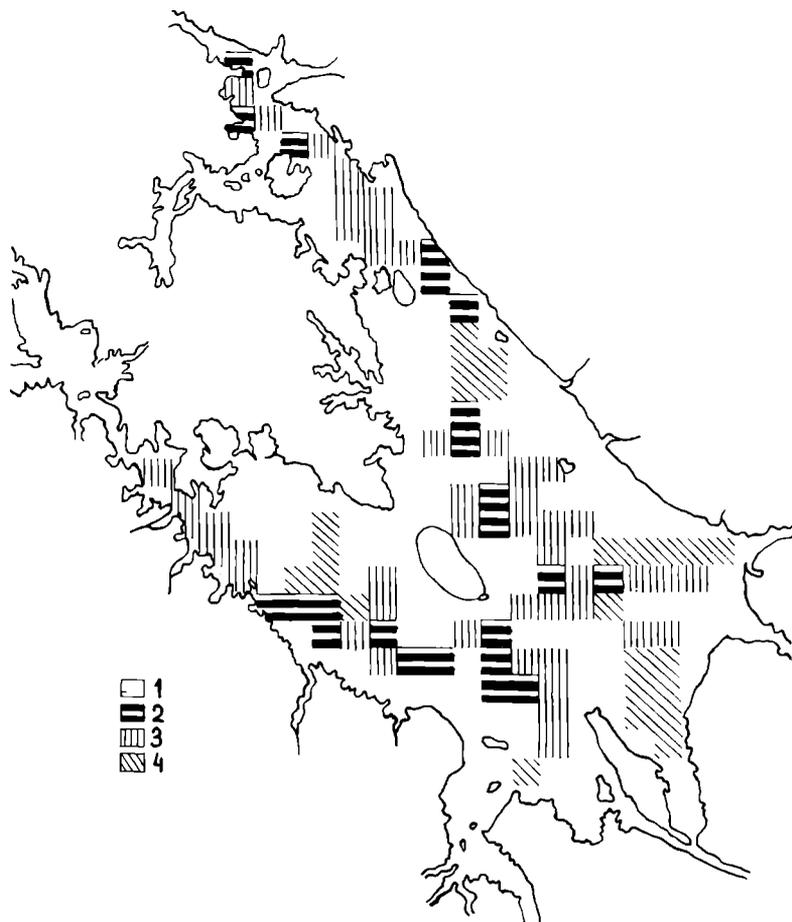


Рис. 15. Плотность рыбного населения донного комплекса.  
 Обозначения те же, что на рис. 14.

характеризовать как нагульно-транзитные [17, 20].

Благоприятные условия для нагула рыб создаются на залитых пойменных озерах и старицах. Плотность рыб здесь высока при довольно однородном рыбном населении. Структура населения и уловы стабильны. Отмечается важность этих участков также для обитания и откорма молоди [40].

На бывших руслах рек максимальная плотность скоплений рыб сочетается с максимальной стабильностью как

ЗОНЫ	ОБОЗНАЧЕНИЕ ЗОН	СВЯЗАННЫЕ С ЗОНАМИ ЭЛЕМЕНТЫ ТОПОГРАФИИ			
ПОВЫШЕННАЯ ПЛОТНОСТЬ					
СРЕДНЯЯ ПЛОТНОСТЬ					
ПОНИЖЕННАЯ ПЛОТНОСТЬ					
	-1	-2	-3		

Рис. 16. Алгоритм топографического моделирования плотности рыбного населения.

1 — русла бывших рек, 2 — затопленные пойменные озера, 3 — граница мелководья.

уловов, так и структуры. Максимальные плотности рыб на руслах отмечаются также и для других водохранилищ [11, 24].

Существенным элементом рельефа дна (биотопным элементом) может быть меандрированность русла. В зоне влияния меандрированного русла плотность рыб больше, чем в зоне влияния прямого русла.

Увеличение плотности рыб отмечено и в районе заросшего побережья.

Наибольшие плотности рыб отмечены на участках с частыми и резкими изменениями глубин в пределах небольшой акватории. Характерно, что здесь отмечаются большие плотности не только на руслах, но и на пойме.

Характер изменения плотности и видовой структуры рыбного населения по мере удаления от естественных углублений в сторону отдаленной поймы в водохранилища соответствует описанию экоклинов при движении вдоль градиента условий среды от «наиболее благоприятных» к «экстремальным» [42]. Известно, что в мелководном водоеме более глубокие и сильно структурированные участки оптимальны для рыб [13, 33, 37].

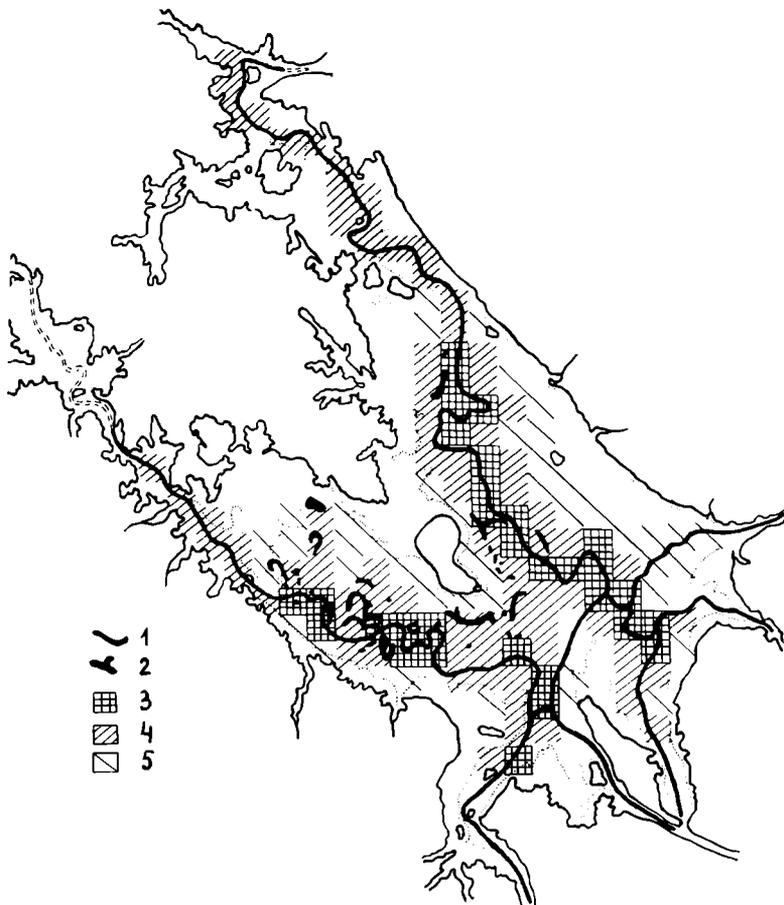


Рис. 17. Результаты топографического моделирования плотности рыбного населения.

1 — русла бывших крупных рек, 2 — затопленные пойменные озера; плотность: 3 — повышенная, 4 — средняя, 5 — пониженная.

Связи между плотностью рыбного населения и рельефом дна водоема поддаются моделированию с использованием системы алгоритмов, описывающих основные ситуации рельефа дна (рис. 16). Полученная модель распределения нагульных скоплений рыб в Рыбинском водохранилище (рис. 17) хорошо соответствует данным натурных съемок распределения пелагических и донных рыб, показанным на рис. 14 и 15.

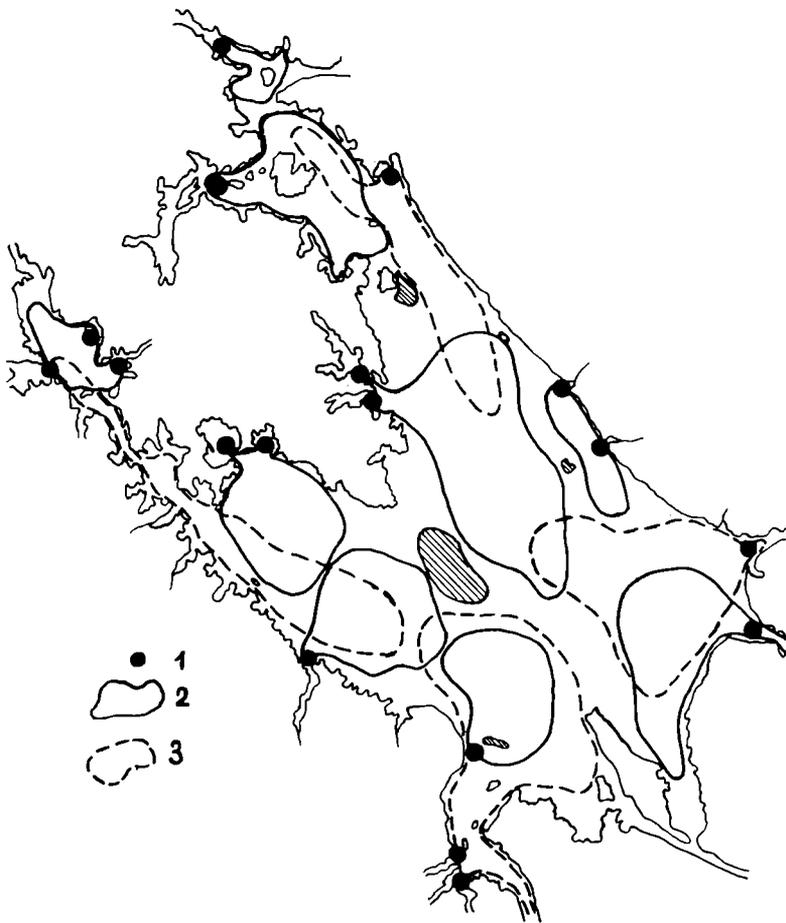


Рис. 18. Центры размножения и ареалы основных локальных стад фитофилов-бентофагов.

1 — нерестилища, 2, 3 — районы нагула, 4 — зимовки.

Распределение рыбы в зимний период зеркально противоположно нагульному: скопления располагаются за пределами летних зон аккумуляции биомассы на склонах подводных банок и в сублиторали с плотными незаиленными грунтами. Часть рыбы зимует в нерестовых притоках.

На основании результатов многолетних наблюдений за перемещениями меченых рыб было сформировано представление о локальных стадах и составлены карто-схемы

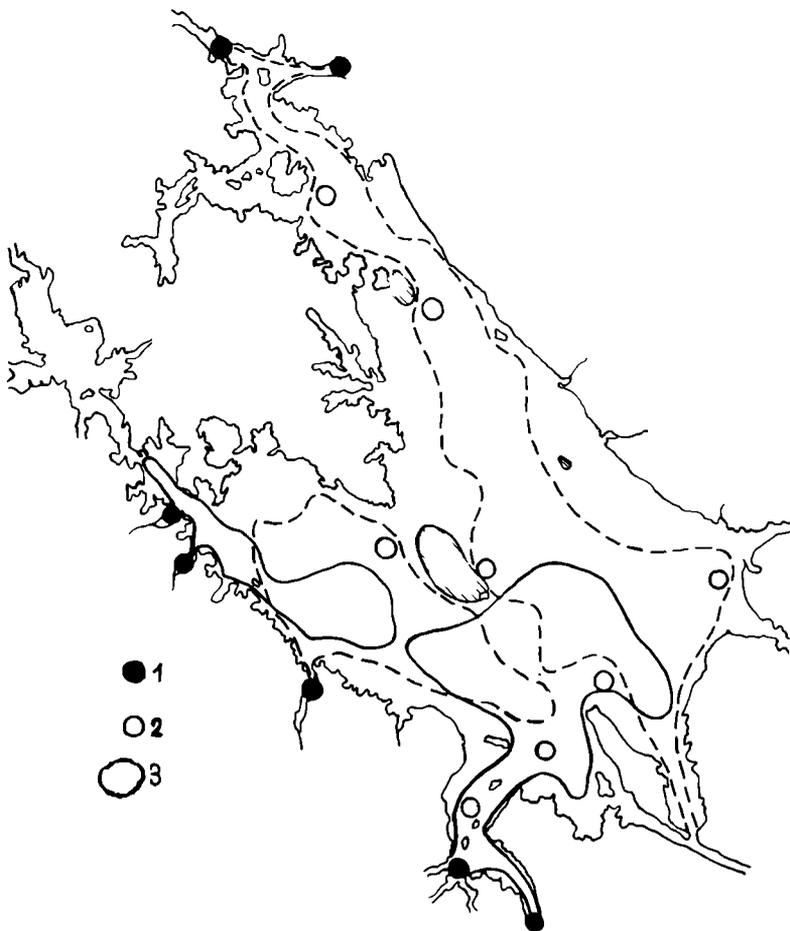


Рис. 19. Центры размножения и ареалы локальных стад псаммофилов-пелагофилов.

1 — речные нерестилища, 2 — озерные нерестилища, 3 — ареалы стад.

(рис. 18, 19) размещения их основных групп, постоянно обитающих на определенных участках водоема и совершающих в пределах этих участков нерестовые, нагульные и зимовальные миграции [20].

Каждое локальное стадо рыб использует в процессе жизнедеятельности триаду биотопов: прибрежную зону аккумуляции биомассы (фитофилы) и песчаные пляжи литорали (псаммофилы и пелагофилы) для размножения, зоны аккумуля-

муляции биомассы батиаля для нагула и незаиленные участки сублиторали для зимовки. Величины ареалов стада зависят от степени компактности расположения освоенных триад биотопов и могут быть по ним оценочно районированы в водоеме. Это районирование имеет важное значение для формирования планов реконструкции водоемов в природо-охранных и хозяйственных целях.

В целом анализ вариабельности использованных для одномерного районирования признаков показал, что коэффициенты вариации у гидрологических факторов оказались наименьшими (20—50%), у гидрохимических увеличились (30—130%), а у гидробиологических оказались максимальными (40—400%), т. е. возрастали по мере увеличения степени сложности признака, его интегрированности и зависимости от других характеристик среды.

Комплекс разработанных для экологического районирования программ был реализован на машине МЭРА 125 СМ-4 и персональном компьютере AMSTRAD.

### Районирование по комплексу признаков

Одномерное районирование, при котором признаки элементарных районов, акваномов водоема рассматривались в отдельности, еще не дает представления о состоянии экосистемы, параметры которой имеют различную корреляционную связь.

Для изучения этих систем, в частности для их районирования, в ряде случаев более адекватны многомерные статистические методы. Однако они отличаются большей сложностью по сравнению с одномерными, а их применение требует определенных условий к исходной информации. Проблема использования многомерных методов для районирования водоемов многогранна [1—3, 27—29, 41].

Представленные в наше распоряжение данные об экосистеме водохранилища были зафиксированы в виде матрицы:

$$\begin{matrix} a_{11} & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ a_{21} & a_{22} & \dots & a_{2n} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{m1} & a_{m2} & \dots & a_{mn} \end{matrix}$$

где  $a_{ij}$  — элемент матрицы: значение  $j$ -го признака ( $j=1 \div 46$ ) в  $i$ -м квадрате ( $i=1 \div 411$ ). Например  $a_{229}=25$  г/м<sup>2</sup> — средняя плотность бентоса в 22-м квадрате, информация о которой занесена в 9-й столбец матрицы. Следовательно, первый индекс  $i$  элемента  $a_{ij}$  указывает номер строки (объекта), а второй индекс  $j$  — номер столбца, в котором находится этот элемент.

Особенность полученной матрицы — отсутствие части ее элементов, пробелы в отдельных строках и столбцах вследствие того, что некоторые признаки не были зарегистрированы (или не были указаны авторами данных) для ряда квадратов. В зависимости от цели исследования и особенностей применяемого метода существует несколько подходов к анализу неполных данных [34, 35]. Согласно одному из них не предусматривается восстановления недостающих данных, а анализ производится на основе имеющихся в наличии наблюдений. По этой информации была оценена корреляционная связь между любой парой измеряемых признаков.

Коэффициенты корреляции, расположенные симметрично по отношению к главной диагонали, равны между собой:  $r_{ij} = r_{ji}$ , а диагональные элементы матрицы равны 1, поэтому нормированная корреляционная матрица имеет вид:

$$r_{ij} = \begin{matrix} & r_{12} & r_{13} & \dots & r_{1n} \\ & 1 & r_{23} & \dots & r_{2n} \\ & & 1 & \dots & r_{3n} \\ & & & 1 & \dots \end{matrix}$$

Ввиду громоздкости сама корреляционная матрица не приводится. Отметим только, что при этом возможно выявление как наиболее тесно связанных, так и слабо коррелированных пар признаков. Так, например, достоверна с вероятностью 0.99 корреляция между биомассой бентоса и процентным содержанием никеля в грунтах ( $r = 0.55$ ), между скоростью интегрального переноса воды и процентным содержанием фосфора ( $r = 0.66$ ), а корреляция между биомассой бентоса и процентным содержанием органического углерода в грунтах статистически недостоверна.

Все более распространенными при районировании водоемов становятся методы многомерной статистики.

Идея максимального «раздвижения» объектов разных типов представляется весьма привлекательной. Кроме того появляется возможность исходное многомерное пространство признаков свести к пространству гораздо меньшей размерности. Однако использование многих многомерных методов часто связано с ограничениями, налагаемыми характером имеющейся информации, в первую очередь, отсутствием данных, пробелами в строках и столбцах исходной матрицы, вследствие чего возникает необходимость интерполяции и экстраполяции. Поэтому из исходной матрицы с неполным числом элементов тем или иным способом получалась матрица, в которой каждый из изучаемых объектов описывается всей совокупностью признаков. Из ис-

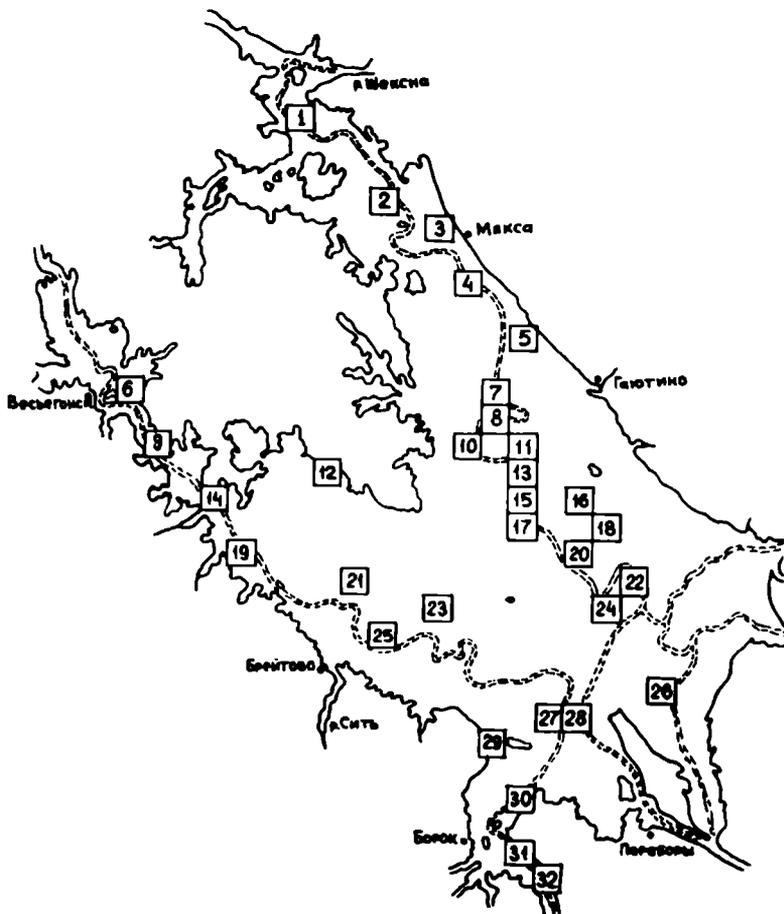


Рис. 20. Размещение станций (1—32), обладающих наибольшей полнотой данных.

ходных данных были организованы матрицы меньшей размерности:  $8 \times 46$ ,  $32 \times 46$ ,  $32 \times 17$  и  $64 \times 46$ . В первую очередь, исключались квадраты, в которых отсутствовала большая часть значений признаков, а недостающие элементы заменялись средней величиной имеющихся наблюдений по рассматриваемому параметру. Вышеуказанные матрицы характеризовали всю экосистему водохранилища. Кроме того были организованы матрицы размерности  $8 \times 21$ ,  $32 \times 21$ ,  $64 \times 21$ , признаки которых относились к пелагиали водохранилища, и матрицы размерности  $8 \times 27$ ,  $32 \times 27$ ,  $64 \times 27$ , признаки которых характеризовали ее бенталь.

Разумеется, большие по объему матрицы могли быть получены, если бы пробелы для наиболее важных параметров были заполнены методами объективного восстановления случайных полей с привлечением специалиста по данным компонентам системы как эксперта. К сожалению, это пока осталось неосуществимым вследствие ряда причин, в первую очередь из-за ограничений имеющейся вычислительной техники.

Оставленные для анализа станции были выбраны с учетом большей полноты и точности информации, а также относительной равномерности расположения на карте водохранилища (рис. 20). Один из методов линейного преобразования исходной информации, когда на матрицу преобразования накладывается условие ортогональности, — метод главных компонент [3, 4, 16, 29 и др.]. Этот метод широко используется для классификации и районирования по нескольким признакам [3, 12, 29, 32]. Он часто позволяет классифицировать ситуации по комплексным признакам, число которых гораздо меньше исходного числа параметров.

Не описывая математическую сторону этого метода, отметим лишь, что нахождение главных компонент сводится к переходу к новой ортогональной системе координат, причем каждая координатная ось ищется так, чтобы соответствующая ей линейная форма извлекла возможно большую дисперсию. Указано соотношение [29], позволяющее обойти возникающие иногда трудности, связанные с использованием метода главных компонент при соотношении  $p > m$ , где  $p$  — число признаков,  $m$  — число объектов.

Так как значения различных признаков сильно различались по абсолютной величине, то они перед разложением нормировались.

Рассмотрим использование метода главных компонент для матрицы размерности  $32 \times 17$  (табл. 4), учитывая, что некоторые другие методы многомерного анализа (в связи с возможностями имеющейся в нашем распоряжении ЭВМ) удалось реализовать для этой же матрицы.

В таблице 5 приведены собственные числа корреляционной матрицы характеристик экосистем ( $\lambda_j$ ), их значения в процентах от суммы всех собственных чисел ( $\lambda_j: \sum_1^{17} \lambda_j \cdot \%$ ), а также точность представления полей нарастающей суммой членов разложения. Из таблицы 5 видно, что первый член разложения описывает около 30% суммарной дисперсии, на второй приходится 11.7%, на третий — 10.4%. В сумме

**Характеристики экосистемы Рыбинского водохранилища  
(матрица размерностью 32×17)**

Номер станции	Номер характеристики																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
1	177	813	7	2,0	39	2	7,0	3,0	0,09	3,1	0,21	0,25	0,34	200	0	0	9,0
2	650	17812	7	2,0	9	3	20,0	3,0	0,09	3,1	0,21	0,30	0,34	1040	0	0	8,8
3	245	200	7	2,0	3	3	26,0	2,5	0,06	1,1	0,09	0,10	1,01	1278	0	0	8,5
4	552	1000	5	3,5	7	3	90,0	3,0	0,07	1,1	0,09	0,25	1,01	1910	1	1	8,5
5	245	250	2	1,7	4	2	23,0	2,5	0,06	1,1	0,09	0,15	1,01	700	1	1	8,2
6	245	813	7	2,0	14	2	20,5	2,0	0,06	1,1	0,10	0,10	1,01	1278	2	1	9,8
7	94	2000	7	0,3	6	2	70,0	2,0	0,15	10,3	0,68	0,40	0,19	861	0	0	8,1
8	72	15257	8	0,6	11	2	80,0	2,0	0,15	10,3	0,68	0,40	0,19	600	0	0	7,4
9	8	813	7	2,0	3	2	7,4	4,0	0,06	1,1	0,10	0,10	1,01	1278	2	1	10,0
10	84	1000	6	1,5	7	2	80,0	2,0	0,10	14,2	1,02	0,20	0,19	521	0	0	7,7
11	59	300	8	1,0	3	2	70,0	2,5	0,02	1,9	0,19	0,00	0,90	150	0	0	6,6
12	245	55	7	2,0	2	2	0,0	1,0	0,05	1,4	0,15	0,00	0,86	1278	3	7	8,7
13	69	0	8	0,9	10	2	86,6	4,0	0,10	14,2	1,02	0,35	0,19	677	0	0	6,5
14	315	813	7	2,0	15	2	20,0	4,0	0,07	1,1	0,10	0,15	1,01	1278	3	7	9,5
15	79	1000	8	0,8	4	3	86,6	4,0	0,10	14,2	1,02	0,40	0,19	300	0	0	6,8
16	89	100	8	3,0	2	3	7,0	1,0	0,18	19,3	1,19	0,20	0,14	600	0	0	7,7
17	84	1500	8	2,1	3	2	60,0	2,0	0,10	7,3	0,57	0,30	0,29	150	0	0	7,1
18	81	150	6	3,6	2	2	3,0	1,0		7,3	0,57	0,20	0,29	1278	0	0	7,1
19	362	1600	6	0,5	20	2	10,0	3,0	0,10	3,0	0,28	0,20	0,34	1278	2	1	9,5
20	53	250	8	3,0	2	2	7,0	3,5	0,10	14,2	1,02	0,35	0,19	1278	0	0	7,6
21	34	150	8	1,6	1	2	15,0	2,5	0,08	25,0	1,29	0,20	0,08	1278	0	0	9,0
22	94	1500	8	1,3	8	2	22,0	3,0	0,10	14,2	1,02	0,40	0,19	182	0	0	7,9
23	118	250	8	2,6	1	2	50,0	3,0	0,06	2,9	0,25	0,20	0,34	1150	0	0	8,5
24	71	50	8	2,2	1	2	9,0	2,5	0,10	7,3	0,57	0,35	0,29	100	0	0	8,0

Номер станции	Номер характеристики																
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
25	122	50	8	1.2	8	2	70.0	4.0	0.06	2.9	0.25	0.30	0.34	1500	0	0	9.1
26	99	50	7	2.1	1	2	15.0	2.5	0.10	14.2	1.02	0.30	0.19	381	0	0	9.1
27	708	300	7	3.6	10	3	8.0	2.5	0.08	4.6	0.38	0.20	0.34	1589	0	0	9.5
28	258	1250	7	4.4	10	3	40.0	3.0	0.14	14.2	1.02	0.50	0.19	767	0	0	9.5
29	245	100	7	2.0	2	3	1.0	1.0	0.06	2.5	0.21	0.20	1.01	1278	2	1	9.4
30	2133	250	7	2.0	21	2	7.4	3.0	0.08	4.6	0.38	0.20	0.34	815	1	8	9.6
31	145	1400	7	2.0	25	1	4.0	3.0	0.06	2.5	0.21	0.20	1.01	1278	3	6	10.0
32	264	55	7	2.0	16	1	20.5	1	0.05	1.0	0.10	0.10	1.53	1278	0	0	10.0

**Примечание.** Характеристики экосистемы: 1 — плотность молоди рыб, экз./5 мин траления; 2 — плотность ерша, экз./час траления; 3 — осредненные по квадратам глубины, м; 4 — скорость интегрального переноса воды, см/сек; 5 — плотность бентоса, г/м<sup>2</sup>; 6 — продукция фитопланктона по хлорофиллу «а», балл; 7 — плотность леща, экз./час траления; 8 — плотность синца, экз./час траления; 9 — содержание фосфора в донных отложениях, %; 10 — содержание углерода в донных отложениях, %; 11 — содержание азота в донных отложениях, %; 12 — мощность донных отложений, м; 13 — объемная масса донных отложений, г/см<sup>3</sup>; 14 — плотность корюшки, экз./час траления; 15 — степень зарастания, баллы; 16 — типы зарастания, баллы; 17 — средняя температура воды в мае за период с 1963 по 1983 гг., °С.

Оценка разложения характеристик экосистемы Рыбинского водохранилища  
(для матрицы  $32 \times 17$ )

ij	$\lambda_j$	$\lambda_j$	$\sum_1^n \lambda_j$
		$\sum_1^{17} \lambda_j, \%$	$\sum_1^{17} \lambda_j, \%$
1	5.625	33.1	33.1
2	1.988	11.7	44.8
3	1.769	10.4	55.2
4	1.518	8.9	64.1
5	1.115	6.6	70.7
6	0.966	5.7	76.4
7	0.871	5.1	81.5
8	0.837	4.9	86.4
9	0.563	3.3	89.7
10	0.468	2.8	92.5
11	0.407	2.4	94.9
12	0.318	1.8	96.7
13	0.275	1.7	98.4
14	0.137	0.8	99.2
15	0.082	0.6	99.6
16	0.051	0.3	99.9
17	0.008	0.1	100.0

первые три главные компоненты описывают около 55% суммарной дисперсии. Это свидетельствует о том, что пространственные изменения характеристик экосистемы Рыбинского водохранилища довольно слабо согласуются друг с другом.

И все же в плоскости первых двух главных компонент станции образуются неравномерно плотные поля точек. Можно выделить участки сгущений, которые рассмотрим как отдельные классы. Границы классов проводили таким образом, чтобы расстояния между ближайшими станциями внутри классов были меньше, чем расстояние между ближайшими станциями соседних классов (рис. 21).

Использование кратчайшей связывающей сети [23] показало, что сеть, рассчитанная по исходным данным, часто не согласуется с положением точек в плоскости двух главных компонент. Это можно объяснить тем, что две первые главные компоненты описывают сравнительно небольшой процент суммарной дисперсии.

При возвращении к исходным координатам выясняется,

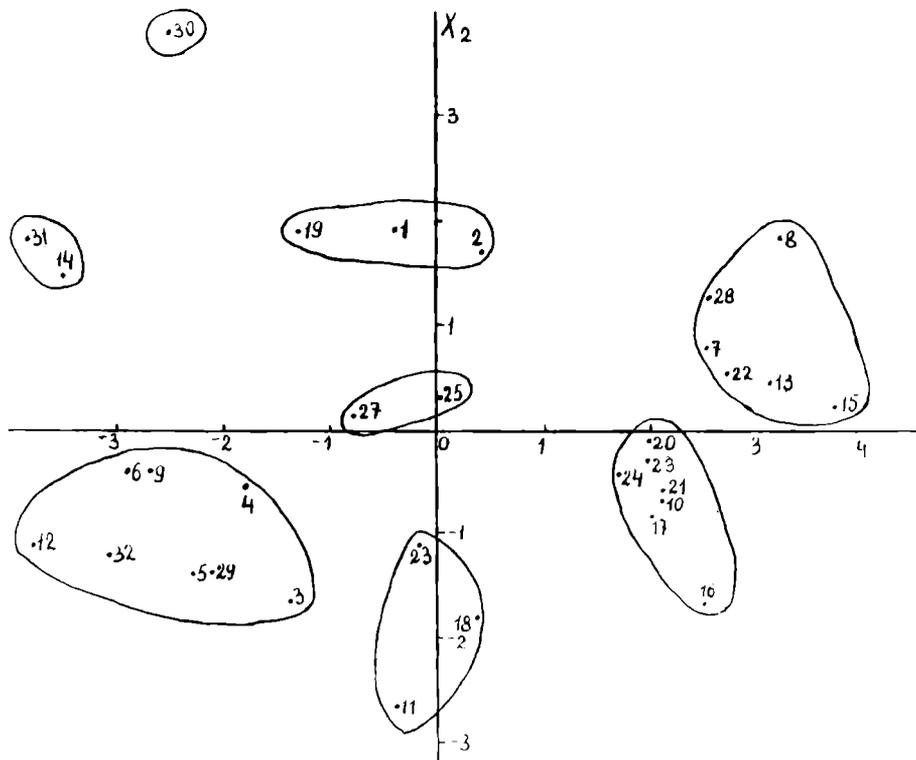


Рис. 21. Схема распределения станций в координатах главных компонент. По оси ординат - значения второй главной компоненты, отн. ед., по оси абсциссе - значения первой главной компоненты, отн. ед.

что наибольшие элементы первого собственного вектора соответствуют процентному содержанию азота и фосфора в грунтах (рис. 22а). Наибольшие элементы второго собственного вектора соответствуют бентосу и молоди рыб (рис. 22 б).

Это районирование (рис. 23 а), а также районирования, выполненные по другим матрицам (рис. 23 б—ж), вследствие не очень большого числа станций, недостаточной синхронности и синтопности наблюдений, а также из-за того, что первые две компоненты описывают не очень высокий процент суммарной дисперсии (табл. 6), мы рассматриваем как достаточно грубые схемы. Причем более грубая схема, однако в некоторых чертах напоминающая схему районирования

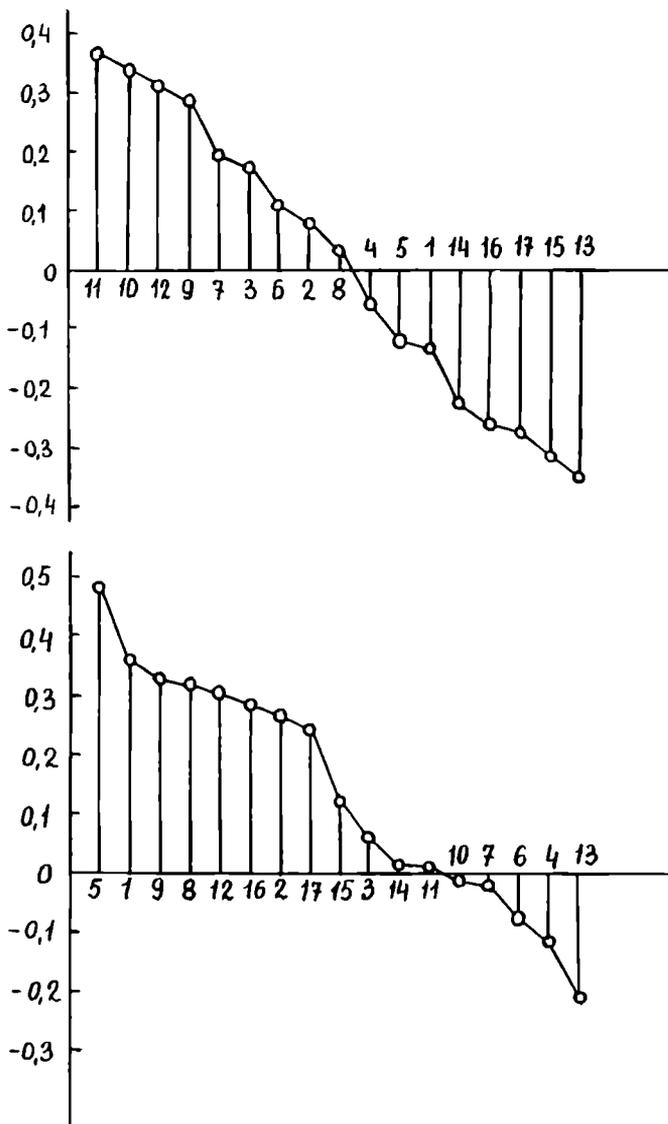


Рис. 22. Вклады исходных переменных.  
 а -- в первую главную компоненту, б -- во вторую компоненту.

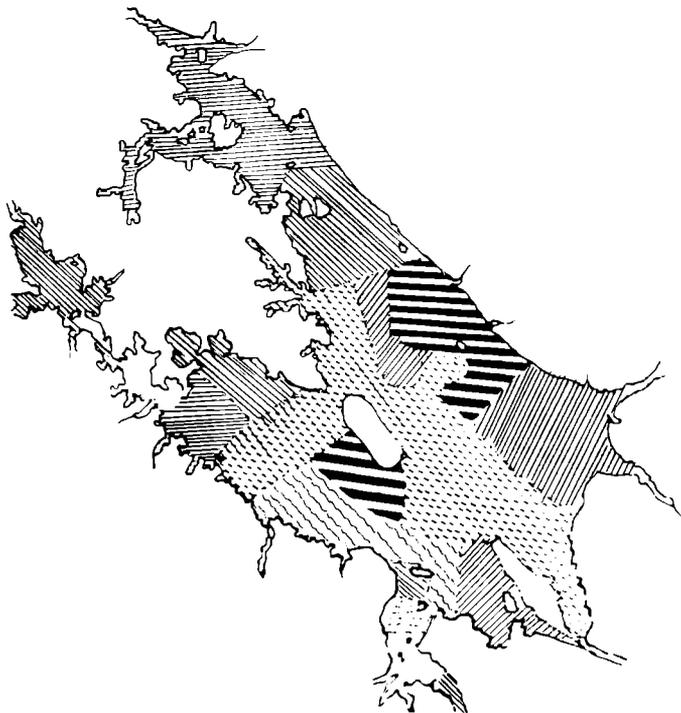


Рис. 23, а.

Таблица 6  
**Нарастающая сумма дисперсий, описываемых главными компонентами**

номер компоненты размерность матрицы	1	2	3	4	5
8×21	33.218	58.305	75.001	86.200	93.817
8×27	39.826	64.964	79.367	88.417	94.060
8×46	32.679	57.560	70.996	81.786	90.760
32×21	20.166	36.648	49.343	58.434	66.348
32×27	24.854	46.941	55.853	63.307	69.548
32×41	20.028	36.895	45.065	52.523	58.346
32×46	19.595	34.681	47.096	54.196	60.687
64×21	19.839	34.350	45.400	55.081	62.686
64×27	25.263	45.463	53.315	60.846	66.321
64×46	19.354	32.746	44.038	51.242	57.408

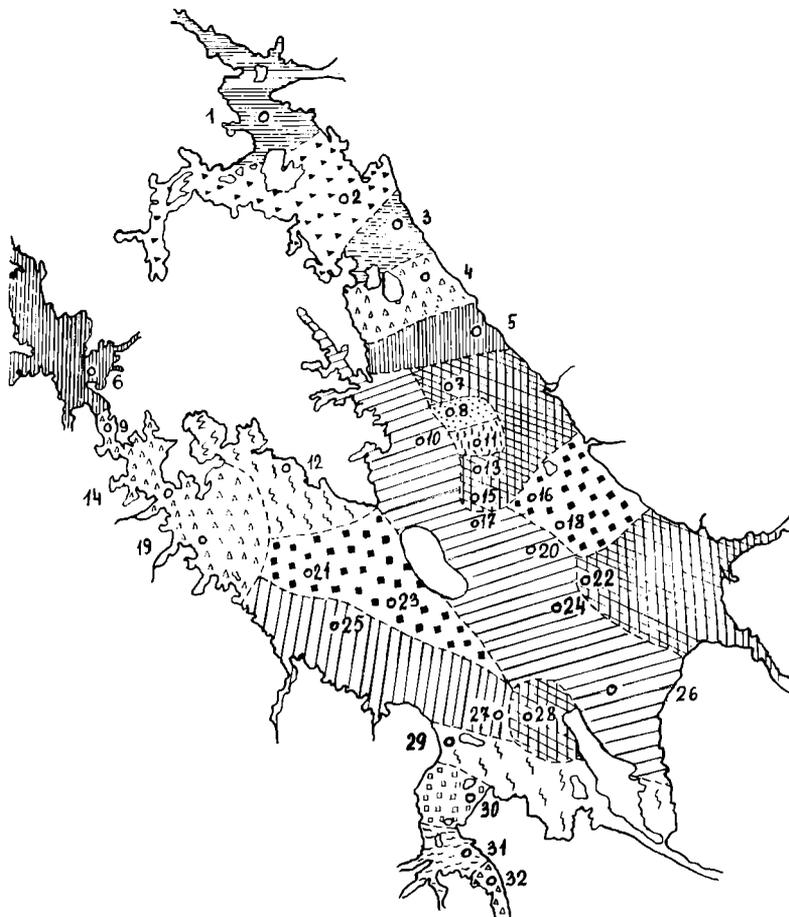


Рис. 23, б.

М. А. Фортунатова [31], получается, если число станций равно 8. При этом не учитывается мозаичность отдельных участков в Центральном и Шекснинском плесах.

Эти схемы подлежат уточнению, которое может идти как по пути получения новых, более точных сведений, так и при дополнительном применении более адекватных методов, одним из которых может быть совместное использование кластерного и факторного анализа. Особенность кластерного анализа (и полученных с его помощью результатов) со-

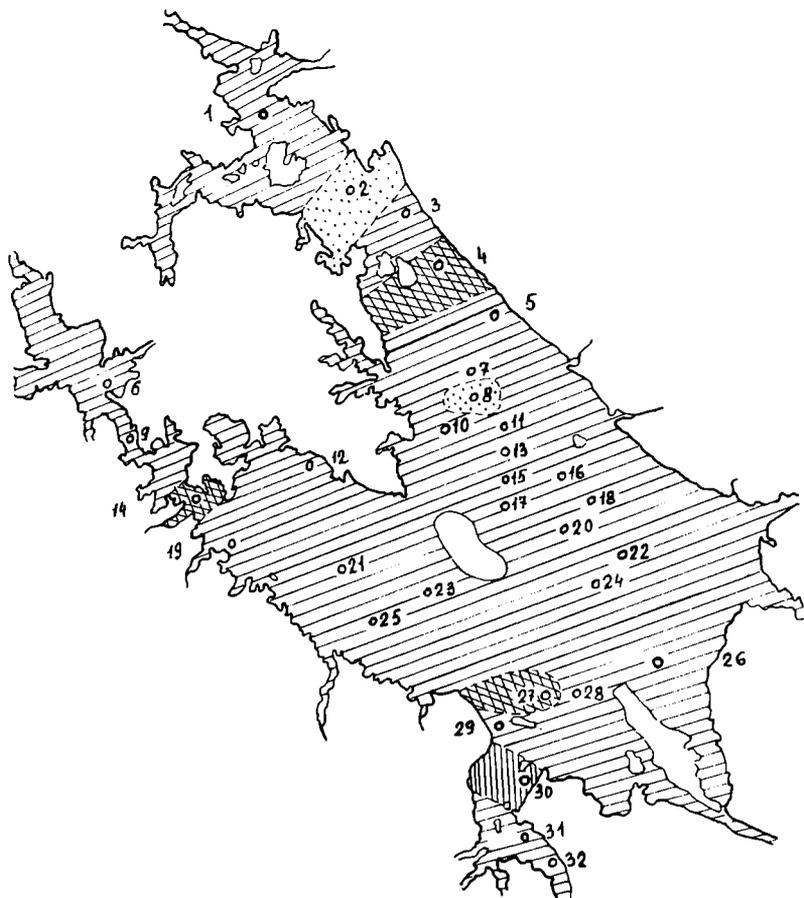


Рис. 23, в.

стоит в использовании для целей классификации всей информации, находящейся в матрице данных. Напротив, при использовании таких методов, как главные компоненты либо факторный анализ для нужд классификации (разделения) выборки, часть информации отбрасывается. Факторы, выделяемые этими двумя последними методами, отражают некоторый процент всей изменчивости данных.

Если полученный набор факторов далее представляется на графике (по два фактора) и классификация данных проводится визуально (либо численно), то теряется инфор-

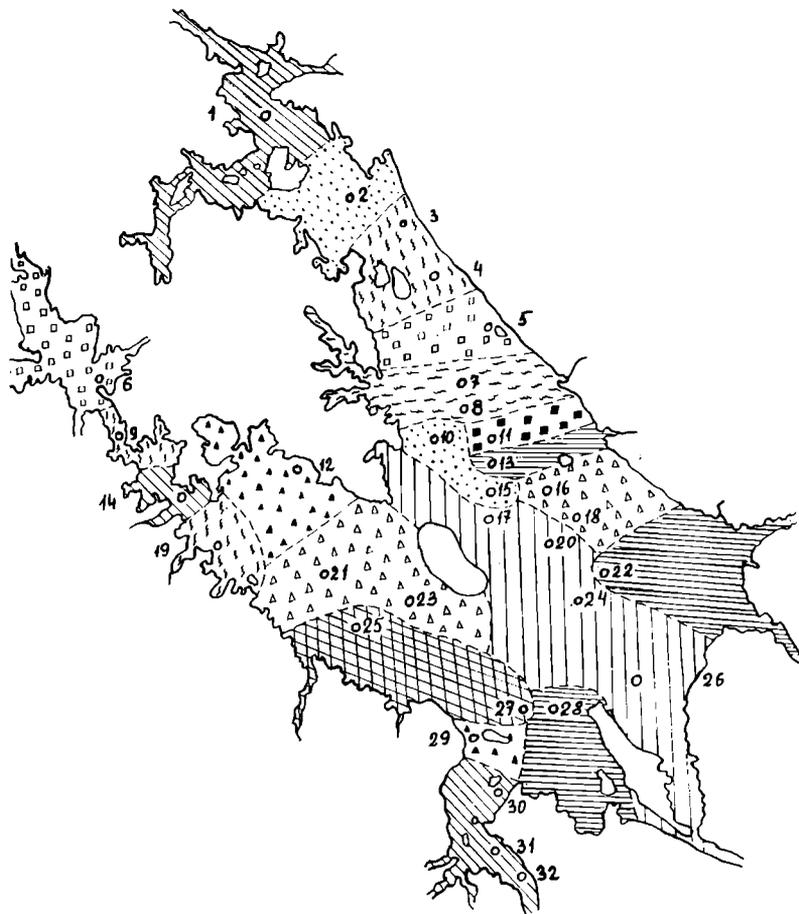


Рис. 23, г.

мация, за которую отвечают факторы, не принятые к рассмотрению. Так же теряется информация, когда классификация проводится по двум ведущим факторам, так как обычно процент изменчивости данных в двух первых факторах отражен на 40—70%. Таким образом кластерный анализ позволяет проводить разделение исходных данных по группам с учетом всей изменчивости матрицы данных, другие же методы производят разделение на основе только некоторого процента всех изменчивости. Такие методы, как

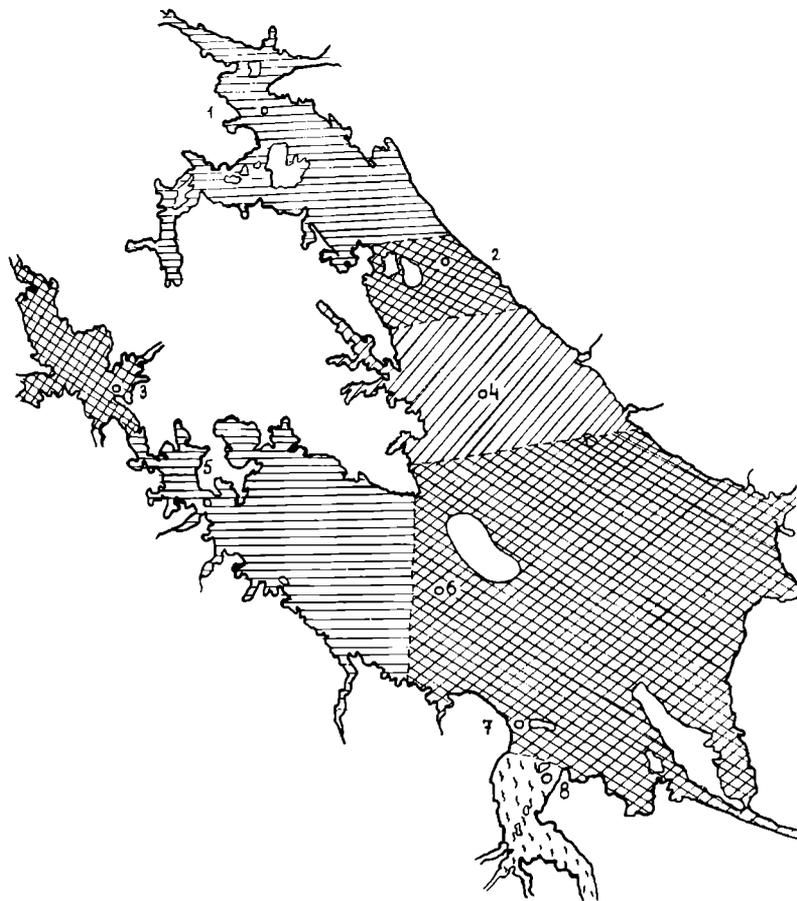


Рис. 23, д.

анализ главных компонент, факторный анализ и кластерный анализ необходимо использовать для целей районирования и разделения совместно, подчиняя некоторой стратегии, когда их особенности взаимно дополняют друг друга при анализе исходной матрицы.

Предлагаемая стратегия совместного использования кластерного и факторного анализов (считая, что факторный анализ есть общий случай метода главных компонент) состоит в следующем. Первым этапом проводится обработка исходной матрицы методом кластерного анализа. Вторым



Рис. 23, е.

этапом к этой же матрице применяется факторный анализ для выделения ведущих факторов, а после их выделения снова применяется методика кластеризации. В результате мы получаем возможность сравнить два варианта разделения, имея в одном случае классификацию неизменной матрицы, в другом — целый набор возможных для классификации матриц. То есть этап применения факторного анализа дает возможность выбирать для описания объектов (в данном случае квадратов на водоеме) те или иные факторы, или



Рис. 23. Схемы районирования Рыбинского водохранилища по исходным матрицам размерностью:

а —  $32 \times 17$ , б —  $32 \times 46$ , в —  $32 \times 21$  (пелагиаль), г —  $32 \times 27$  (бенталь), д —  $8 \times 46$ , е —  $8 \times 21$  (пелагиаль), ж —  $8 \times 27$  (бенталь).

Цифры у точек обозначают номер столбца матрицы.

их комбинации, включая в конечном итоге весь их набор (рис. 24—26).

Исходная матрица имела несколько вариантов подробности, иначе говоря, наибольшая матрица данных содержала 32 объекта (квадрата на водоеме) и 46 характеристик, наи-

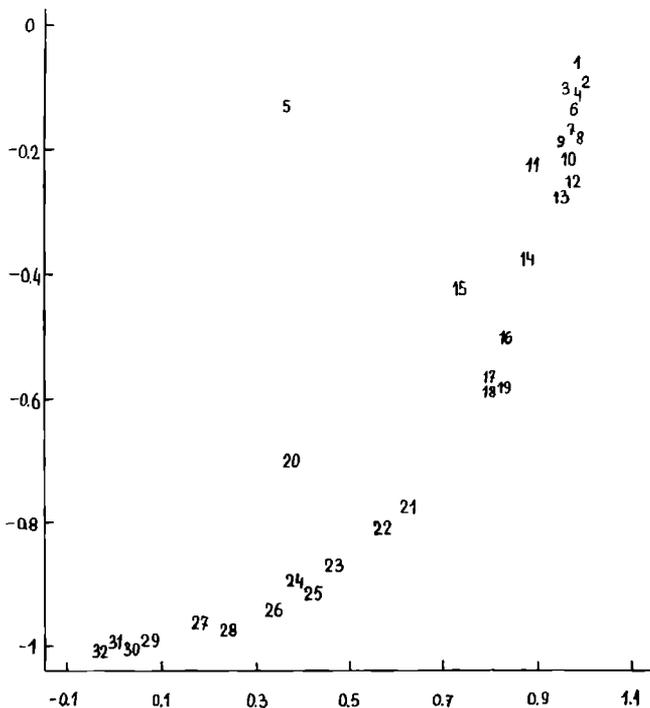


Рис. 24. Распределение станций (1—32) в плоскости первого и второго факторов.

меньшая —  $32 \times 17$ . Изменения, происшедшие с исходными данными были вызваны тем, что некоторые характеристики оказались очень сильно взаимосвязаны между собой (с коэффициентом корреляции до 0.9 и более). На основании такого высокого коэффициента корреляции размерность матрицы удалось уменьшить. Процедура уменьшения размерности позволяет работать с матрицей исходных данных, имеющей относительно независимые характеристики объектов. Кластерный анализ по матрице  $32 \times 17$ , проведенный как по метрике Махаланобиса, так и по коэффициенту корреляции, позволяет выделять некоторые группы исходных данных. Основные результаты были получены при применении метрик расстояния Махаланобиса и коэффициента корреляции, а также при использовании иерархической стратегии объединения (табл. 7).

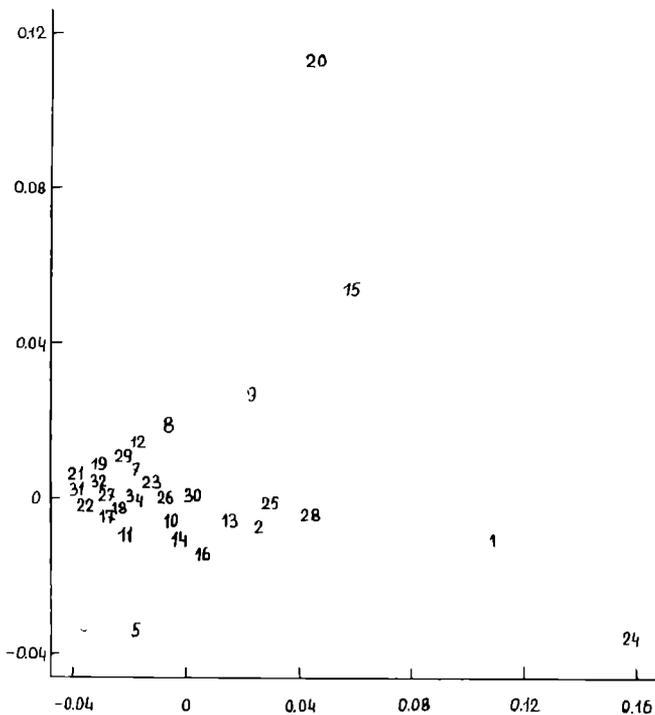


Рис. 25. Распределение станций (1—32) в плоскости четвертого и пятого факторов.

Как по полному, так и по усеченному списку характеристик среды при иерархическом кластерном анализе (рис. 27, 28), некоторые участки объединяются в один класс, что говорит о сходности на них экологических условий. Так, по полному списку показателей среды объединены квадраты 1, 9, 14, 19, 31 и 32. Все они относятся к русловым плесам водохранилища, т. е. условия на них мало отличаются от речных. Напротив, участок руслового плеса 30, как при полном списке использованных признаков, так и при усеченном отстоит отдельно от других русловых участков, что связано с наличием в этом квадрате острова и с близостью главного озерного плеса водоема, создающих здесь специфические условия.

При использовании усеченного списка параметров среды

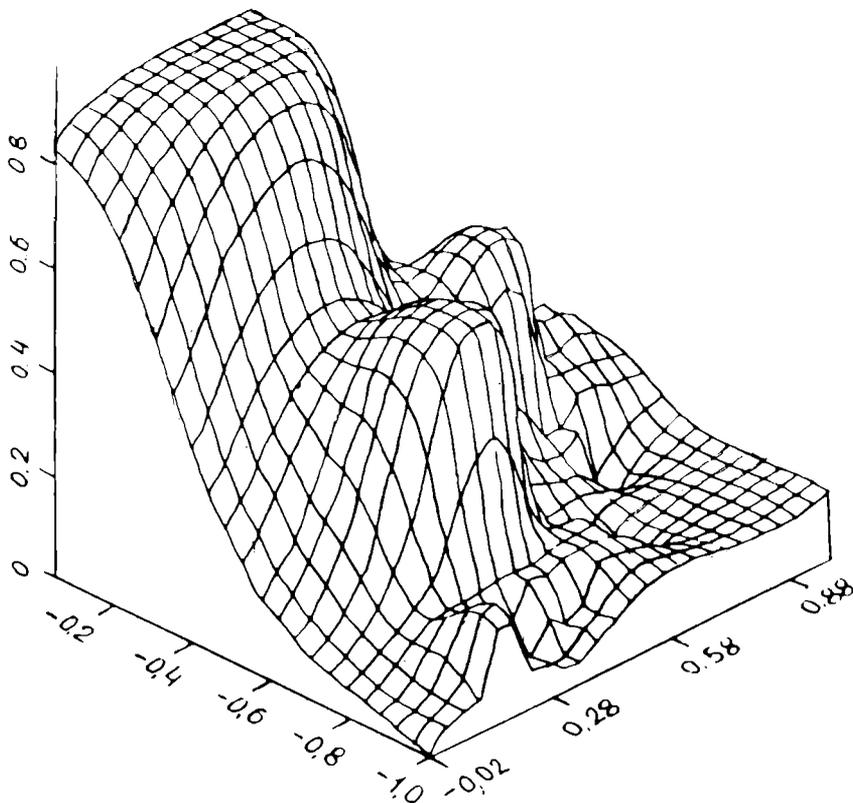


Рис. 26. Псевдоповерхность, создаваемая тремя главными факторами, полученными из матрицы исходных данных размерностью  $32 \times 17$ . По оси аппликат: значения третьего фактора, отн. ед., по оси ординат: значения первого фактора, отн. ед., по оси абсцисс: значения второго фактора, отн. ед.

при районировании русловых участков, прибавился квадрат 12, относящийся к литорали (рис. 29, 30, 31). Хотя по некоторым характеристикам среды, например, по скорости илонакопления или по термике, он и приближается к выделенным участкам, но безусловно относится к другой экологической группе и не может быть объединен с участками руслового плеса.

Достаточно хорошо выделяются в отдельный класс квадраты 7, 8, 10, 13, 15. Это участки Главного плеса над большим руслом реки Шексны.

## Распределение признаков при разных вариантах многофакторного анализа

Тип операции	Номера классов	Номера квадратов на рис. 20
Распределение объектов матрицы $32 \times 40$ по 6-ти классам при использовании иерархического кластерного анализа.	1	1, 9, 14, 19, 31, 32
	2	30
	3	3, 4, 25, 20, 24, 26, 28, 27, 11, 7, 10, 13, 22, 15, 17
Метрика расстояния Махаланобиса, критическое расстояние 1.3. Без удаления сильно коррелирующих между собой характеристик объектов. То же для матрицы $32 \times 17$ по 11-ти классам.	4	5
	5	6, 23, 12, 29, 16, 18, 21
	6	2, 8
	1	1, 19
	2	12, 14, 31
	3	32
То же для матрицы $32 \times 17$ при ее классификации по 6-ти главным факторам, полученным методикой факторного анализа и несущим 99.8% изменчивости исходных данных. Метрика — расстояние Махаланобиса, критическое расстояние=0.4.	4	3, 29, 6, 9, 27, 23, 25, 4
	5	5
	6	11
	7	2
	8	7, 10, 13, 15, 8
	9	16, 17, 24, 22, 26, 20, 21, 18
	10	28
	11	30
	1	1
	2	2, 8, 22, 17
	3	7
То же для матрицы $32 \times 17$ при ее классификации по первым трем факторам, полученным методикой факторного анализа. Данные 3-го фактора несут 98% изменчивости данных исходной матрицы.	4	10, 15
	5	6, 14
	6	31
	7	9
	8	19, 28
	9	3, 12, 29
	10	23, 25
	11	32
	12	4
	13	5, 27
	14	18, 20, 21
	15	26
	16	11
	17	13
18	30	
19	16	
20	24	
То же для матрицы $32 \times 17$ при ее классификации по первым трем факторам, полученным методикой факторного анализа. Данные 3-го фактора несут 98% изменчивости данных исходной матрицы.	1	1
	2	7, 10, 15
	3	2, 8, 17, 22
	4	3, 12, 32, 29, 26
	5	13, 25, 18, 21, 20, 23
	6	4, 6, 14
	7	5, 27
	8	9
	9	11, 28, 19, 31
	10	16

Таблица 7 (продолжение)

Тип операции	Номера классов	Номера квадратов на рис. 20
То же для матрицы $32 \times 17$ при ее классификации по трем последним факторам, ответственным за 2% изменчивости исходных данных.	11	24
	12	30
	1	1
	2	24
	3	2, 8
	4	3, 5, 27
	5	97 18, 22, 20, 12, 29, 28
	6	21
	7	26
	8	4
	9	7, 17
	10	23
	11	25
	12	10, 15
	13	6, 14, 19
	14	31
	15	32
	16	30
	17	11
18	13	
19	16	
Результаты кластерного анализа (иерархический, метрика — расстояние Махаланобиса, критический коэффициент корреляции=0.7) для матрицы $32 \times 40$ — без удаления сильно коррелирующих между собой характеристик объектов. По уровню критерия коэффициента корреляции возможно выделить только 3 класса из шести объектов, остальные не объединяются. Распределение данных матрицы $32 \times 17$ при классификации иерархическим методом. Метрика — коэффициент корреляции, критическое значение=0.7.	1	31, 32
	2	2, 8
	3	13, 15
То же для матрицы $32 \times 17$ при ее классификации по шести первым факторам, полученным в результате факторного анализа исходных данных. Метрика — коэффициент корреляции, критическое значение=0.7.	1	6, 32
	2	14, 31
	3	7, 8
	4	13, 15
	5	24, 22, 26
	1	1, 24
	2	16
	3	6, 14
	4	31
	5	19
	6	3, 12, 29, 32, 23
	7	9, 18, 20, 21, 26
	8	4
9	5, 27	
10	30	
11	2, 8, 22, 17, 7, 28, 10, 15	
12	11	
13	13	

Часть 1

метрика — расстояние Махаланобиса

Тип операции	Номера классов	Номера квадратов на рис. 20
Группы участков, формирующие устойчивые кластеры при различных методиках классификации	1	2, 8
	2	10, 15
	3	18, 21
	4	3, 29

Часть 2  
метрика — коэффициент корреляции  
1 7, 8

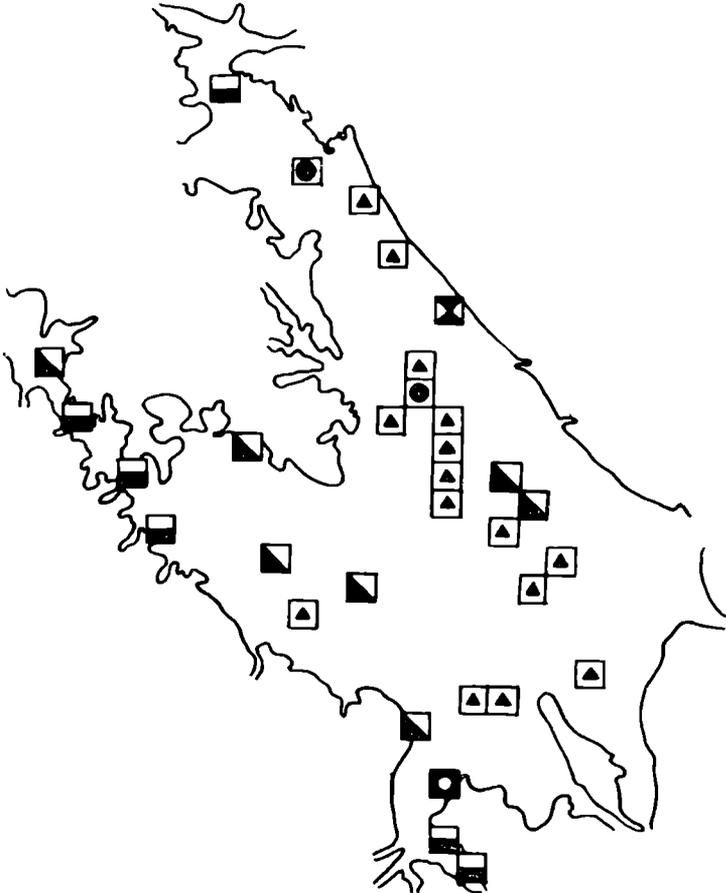


Рис. 27. Иерархический кластерный анализ матрицы 32×17 по 6 классам.

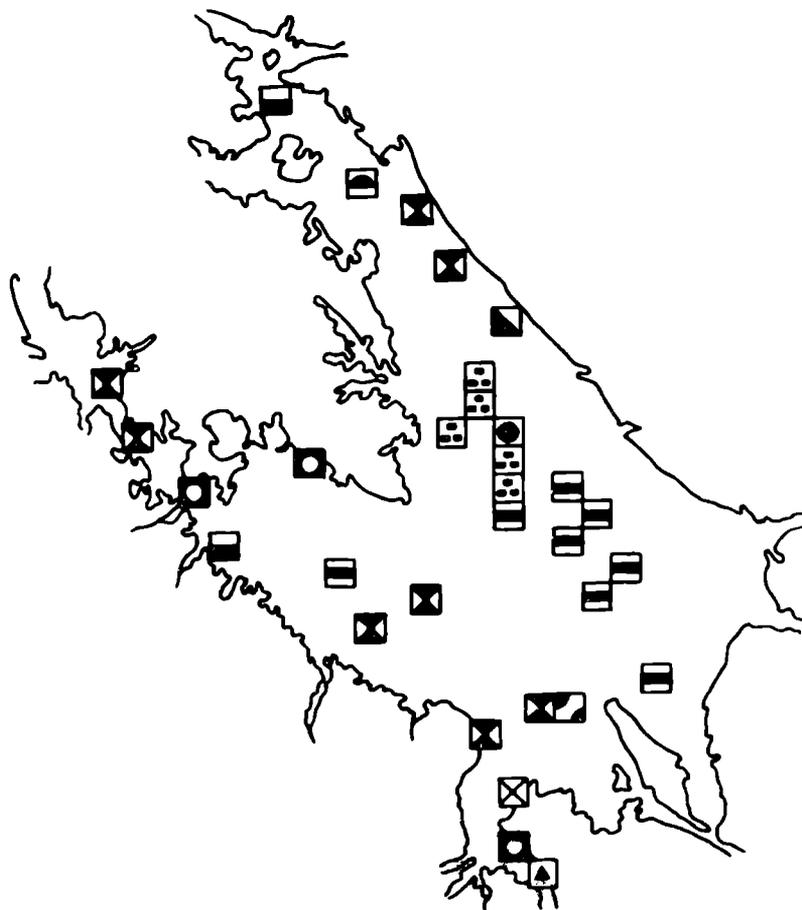


Рис. 28. Иерархический кластерный анализ матрицы  $32 \times 17$  по 11 классам.

Кластерный анализ по уровню коэффициента корреляции (рис. 32, 33, 34) в общем дает сходные результаты, хотя полученное районирование и менее дифференцировано. Интересно выделение квадратов 20, 22 и 24 — участков центрального плеса с руслом реки Шексны, находящимся в юго-восточной части водохранилища и удаленных относительно недалеко от сбросного плеса. Очевидно здесь существенно влияние сложной системы течений, вызванных работой ГЭС.

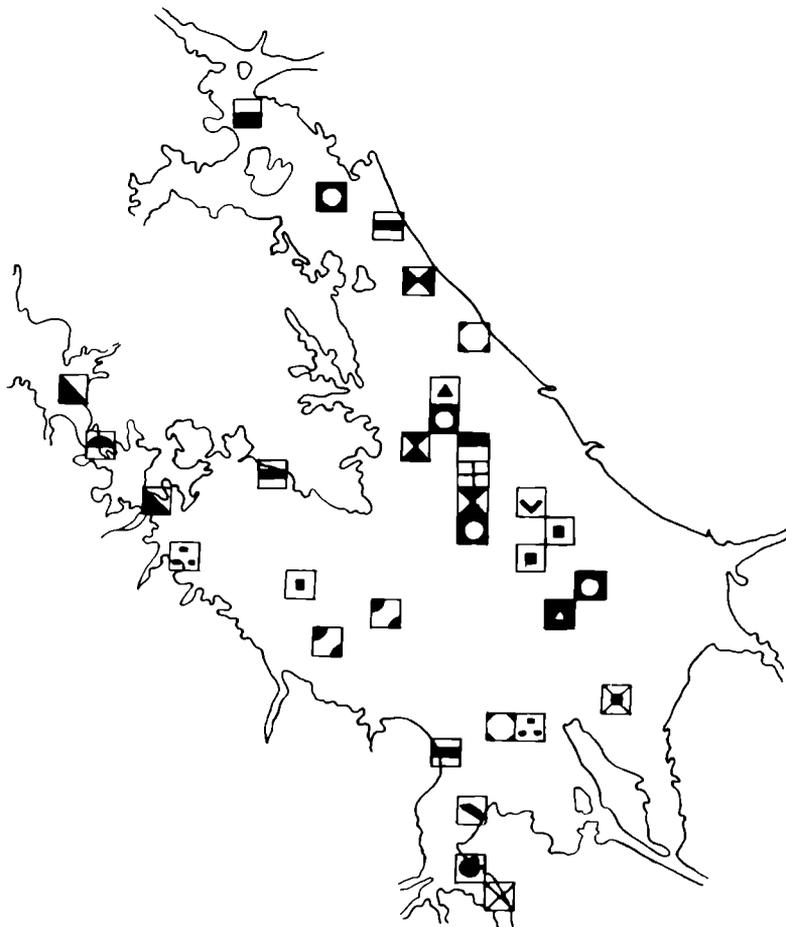


Рис. 29. Иерархический кластерный анализ матрицы  $32 \times 17$  по 6-ти главным факторам факторного анализа отвечающих за 99.8% изменчивости исходных данных.

Для неизменной исходной матрицы  $32 \times 17$  с независимыми характеристиками объектов было получено несколько разделений по расстоянию Махаланобиса. Результаты такого разделения представлены на дендрограмме (рис. 35).

Из полученных разбиений исходной матрицы данных видно, что существуют некоторые группы участков, объеди-

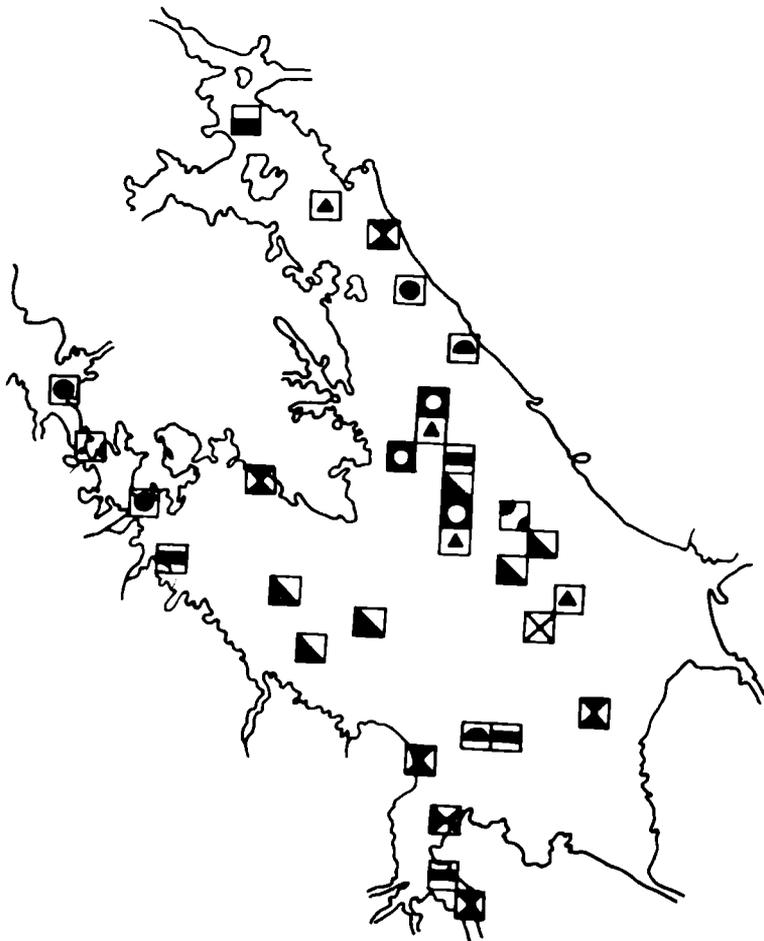


Рис. 30. Иерархический кластерный анализ матрицы  $32 \times 17$  по трем первым факторам.

нение которых при различных подходах к разбиению, таких как изменение метрики или использование для расчетов либо самой матрицы данных, либо ее редуцированного аналога с шестью главными факторами, устойчиво и повторяется при различных методиках расчетов кластеров.

Практически при всех схемах районирования выделяются участки 2 и 8, а также 10 и 15. Это участки Главного

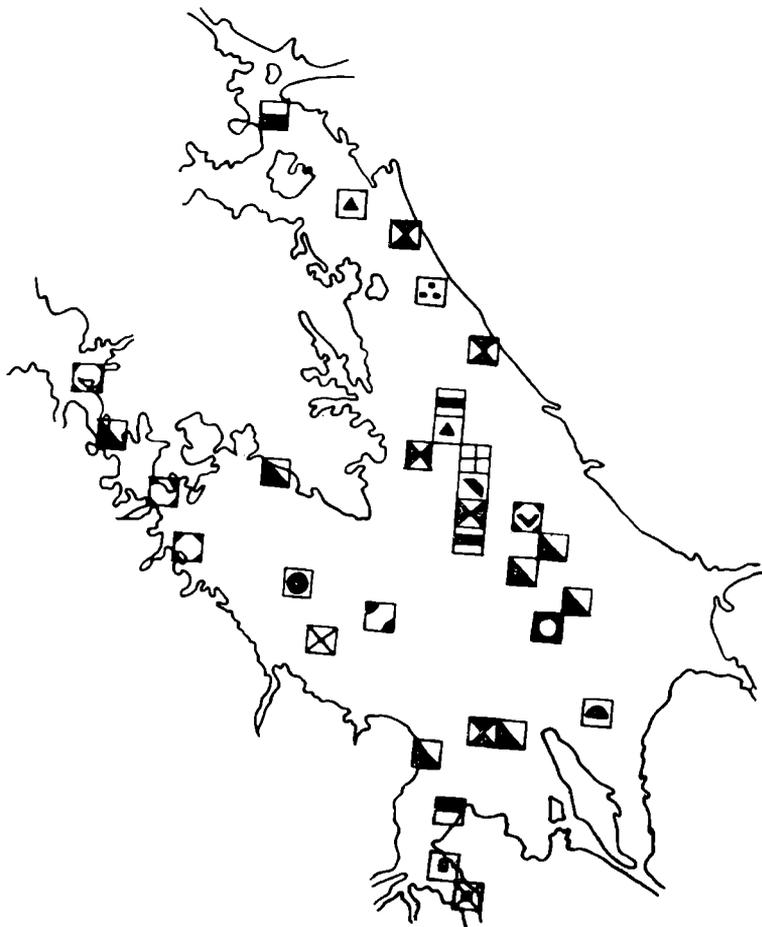


Рис. 31. Иерархический кластерный анализ матрицы  $32 \times 17$  по трем последним факторам.

плеса с бывшим руслом Шексны на нем. Здесь отмечаются глубины до 20 м, повышенное илонакопление, серые илы, повышенная плотность гидробионтов и возможность их ухода на русло при неблагоприятных условиях.

Достаточно часто выделяются в отдельную группу квадраты 18 и 21. Это участки затопленной поймы. Глубины до 10 метров, практически до дна проникает ветровое волнение,

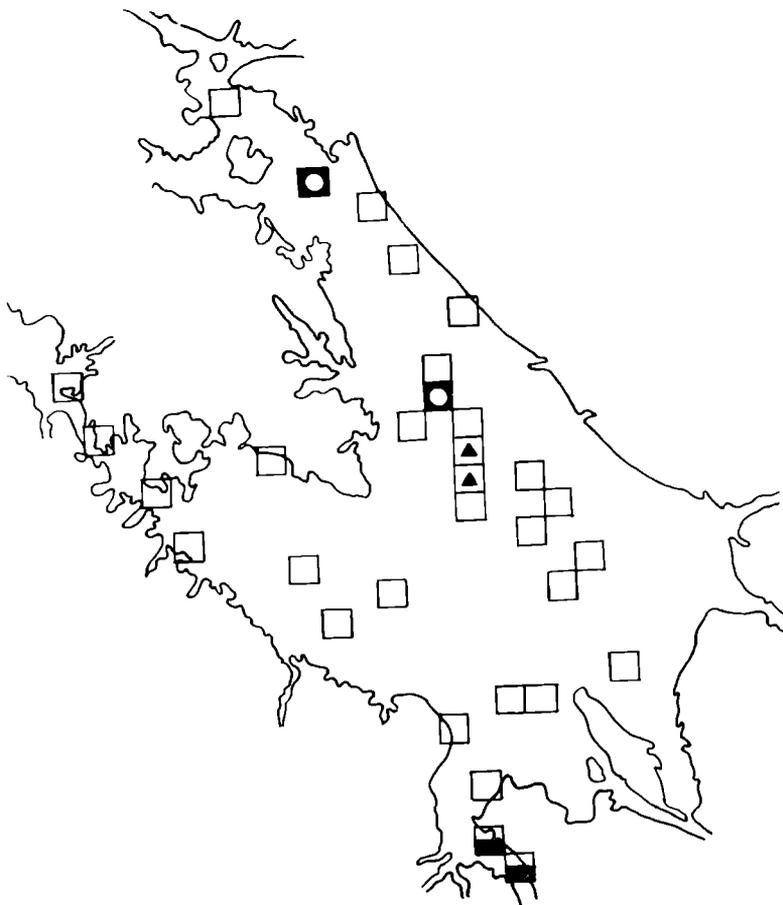


Рис. 32. Объединенный кластерный анализ матрицы  $30 \times 40$  (исрархический, метрика -- расстояние Махаланобиса, критический коэффициент корреляции=0.7).

илы преобладают песчанисто серые, интенсивность илонакопления невелика.

Четко выделяются в отдельный класс и квадраты 3 и 29. Это участки литорали, защищенной от ветрового волнения. Как следствие -- наличие растительности и повышенное илонакопление. Растительность сходна по составу и служит

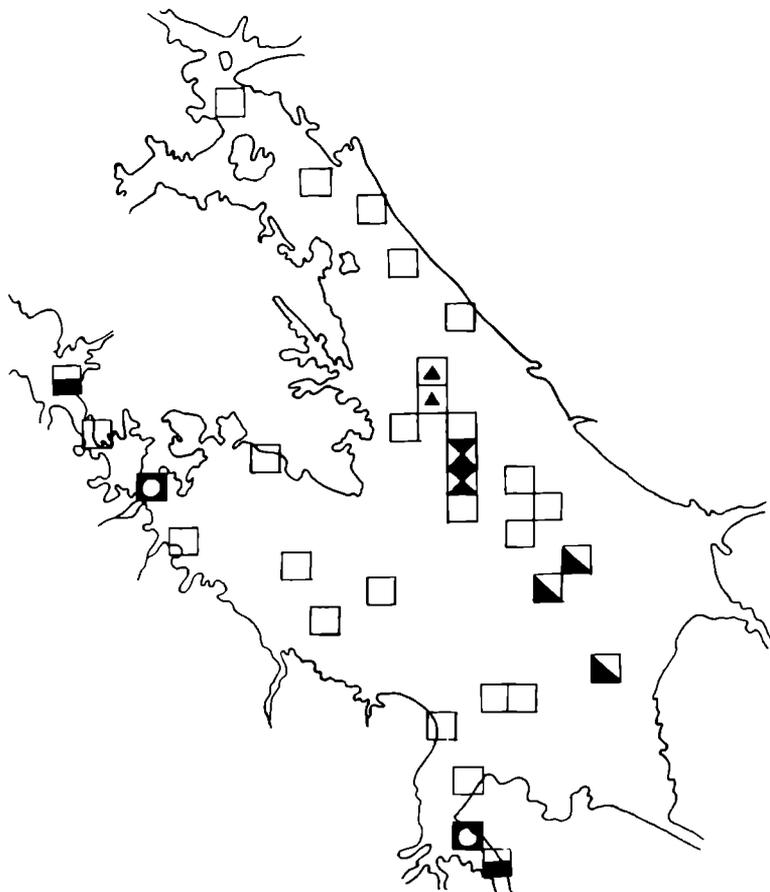


Рис. 33. Распределение по классам матрицы  $32 \times 17$  при классификации иерархическим методом. Метрика — коэффициент корреляции, критическое значение — 0.7.

нерестовым субстратом для преобладающих в водоеме фитофильных рыб.

Другие участки водоема переходят из класса в класс либо при смене метрики, либо при работе с главными факторами. Их изменения по принадлежности к классам зависят от некоторых внешних факторов, или само их отнесение к тому или другому классу неустойчиво, и приводит к смене класса

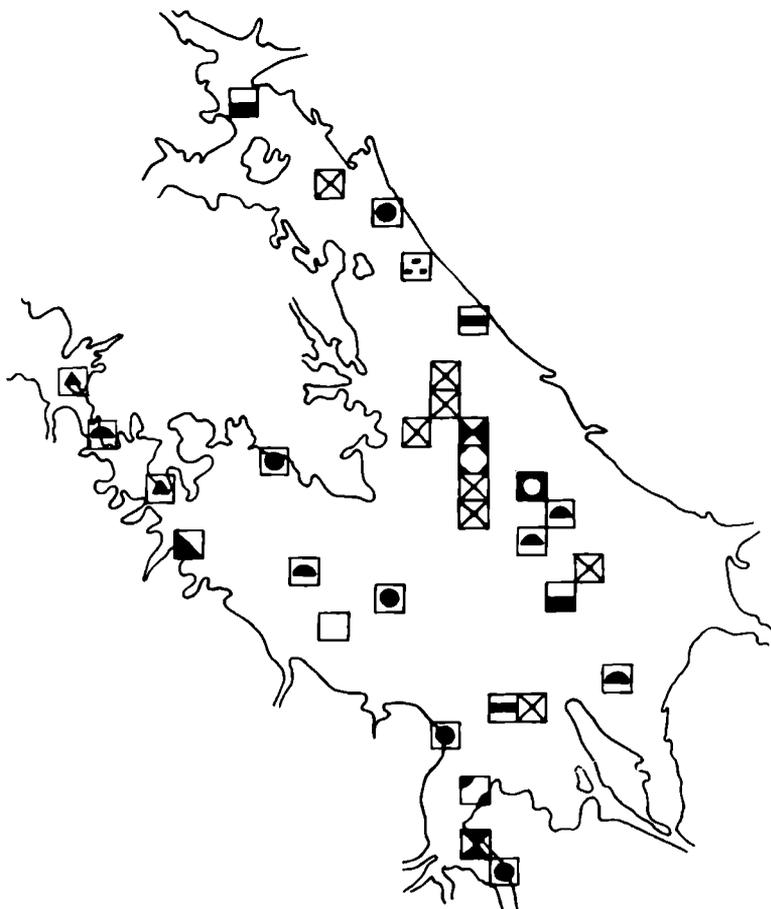


Рис. 34. Распределение по классам матрицы  $32 \times 17$  по 6-ти первым факторам факторного анализа при классификации иерархическим методом. Метрика — коэффициент корреляции, критическое значение 0.7.

при изменении методики разделения. Все это позволяет получить кроме собственно районирования, еще и некоторую характеристику участка водоема в виде его устойчивости или неустойчивости при классификации. Эту характеристику можно назвать типичностью участка. Устойчивые объекты можно интерпретировать как участки, подверженные в

## Условные обозначения классов кластерного анализа



основном одинаковым процессам трансформации вещества и энергии в водоеме, имеющие сильную степень подобия. Участки, переходящие из класса в класс при смене методики, возможно считать за некоторый равномерный и случайный фон, который однородно распределен по пространству признаков и при классификации случайным образом

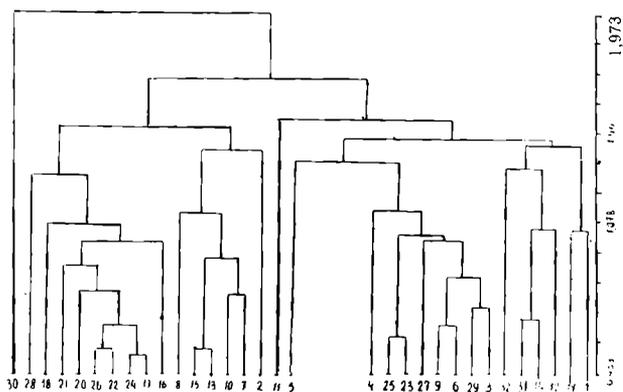


Рис. 35. Дендрограмма сходства станций (1—32) Рыбинского водохранилища (для исходной матрицы размерностью 32×17).

присоединяется к тому или иному классу. Хотя при этом нужно иметь в виду, что объекты «переходного» типа имеют прямое отношение также к вопросу о том, что возможно существование некоторых «тонких» факторов, при воздействии которых участок переходит из одного класса в другой при смене методики. Под так называемыми «тонкими» факторами мы понимаем процессы тренда второго и более порядков, считая, что участки однозначно (при разной методике), принадлежащие одним классам, ответственны за тренд

первого порядка. Также очевидно важен и порядок перехода из класса в класс. Хотя возможно, что переходные участки — это артефакт метода. Но на данный момент наиболее достоверно можно интерпретировать только те участки, которые проявили устойчивость при смене методики. Все остальные для интерпретации своей принадлежности к классам требуют введения в матрицу данных некоторых внешних характеристик, таких например, как глубина, расстояние до ближайшего берега, волновые нагрузки при различных направлениях ветра, близость к старому руслу и т. д., или привлечения к анализу опыта эксперта-эколога.

В конце таблицы 7 показаны группы квадратов водохранилища, которые всегда выделяются в устойчивые кластеры. При этом использовалось два объединения по расстоянию Махаланобиса (ч. 1, табл. 7) и по коэффициенту корреляции (ч. 2, табл. 7). Можно видеть, что некоторые из них (например квадраты 10 и 15) образуют устойчивую пару при всех методиках классификации по расстоянию Махаланобиса. Фактически подобные пары образуют некоторые ядра, к которым на следующих этапах более общего объединения присоединяются другие участки. С некоторым приближением возможно принимать средние характеристики всего класса за средние характеристики указанных пар наиболее устойчивых объектов, если они входят в данный класс.

### **Заключение**

В настоящей статье сделана попытка реализации основных методологических принципов экологического районирования на примере Рыбинского водохранилища. Основой работ такого рода мы считаем выделение и паспортизацию биотопов с их населением, количественную характеристику основных внутри- и межбиотопных связей.

В результате первого этапа работ, связанного с накоплением, систематизацией, первичной обработкой данных, получены схемы одномерного районирования, позволяющие давать практические рекомендации по характеру и интенсивности хозяйственного использования локальных районов этого водоема для решения частных задач, намечать пути его реконструкции как элемента управления рыбопродуктивностью водоема.

Рыбинское водохранилище — объект многоцелевого использования — очень сложная система, параметры которой имеют различную корреляционную связь. Поэтому для

районирования было естественнее использовать многомерный статистический анализ, под которым понимается группа методов обработки данных, предназначенных для выделения из исходной совокупности небольшого количества переменных, содержащих основную информацию об этой совокупности.

Переход к новым переменным осуществляется при ориентации преимущественно на значения либо дисперсий, либо корреляций. В первом случае использовался метод главных компонент, во втором — факторный анализ.

В методе главных компонент новые переменные искались как некоррелированные нормированные комбинации исходных признаков, дисперсии которых расположены в убывающем порядке. Нахождение главных компонент свелось к переходу к новой ортогональной системе координат, причем ее первая координатная ось ищется так, чтобы соответствующая ей линейная форма извлекала возможно большую дисперсию, далее ищется ортогональная ось, которая производит то же самое с оставшейся дисперсией и т. д. Наиболее существенный вклад давали, естественно, первая и вторая компоненты. Выяснилось, что первая компонента маркируется биогенными элементами грунтов, вторая — в большей степени связана с бентосом и молодью рыб.

Разбиение на классы и районы проводилось так, чтобы расстояния внутри классов по комплексу признаков были меньше, чем расстояние между ближайшими станциями соседних классов. При использовании факторного анализа ищется минимальное число факторов, после учета которых все остаточные корреляции становятся незаконченными. При рассмотрении вариантов районирования Рыбинского водохранилища отмечается наличие относительно устойчивой структурированности водоема.

Выбор группы методов зависит в первую очередь от полноты и достоверности информации о водоеме, которая находится в распоряжении исследователя. Если такой информации явно недостаточно, приходится прибегать к экспертным оценкам. Исследователь привлекает к решению проблемы группу ученых, имеющих достаточно богатый опыт работы на водохранилищах разного типа в области изучения разных сторон функционирования их экосистемы — климатологов, гидрологов, гидрохимиков, гидробиологов, ихтиологов и т. д. Используя аналогии с другими, более изученными водохранилищами, и качественное прогнозирование состояния отдельных участков водохранилища, они

сообща приходят к некоторой схеме районирования. Качество районирования здесь определяется квалификацией экспертов, велик субъективный момент в работе. Такое районирование нельзя алгоритмизировать и передать ЭВМ. Этот метод требует максимума квалификации и минимума информации.

При наличии информации, ограниченной каким-либо одним показателем, применяется одномерное районирование. Например, карта распределения бентоса позволяет провести районирование, которое выделит участки с различной потенциальной продуктивностью рыб-бентофагов. Задача такого районирования упрощается, если оно требуется для решения конкретного вопроса (частное или отраслевое районирование). В этом случае обычно можно найти ведущий фактор, районирование по которому позволит ответить на конкретный вопрос. Например, если нужна карта возможных участков промышленного лова рыбы, то она может быть составлена по данным нескольких ихтиологических съемок с использованием современной рыбопоисковой аппаратуры, при этом будет учтена сезонная динамика перемещения скоплений рыб.

При наличии достаточно разнообразной информации об экосистеме водохранилища используется многомерное районирование. При этом, чем точнее информация, тем более детерминированными становятся схемы районирования. Но такая ситуация может встретиться нечасто, поэтому приходится пользоваться стохастическими моделями с достаточно большим доверительным интервалом. Хорошей основой такого районирования может быть расчет индексов потенциальной продуктивности каждого биотопа (а не только рыбопродуктивности).

Данная работа может некоторых исследователей привести к пессимистическим выводам, что даже обширный многолетний сбор материала, характеризующего разные параметры экосистемы Рыбинского водохранилища, не позволил создать столь совершенную схему его районирования, которая бы вполне удовлетворяла различных пользователей. Это объясняется в первую очередь тем, что сбор материала проводился не для целей районирования. При целевом сборе материала вполне можно ограничиться информацией о сравнительно немногих ведущих факторах.

Накопленный нами опыт работы позволяет рекомендовать для прогнозного районирования вновь создаваемых водохранилищ следующую схему работы. Из проектной доку-

ментации извлекается необходимая информация, характеризующая морфометрические параметры будущего водохранилища. Имея ее, уже можно разбить водоем на самые крупные таксономические единицы районирования — плесы, участки, зоны и подзоны, для чего привлекается также информация об ожидаемом гидрологическом режиме. Изучив карты растительности и почв участков, подвергаемых затоплению, можно получить схему конкретных биотопов. Используя данные о наличных биофондах беспозвоночных и рыб, имеющихся в водоемах зоны затопления, можно предсказать видовой состав биоценозов, которые сформируются на данных биотопах. Если исходные биофонды бедны, то сразу же нужно предусмотреть акклиматизационные мероприятия для кормовых беспозвоночных и рыб.

Далее, учитывая географическое положение будущего водохранилища и климат территории, нужно выбрать из имеющихся в литературе описаний типов формирования экосистемы водохранилища тот, который будет свойственен данному конкретному водохранилищу. Это позволит предвидеть изменения экосистемы водоема на разных стадиях ее формирования. Имеющиеся в литературе сведения о важнейших сторонах биологии доминирующих беспозвоночных и рыб (Р/В коэффициенты, кормовые коэффициенты, скорость фильтрации воды и т. п.) позволяет рассчитать потенциальную продуктивность отдельных районов, что уже даст хорошую основу для карты экологического районирования. В достаточно густонаселенных районах эта карта модифицируется наложением схемы антропогенного влияния (ожидаемые площади, интенсивность и характер загрязнений). По мере получения дополнительной информации схема районирования каждого водоема должна постоянно уточняться.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Авакян А. Б., Салтанкин В. П. Акваториальное районирование и планировка водохранилищ//Вопросы антропогенных изменений водных ресурсов. М., 1976.
2. Авакян А. Б., Салтанкин В. П., Шарапов В. А. Комплексное использование водохранилищ//Водохранилища и их воздействие на окружающую среду. М., 1986.
3. Андреев В. Л. Классификационные построения в экологии и систематике. М., 1980.
4. Багров Н. А. Аналитическое представление последовательности метеорологических полей посредством естественных ортогональных составляющих//Тр. Центрального ин-та прогнозов. 1959. Т. 74.
5. Бакапов А. И. Количественное развитие зообентоса в водохра-

ниях Советского Союза//ИВВВ АН СССР. 1985. 84 с. Деп. в ВИНТИ. 05.05.1985, № 2968—85 деп.

6. Буторин Н. В., Литвинов А. С., Фомичев И. Ф., Поддубный С. А. Горизонтальная циркуляция вод в Рыбинском водохранилище и ее возможные изменения при перераспределении стока// Экологические исследования водоемов Волго-Балтийской и Северо-Двинской систем. Л., 1982.

7. Буторин Н. В., Поддубный А. Г. Этапы развития и основные результаты экологических исследований//История региональных исследований биологических ресурсов гидросферы и их использование. М., 1982.

8. Гордеев Н. А., Пермитин И. Е. О динамике видового состава и численности рыб на типичных биотопах Рыбинского водохранилища//Биологические и гидрологические факторы местных перемещений рыб. Л., 1968.

9. Законнов В. В. Распределение донных отложений в Рыбинском водохранилище//Биология внутренних вод: Информ. бюл. Л., 1981. № 51.

10. Законнов В. В., Зимина Н. А. Осадконакопление и аккумуляция биогенных элементов в донных отложениях Рыбинского водохранилища//Гидрохимические исследования волжских водохранилищ. Рыбинск, 1982.

11. Зубенко Е. Б. Особенности распределения промыслового стада окуня в Кременчугском водохранилище//Гидробиол. журн. 1982. Вып. 18, № 2.

12. Кожара В. Л., Смирнов Н. П. Лимнологическое районирование Верхней Волги в гидрохимическом аспекте//Факторы формирования водных масс и районирование внутренних водоемов. Л., 1974.

13. Малинин Л. К. Домашние участки и фактический путь рыб в речном плесе Рыбинского водохранилища//Биология и физиология пресноводных организмов. Л., 1971.

14. Малинин Л. К., Поддубный А. Г., Сметанин М. М., Терещенко В. Г., Юданов К. И. Основные закономерности распределения рыб в водохранилищах Волги и Дона//Фауна и биология пресноводных организмов. Л., 1987.

15. Мордухай-Болтовской Ф. Д. Распределение бентоса в Рыбинском водохранилище//Тр. биол. станции «Борок». М.; Л., 1955. Вып. 2.

16. Николаев Ю. В. Преобразование информации к задачам гидрометеорологии. Л., 1969.

17. Пермитин И. Е., Половков В. В. Особенности образования и динамика структуры скоплений пелагических рыб//Теоретические аспекты рыбохозяйственного исследования водохранилищ. Л., 1987.

18. Пидгайко М. Л., Александров Б. М., Иоффе Ц. И. Краткая биолого-производственная характеристика водоемов Северо-Запада СССР//Улучшение и увеличение кормовой базы для рыб во внутренних водоемах СССР. Л., 1968.

19. Поддубная Т. Л. Многолетняя динамика структуры и продуктивность донных сообществ Рыбинского водохранилища//Структура и функционирование водных экосистем. Л., 1988.

20. Поддубный А. Г. Экологическая топография популяций рыб в водохранилищах. Л., 1971.

21. Поддубный А. Г., Малинин Л. К., Терещенко В. Г. Связь между распределением рыб в пелагиали и рельефом дна открытых плесов Рыбинского водохранилища//Вопр. ихтиологии, 1985. Т. 25, вып. 6.

22. Поддубный С. А. Циркуляция вод в Рыбинском водохранилище и ее роль в формировании полей гидрофизических характеристик: Дис... канд. географ. наук. Пермь, 1987.
24. Пьянов А. И. К вопросу о влиянии метеоусловий на поведение некоторых видов пресноводных рыб//Некоторые особенности ориентации в различных физических полях. М., 1982.
23. Прим Р. К. Кратчайшие связывающие сети и некоторые обобщения//Кибернетический сборник. М., 1961. № 2.
25. Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л., 1972.
26. Рыбопромысловый атлас Рыбинского водохранилища. Ярославль, 1963.
27. Скляренко В. Л., Смирнов Н. П. О применении многомерного анализа в гидрологии//Факторы формирования водных масс и районирование внутренних водоемов. Л., 1974.
28. Сметанин М. М. О количественных методах районирования водоемов. Наст. кн.
29. Смирнов Н. П., Скляренко В. Л. Методы многомерного статистического анализа в гидрологических исследованиях. Л., 1986.
30. Терещенко В. Г. Сравнительная оценка плотности рыбного населения пелагиали верхневолжских водохранилищ в нагульный период: Автореф. дис...канд. биол. наук. М., 1987.
31. Фортунатов М. А. Цветность и прозрачность воды Рыбинского водохранилища как показатели его режима//Тр. ин-та биол. водохр. М.; Л., 1959. и Вып. 2(5).
32. Яковлева Н. И., Гурлева К. А. К вопросу объективного районирования с помощью эмпирических функций//Тр. Главной геофизической обсерватории. Л., 1969. Т. 239.
33. Conover D., Cerrato R., Bokuniewicz H. Effects of borrow pits on the abundance and distribution of fishes in the Lower Bay of New York Harbor. — N. Y.: State Univ. N. Y. Mar. Sci. Res. Cent. Spec., 1985. N 64.
34. (Davis P. J.) Девис П. Д. Статистика и анализ геологических данных. М., 1975.
35. (Didaj E.) Дидэ Э. Методы анализа данных. М., 1985.
36. Heuderson H. F., Ryder R. A., Rudhonganta A. W. The morphoedaphic index, a fish yield estimator review and evaluation//J. Fish. Res. Board Canada. 1973. Vol. 31, N 3.
37. Mash R. D., Ceeffeu A. J., Magnuson J. J. Seasonal factors which affect the spatial segregation of demersal fishes in southeasteru Lake Michigan//Program and Abtrr. 28 th. Conf. Great. Lakes Res. Milwaukee, 1985.
38. Rawson D. W. Mean depth and fish production of Large Lakes//Ecology. 1952. Vol. 33.
39. Ruder R. A., Henderson H. F. Estimate of potential fish yield for the Nasser Reservoir//J. Fish. Res. Board Canada. 1975. Vol. 32, N 12.
40. Schiemer F. Die Bedeutung von Augewässern als Schutzze//Osterr. Wasserwirt. 1985. Vol. 37, N 9—10.
41. (Stammers W. N.) Стаммерс В. Н. Применение многомерного анализа в гидрологии//Статистические методы в гидрологии. Л., 1970.
42. (Whittaker R. H.) Уиттекер Р. Сообщества и экосистемы. М., 1980.

(Институт биологии внутренних вод им. И. Д. Папанина  
АН СССР)

### **Использование результатов экологического районирования водоема в практике народного хозяйства**

Обобщены теоретические предпосылки и показаны конкретные мероприятия по экологическому обустройству проектируемых, строящихся и существующих водохранилищ и крупных озер.

Изложенные в предыдущих статьях сборника материалы показывают, что экологическое районирование представляет собой интегральную типологическую классификацию размещения в водоеме элементов среды и сообществ растений и животных, предназначенную для:

1) выявления в водоеме обилия и взаиморасположения участков и зон с различными уровнями условий жизнеобеспечения;

2) оценки на каждом типе участков и зон структурной и функциональной устойчивости нормы условий жизнеобеспечения и типа сообщества гидробионтов;

3) определение целевых функций и направлений взаимодействия человека с гидросредой и ее экосистемами.

Таким образом, экологическим районированием преследуется цель рангомизации в водоеме локальных условий среды, качества, количества и биопродукционных возможностей популяций гидробионтов, обитающих или способных жить в этих условиях.

Экологическое районирование является одной из форм аналитического обобщения гидробиологической информации о взаимодействии и взаимосвязях организма со средой, приближающего исследователя и практика к пониманию значимости внутриводоемного распределения этих связей в плане разработки научных основ управления продуктивностью и качеством среды.

Экологическое районирование осуществляется на трех уровнях интеграции: обзорном для водоема в целом, позволяющим типизировать его «биоценотическое лицо», мезомасштабном, раскрывающим особенности локальных условий, и микромасштабном, дающем возможность вскрыть

механизмы межпопуляционных связей сообщества растений и животных для характерных биотопов освоенного ареала.

Экологическое районирование базируется на современных теоретических представлениях о внутренней неоднородности биосферы, обоснованных трудами В. Н. Вернадского [3], М. М. Камшилова [6], В. Н. Сукачева [14], Л. А. Зенкевича [4, 5], Г. В. Никольского [7], Одума [15], трансформированных и дополненных применительно к гидросфере и ее элементам работами в области выявления закономерностей акваториального районирования [1], экологической топографии популяций гидробионтов и формирования теории локальной популяции (стада) рыб [8].

Исходной структурной единицей экологического районирования определена не акватория водоема, а его биоценоза, освоившие характерные биотопы. Биотоп представляет собой участок дна водоема с определенным объемом воды над ним.

Биотопы находятся под постоянным воздействием четырех основных групп факторов: гидродинамической активности водной массы, освещенности, объема и качества стока с суши, обилия и интенсивности жизнедеятельности гидробионтов. По интегральному признаку, которым является гидродинамическая активность толщи воды, в любом водоеме достаточно четко выделяются две категории биотопов: с повышенной проточностью (пески и прочие незаляемые грунты) и с пониженной проточностью (илы разного типа). Сила воздействия на биотоп каждого фактора и их комплекса зависит от его положения в литорали, сублиторали или профундали водоема. С учетом качества и направленности этого воздействия, находящего отражение в формировании визуально или инструментально регистрируемых структур, все многообразие биотопов внутренних водоемов (озера, реки, водохранилища) укладывается в довольно простую схему (см. таблицу 1).

**Местообитание гидробионтов**

Биотоновые поля	Биотопы	
	дно	пелагиаль
Открытой литорали	песков, размываемых почв, каменисто-галечных гряд фитоценозов, участков открытой воды серых, песчаных, торфянистых илов, размы-	Зон вдольбереговых течений, трансформации волн  Зон транзитных потоков
Защищенной литорали		
Верхней сублиторали		

Биотопные зоны	Биотопы	
	дно	пелагиаль
Литорали	ваемых почв, затопленных лесов, подводных банок, мягких илов углублений, однородного плато, склонов дна, участков с глубиной более 20 м.	воды, круговоротов, контакты разнонаправленных течений термоклина.

**Биотопы литорали** (зоны с глубиной обычно 0—4 м) имеют повышенную освещенность от поверхности до дна, часто повторяемую высокую проточность и первыми принимают твердый, химический и биогенный сток с суши. В зависимости от степени проточности и защищенности от прямого действия волнения в литорали четко выделяются две категории биотопов — защищенного и открытого побережья. На первых поддерживаются условия для формирования прикрепленной водной растительности и повышенной седиментации взвесей. Видовое разнообразие гидробионтов наибольшее. На вторых сохраняется незаиленным первичный грунт. Защищенное побережье служит зоной аккумуляции органики, а на открытом осуществляется ее транзитный перенос.

Преобладающие течения — однослойные сгонно-нагонные и спиралевидные вдольбереговые. При сгонных ветровых течениях часть биотопов от уреза воды до глубины 0.6—0.8 м в водохранилищах временно осушается несколько раз в сезон. При осенне-зимней сработке уровня на энергетические цели вся площадь биотопов литорали полностью сохнет.

**Биотопы сублиторали** (чаще с глубинами от 2 (4) до 6—10 м) сохраняют верхний фотический слой и отличаются преобладанием в той или иной степени заиленного грунта. Гидродинамическая активность здесь выше, чем на защищенном, но ниже, чем на открытом побережье. Зоны аккумуляции биомассы отсутствуют. Видовое разнообразие и плотность гидробионтов находятся в прямой зависимости от степени неоднородности рельефа дна. Благодаря проникающему действию волны, гидродинамическое действие вертикальных и горизонтальных потоков охватывает всю толщу воды. Горизонтальные течения обычно двухслойны — поверхностные идут по ветру, придонные — в обратном направлении. Между ними имеется переходная зона, как

правило, на глубине около 4 м, с вертикальными вихрями. В плане над сублиторалью формируются и существуют, меняя конфигурацию при разных направлениях ветра, четыре структурных элемента водных масс: циклональный и антициклональный круговороты, водотоки (зоны схождения и ускорения потоков) и зоны растекания потоков. Биотопы сублиторали в целом заселены гидробионтами в меньшей степени, чем соседние защищенные от волнения литораль и профундаль.

**Биотопы профундали** (с глубинами обычно более 10 м) отличаются повышенной седиментацией мелкофракционных взвесей в результате меньшей проточности и в целом наиболее способны аккумулировать биомассу. В толще воды здесь сохраняются гидродинамические процессы, характерные для сублиторали, но глубинные слои воды ими захватываются в меньшей степени. Чаще возникает и на более длительное время сохраняется температурная стратификация, а у дна и в илах возможен дефицит кислорода. Наиболее продуктивна профундаль с глубинами до 20 м.

Биотопные поля с незаиленным и заиленным грунтом, а также биотопы внутри каждого из этих полей паспортизированы по всем основным показателям состояния среды для основных групп гидробионтов, определяющим два главных признака освоившего или способного жить в биотопе сообщества: его биопродукционный потенциал и устойчивость функционирования.

Объектами, использующими биотопы, являются многовидовые сообщества гидробионтов (биоценозы). По характеру использования биотопа популяции разделяются на гомотопные, весь жизненный цикл основной массы особей которых протекает в пределах данного биотопа или его участка, и гетеротопные использующие в течение жизни несколько биотопов и совершающие между ними периодические сезонные миграции. Большинство локальных популяций рыб использует для самовоспроизводства и жизнеобеспечения триаду биотопов: в пределах одного из них осуществляется размножение, инкубация икры, вырост личинок и молоди, нагул части производителей, на втором, обычно представляющим собой зону аккумуляции биомассы, происходит нагул большинства особей популяции, а на третьем — переживание неблагоприятного для активной жизнедеятельности сезона года.

Эмпирически показано [13], что оптимальным для реализации биопродукционного потенциала экосистемы являет-

ся следующее соотношение биотопов: репродуктивные 10—15%, зимовальные — 10—15%, нагульные 70—80% от акватории при возможно более компактном расположении их триад и относительно равномерном покрытии воспроизводственными участками литорали водоема.

В этом случае достигается необходимая популяциям локализация, исключение энергоемких миграций особей, наиболее полное использование местных кормовых ресурсов и повышение в целом устойчивости вида к неблагоприятным воздействиям [10].

Существенным фактором видового разнообразия сообществ гидробионтов и их повышенной биопродуктивности служит неоднородность биотопных полей, проявляющаяся в чередовании элементов рельефа дна и гидродинамического поля над ним [14].

Наибольшее антропогенное воздействие принимают на себя зоны аккумуляции биомассы в прибрежье и профундали водоема. А поскольку ими воспроизводится от 70 до 90% полезной человеку продукции, они требуют особо бережного отношения и охраны.

Главным народным достоянием водоемов, как нами уже отмечалось [9], является их экосистема. Все аспекты хозяйственного водопользования должны рассматриваться как дополнительные, а не основные энергоресурсы водоемов, допустимые к использованию только в том случае, если не нарушаются устойчивость и надежность функционирования главного производителя полезной продукции — экосистемы. Рассматривая сказанное как теоретическую основу хозяйствования на водоемах, можно определить спектр возможностей и последствия вмешательства человека в природные биологические процессы водоемов по основным классам водопользования.

Экологическое районирование позволило, на наш взгляд, более объективно оценить степень влияния зарегулирования водотоков на ход естественных биосферных процессов, обосновать граничные условия и обязательные мероприятия для развития этого вида водопользования.

Негативные элементы гидростроительства: 1) затопление земель, пригодных для жизни человека, производства на них продуктов питания и реализации эстетики жизнедеятельности, 2) разрушение экосистем водотоков, 3) региональные изменения климата.

Позитивные моменты: 1) протекция общества от непредсказуемых наводнений, несущих гибель материальных цен-

ностей и человеческих жизней, 2) создание новых акваторий, пригодных к хозяйственному использованию в районах дефицита водных ресурсов, 3) производство электроэнергии экологически относительно чистым способом.

Накопленный в мире опыт строительства и эксплуатации водохранилищ ГЭС показывает, что большинство этих водоемов органично вошли в водные системы, и их создание не повлекло за собой катастрофических для природных биосферных комплексов изменений [2]. Вместе с тем однозначно определилась нецелесообразность дальнейшего сооружения водохранилищ — гигантов, зарегулирование больших участков равнинных рек и нерестовых притоков, используемых особо ценными проходными рыбами. Очевидно также, что ни на одном крупном водохранилище СССР не реализованы полностью его биопродукционные возможности. Причин этому несколько. Основные из них — продолжающееся хроническое загрязнение водоемов промышленными и сельскохозяйственными стоками, несовершенство регулирования режима наполнения и сброса уровня воды, несогласованность между водопользователями реконструктивных и водо-природоохранных мероприятий, отсутствие на водоемах единого хозяина.

Многое из негативных последствий, выявляемых в процессе эксплуатации уже созданного водохранилища, можно предотвратить, если обязательным элементом проектирования будущего водоема будет разработка **опорной схемы (проекта) экологического районирования, планировки и обустройства**. Схема должна включать в себя принципы общей компоновки, в основе которой лежит анализ рабочей схемы ожидаемого обилия и взаиморасположения в будущем водохранилище репродуктивных, нагульных и зимовальных биотопов массовых видов гетеротопных животных и в первую очередь рыб.

Для составления рабочей схемы используются: батиметрическая карта будущего водоема с выделенными на ней литоралью, сублиторалью и профундалью, интегральная карта зон размыва и илонакопления, карты распределения прибрежной растительности и возможных репродуктивных биотопов фитофильных рыб, карта распределения донных биоценозов и ожидаемых нагульных скоплений бентосоядных рыб, карта распределения пелагических сообществ и ожидаемых скоплений планктоноядных рыб, карта ареалов локальных стад мирных фитофильных рыб, карта распределения предельных показателей природной потенциальной

рыбопродуктивности населения биотопов и их триад, карта районирования оптимального водопользования, карта приложения интенсификационных и биозащитных мероприятий.

Батиметрическая карта сопровождается расчетными материалами, характеризующими: степень соответствия или отклонения соотношения прибрежной, глубоководной и переходной зон от нормы. За осредненную норму, по эмпирическим данным, принимается площадь продуктивных биотопов литорали — 15%, зон аккумуляции биомассы профундали — 70% [13].

Описывается степень равномерности (компактности) размещения указанных зон относительно береговой линии при заданных вариантах НПУ.

Площади продуктивных биотопов определяются в динамике с учетом фактора перестроения береговой полосы в результате гидрофизических процессов, вызванных стоком и ветровыми течениями.

Интегральная карта зон размыва и илонакопления строится на основе фактических измерений на водоемах-аналогах и расчетно-модельных прогнозных характеристиках динамики постоянного или временного воздействия течений на исходные геоморфологические структуры будущего дна водоема с учетом стоковых и ветровых характеристик региона. Карта может состоять из блока схем, отражающих временные периоды формирования водоема как геоморфологической структуры.

Ее главная цель — показать возможные пределы консервативности (изменчивости) системы и силу внешнего воздействия на нее.

Карта репродуктивных биотопов и растительности дает представление о физических возможностях развития в водоеме фитобиоценозов, обеспечивающих нормальный нерест производителей массовых видов фитофильных рыб, составляющих основу ихтиомассы большинства внутренних водоемов, нормальное развитие личинок и молоди этих рыб и воспитание этой молоди до стадии развития, достигнув которой, они способны активно противостоять угнетающему действию среды.

Временный норматив для этого процесса — 45—60 сут. с момента откладки икры [11]. Одновременно эта карта дает представление о степени равномерности распределения репродуктивных биотопов в функции соответствия их близости (компактности взаиморасположения) с другими биотопами нагула и зимовки, составляющими вместе с репродуктивными жизненно необходимую триаду.

К данной карте придаются эмпирические и расчетные характеристики оптимальных условий выживания личинок и молоди рыб.

Карта распределения донных биоценозов и скоплений бентосоядных рыб отражает проектируемое состояние кормовой базы, представленной олигохетами, хирономидами и моллюсками через показатели их видового разнообразия, обилия продукции и устойчивости структуры, а также через степень их использования рыбой, интегрированной по кормовым коэффициентам, норме развития и темпу роста.

Карта распределения пелагических сообществ и скоплений планктоноядных рыб в силу большей зависимости пассивно дрейфующих фитопланктона, ракообразных и молоди рыб от неустойчивых внутриводоемных потоков воды ориентирована на основу, отражающую ожидаемое размещение в водоеме устойчивых зон циклональных и антициклональных круговоротов, а также зон подъемов и опускания водных масс.

Для этой цели используется одна из существующих трехмерных моделей полных потоков [12].

Эмпирическим путем установлено, что с устойчивыми зонами водоворотов хорошо согласуется распределение повышенных биомасс, обитающих в толще воды зоопланктона, личинок и молоди рыб.

Распределение фитопланктона и траектории переноса его скоплений коррелируют с траекториями поверхностных ветровых течений, рассчитанными по частотам сменяемости направления и силы ветра в регионе.

Если в будущем водоеме будет преобладать стоковое течение, расчет ведется по элементам водного баланса.

Расчет возможных величин биомасс пелагического сообщества растений и животных выполняется с использованием фактических показателей, полученных на существующих водоемах-аналогах.

Карта ареалов локальных стад мирных фитофильных рыб дает представление о размещении их в водоеме, интегрирует условия формирования триад биотопов локального стада рыб, соотношение в них по обилию и качеству репродуктивных, нагульных и зимовальных биотопов. Карта сопровождается паспортными данными, отражающими степень экологической защищенности биотопов ареала стад от ожидаемых или возможных антропогенных воздействий.

Карта распределения предельных показателей потенци-

альной природной рыбопродуктивности населения триад биотопов служит важным дополнением к предыдущей и содержит набор расчетных характеристик биопродукционных возможностей населения биотопов, составляющих кормовую базу рыб и собственно их популяций. Карта дает обобщенное представление об ожидаемом в каждом районе объеме вылова рыбы и служит основой выбора наиболее перспективных районов для рыбохозяйственного использования.

Карта районирования водопользования показывает в плане участки и районы водоема, наиболее пригодные для этой или иной формы хозяйствования с наибольшей степенью удовлетворения интересов отрасли. В приложении к карте дается перечень обоснований одноцелевых и совмещенных вариантов регионального управления водопользованием.

Карта приложения интенсификационных и биозащитных мероприятий указывает участки и районы водоема, где с учетом выбранной формы эксплуатации требуется выполнение комплекса мероприятий по устойчивому сохранению элементов и повышению эффективности отдачи от гидросистемы. Перечень мероприятий к карте с обоснованием ожидаемого результата от их реализации дается по аспектам водопользования: рыбохозяйственному, сельскохозяйственному, спортивно-рекреационному, водному транспорту, добыче нерудных полезных ископаемых, промышленному и питьевому водоснабжению (рис.)

Предварительные изыскания, необходимые для предпроектных инженерно-технических проработок геоморфологических структур будущего водоема, его геофизического облика, волнового режима и пр., достаточно полно определены нормативами и требованиями СНиП Гидропроекта. В связи с экологическим районированием должна быть усилена прогнозная расчетно-аналитическая часть с тем, чтобы на хороших картах — основах геологических структур и аэрокосмической карте местности можно повариантно проиграть состояние будущей экосистемы с учетом специфики уровня режима водоема, объемов ожидаемого антропогенного стока с суши, предполагаемых наборов форм использования масс воды и ее населения.

Важным элементом предпроектных проработок должна явиться отсутствующая в настоящее время в проектах эколого-экономическая часть, определяющая баланс негативных и позитивных последствий создания нового водохрани-



Рис. 1. Схема реконструкции местообитаний гидробионтов с целью повышения продуктивности Рыбинского водохранилища.

1 - изобата 98; 2 - существующие зоны аккумуляции биомассы; 3 - потенциальные зоны аккумуляции после выемки грунта; 4 - граница Дарвинского заповедника; 5 - торфяные острова; 6 - участки литорали под рыбохозяйственные и рекреационные мероприятия (строительство обвалованных водоемов, прудовых комплексов, рыбопитомных ферм, дамб-маршей, искусственных рифов и т. д.).

лица. В нее должны войти оценка состояния природоохранного и биопродукционного значения водоема-донора, прогноз развития экосистемы нового водохранилища, расчеты ущерба имеющим среде и сообществам и обоснование преимуществ новой среды экосистемы.

Выполняется эта работа совместно гидроэкологами и проектировщиками.

Экологическое районирование водохранилищ разного типа имеет свои особенности. Главные требования к равнинному водохранилищу озерного типа как среде жизнедеятельности заключаются в возможно полной реализации оптимального соотношения в нем трех биотических зон: литорали, sublиторали и профундали с достаточным объемом воды над каждой из них. Отсутствие пелагиали исключает целесообразность проектирования водоема, так как это будет не водохранилище, а пруд. Толща воды в открытой части должна быть не менее двух глубин проникающего действия волнения, т. е. порядка 20—30 м. Большие глубины используются водным населением менее эффективно. Пелагиаль должна занимать около 2/3 акватории водоема. Поскольку основным населением озерного водохранилища будут гидробионты лимнофильного комплекса, связанные по особенностям жизненных циклов с прибрежными мелководьями, не менее 15%, но и не более 30% от акватории должна занимать защищенная от прямого воздействия волны литораль.

Особая роль принадлежит в озерном водохранилище притокам. Они должны быть элементами его общей экологической структуры и обеспечить нормальные условия размножения и зимовки ценных проходных озимых и яровых рыб, а также служить резервациями реофильной фауне редких и исчезающих видов.

В озерном водохранилище с указанным выше оптимальным соотношением биотических зон обеспечивается формирование многовидовой экосистемы с высоким биопродукционным потенциалом. Поэтому главной народнохозяйственной функцией водоема этого типа должно быть получение ценной белковой продукции, несмотря на то, что проектируется он как водохранилище ГЭС. Отсюда следуют особые требования (в каждом случае свои) к режиму наполнения и сработки уровня водохранилища, суточной ритмике работы гидроагрегатов, необходимости включения в проект комплекса сооружений и подготовительных мероприятий по созданию условий жизнедеятельности будущей экосистемы, выполняемых до заполнения водоема.

Основное внимание должно быть уделено подготовке четырех типов участков: прибрежной осушной зоне, торфяным болотам, районам верхнего и нижнего бьефов. В озерных водохранилищах ГЭС с переменным уровнем воды для обеспечения нереста фитофильных рыб необходимо весеннее наполнение водоема до проектной отметки (и даже с некото-

рой форсировкой) паводковыми водами, обязательное сохранение уровня неизменным в течение 30—40 сут (обычно это конец апреля — май), а затем равномерная его сработка к весне следующего года не ниже критической величины без предпаводковых сбросов, вызывающих повышенную смертность молоди и взрослых рыб.

Для обеспечения свободного подхода производителей на нерест и выхода молоди к местам нагула на основных нерестовых полях, определенных схемой репродуктивных биотопов локальных стад, необходимо сооружение сети рыбоходных каналов, соединяющих озеровидные понижения биотопа с литоралью. Каналы должны иметь уклон и глубину, соответствующую максимальной отметке зимней сработки уровня в энергетических целях. Этим мероприятием достигается резкое снижение смертности личинок и молоди рыб.

При недостатке нерестовых полей, из-за специфики строения ложа будущего водоема, нужно предусмотреть их искусственное формирование. Это достигается сооружением дамб-маршей (гряды искусственных островов), частичным или полным обвалованием участков побережья, где естественным путем прибрежные заросли из-за волнения возникнуть не смогут.

Обязательным до заполнения водоема должно быть удаление способных всплыть торфяных массивов. Торфяные сплавины ухудшают гидрохимический режим, замедляют формирование кормовой базы рыб и наносят прямой вред ГЭС и судоходству. Выработанные торфяные карьеры, наоборот, быстро превращаются в высокопродуктивные нагульные биотопы.

Затопленные леса, как своеобразный биотоп, уже на 5—6-й год после подводного стояния заселяются разнообразной фауной и оказываются высокопродуктивными. Полное удаление леса (без выкорчевки) целесообразно только с позиций экономного использования природных сырьевых ресурсов. В зоне будущего затопления целесообразна форсированная добыча песка и гравия. Однако проводить ее следует по строго определенному плану с тем, чтобы в нужных районах получить большее число углублений — будущих зон аккумуляции биомассы. Но нельзя проводить эти работы, нивелируя возвышения дна: увеличение коэффициента неоднородности рельефа дна также важный путь повышения продуктивности новой экосистемы.

На приплотинном участке верхнего бьефа должны быть

созданы условия, исключаящие массовый скат молоди и взрослых рыб через агрегаты ГЭС. Это достигается сооружением на расстоянии 10—15 км от плотины системы углублений-ловушек с замедленным водообменом и нивелировкой дна на участке, приближенном к плотине.

Важное значение приобретает также согласование сезонного и суточного режима работы ГЭС с периодами наибольшей двигательной активности молоди. В пиковые периоды, а это обычно август — сентябрь и предрассветные и предзакатные часы, энергетический водозабор по возможности должен быть сокращен.

Полностью избежать ската молоди и взрослых рыб через турбины невозможно, но сократить его до минимума — реально.

В приплотинной зоне нижнего бьефа, являющейся местом концентрации скатившейся рыбы, биотопом постоянного обитания и нереста популяций реофильных рыб, должна быть выполнена подготовка рыболовных тоневого участка и формирование незаняемых нерестовых панелебетонных и каменисто-галечных гряд, неосушаемых при суточных колебаниях уровня воды.

При сохранении в верховьях притоков водохранилища нерестилищ ценных проходных рыб в теле плотины предусматриваются рыбопропускные устройства.

В предпроектных изысканиях и проектировании водохранилища озерного типа обязательно доленое участие Министерства рыбного и водного хозяйства СССР, Госагропрома и других организаций-водопользователей с целью плановой, а не случайной реализации в проекте размещения рыбохозяйственных индустриальных комплексов по воспроизводству, отлову и переработке рыбы, целевых рыбо-утильных и охотничьих хозяйств литорали, зон пляжей, кемпингов и яхт-клубов [10].

Равнинное водохранилище руслового (речного) типа отличается от озерного более низким биопродукционным потенциалом экосистем. Основная причина — недостаточность репродуктивных биотопов из-за слабого развития прибрежных мелководий. Наилучшими условиями для формирования устойчиво функционирующих экосистем могут обладать те из них, где участки канального русла чередуются с озеровидными расширениями в местах впадения притоков и на залитой распластанной пойме староречья. На этих участках формируются устойчивые локальные ихтиоценозы, эксплуатируемые по схеме рыбохозяйст-

венного использования озерного водохранилища. Набор проектируемых природоохранных и интенсификационных мероприятий здесь не отличается от описанного выше для водоемов первой категории.

Одновременно в связи с относительно большей проточностью (водообмен на порядок выше) в русловом водохранилище частично сохраняются условия, обеспечивающие нормальную жизнедеятельность ценных лимнореофильных и реофильных видов гидробионтов.

При достаточно обильной кормовой базе и удовлетворительных условиях зимовки эти виды так же, как и лимнофильные, не испытывают дефицита в репродуктивных биотопах.

При проектировании водохранилищ данного типа в целях их лучшего рыбохозяйственного использования необходимо предусмотреть отмеченное выше чередование через 50—70 км озеровидных и канальных участков с сооружением на последних в расчетных зонах стабильно высокого течения каменисто-галечных россыпей-нерестилищ немигрирующих лососевых и осетровых рыб (сиг, стерлядь). Наибольшей продуктивностью канальное русло обладает в том случае, когда на нем ровные участки дна чередуются с углублениями.

Для русловых водохранилищ необходимо предусмотреть и их искусственное зарыбление молодь ценных рыб путем создания сети рыбоводных пунктов по линии Агропрома и обществ охотников и рыболовов.

Поскольку из-за отсутствия развитой литорали эти водоемы более уязвимы антропогенному стоку, особое внимание должно быть уделено здесь планированию системы очистных сооружений с выпуском очищенной воды за пределами воспроизводственных участков. Не менее важное значение приобретает размещение водозаборов вне зон скопления молоди ценных рыб и аккумуляции зоопланктона и зообентоса, а также регламентация водопотребления в нерестовых притоках водохранилища, роль которых в водоемах этого типа столь же высока, как и в озерных.

Основной биопродукционной зоной в предгорных водохранилищах долинного типа служат их верховья и узкая прибрежная полоса. Глубоководные участки заселены гидробионтами в меньшей степени. Верхняя часть пелагиали до слоя температурного скачка используется для нагула и зимовки молодь рыб, так как здесь наблюдается обилие кормового зоопланктона и устойчиво благоприятен кислородный режим.

В районах с достаточным теплозапасом длинные водохранилища могут иметь высокую рыбопродуктивность за счет массового развития популяций лимнореофильных и реофильных рыб, использующих для откладки икры твердые незаиляемые субстраты, и пелагофильных рыб, осуществляющих воспроизводство в толще воды на проточных участках.

Большие сезонные и суточные колебания уровня исключают возможность массового развития здесь типично озерных рыб. Однако возможно их искусственное разведение на обвалованных участках побережья в зоне НПУ или выше за счет временного зарегулирования стока мелких притоков с использованием природных или искусственных субстратов для откладки икры. После 2—3-месячного выращивания потомства от высаженных в обвалованный водоем производителей оно выпускается в водохранилище на нагул.

Особых требований к благоустройству биотопов верхнего бьефа в этих водохранилищах не предъявляется, если забор воды на турбины происходит из глубоководных слоев. Участки нижних бьефов водохранилищ предгорного типа используются местными видами реофильной фауны, недосягающими высокой численности.

Горные водохранилища каньонного типа характеризуются, как правило, большими глубинами (до нескольких сотен метров), значительными колебаниями уровня (до нескольких десятков метров), например, Нурекское водохранилище имеет глубину до 300 м, колебания уровня достигают 80 м. Вода в них поступает обычно из холодных горных рек, часто очень мутная, биогенных элементов содержит мало, особенно если источник воды — таяние ледников. Обычно кислородный режим вследствие высокой проточности достаточно благоприятен.

Бентос обычно беден, причинами этого являются: бедность исходных биофондов рек, на которых создано водохранилище; повышенная мутность поступающей воды в устьевых участках рек; гипераккумуляция в водохранилище влекомых рекой наносов, что затрудняет развитие фильтратов-хинонид, поэтому чаще в бентосе доминируют олигохеты и мелкие формы хинонид, а наиболее ценный корм — хинономус, малочислен; значительные колебания уровня воды; слабое развитие литоральной зоны и вследствие этого — слабое развитие макрофитов; низкое содержание биогенов в воде. Поэтому большинство горных водо-

хранилищ можно считать мало- или среднекормными, лишь в некоторых кормовая база достаточно развита, например, в Мингечаурском (предгорное) биомасса бентоса достигает  $6.5 \text{ г/м}^2$ , в Усть-Каменогорском —  $13.5 \text{ г/м}^2$ , тогда как в Нурекском — менее  $1 \text{ г/м}^2$ . Положительный эффект дает вселение высших ракообразных — мизид и бокоплавов.

Горные водохранилища этого типа в зонах жаркого климата (например, Бхакра и Понг в Гималаях) имеют высокую рыбопродуктивность за счет местных карповых и сомовых лимно-реофильных рыб, находящих себе места размножения в зоне выклинивания подпора в притоках и верховьях водохранилища при наивысшем стоянии уровня во время муссонных дождей.

На этих водохранилищах, так же как и на предгорных, возможно проектирование обвалованных водоемов для воспроизводства молодежи ценных рыб.

Во всех типах горных водохранилищ допустимо их рыбохозяйственное использование как нагульно-товарных емкостей путем зарыбления, в эквиваленте к продукции естественно формируемой или акклиматизируемой фауны беспозвоночных животных, молодь, выращенной на рыбоводных заводах региона.

Анализ содержания экологического проекта будущего водохранилища позволяет обосновать эффективность реализации рассмотренных мероприятий на уже построенных и эксплуатируемых искусственных водоемах, где, очевидно, и может быть устранено несоответствие их биотопных структур и режима экологическому оптимуму.

Известно, что все озеровидные равнинные водохранилища имеют обширную мелководную литораль, слабо используемую гидробионтами [8].

Минимально ее значение для энергетики и судоходства, но важна она как водоприемная емкость в случае экстремальных паводков и при каскадном регулировании водобеспеченности [10]. Глубокая проработка возможных альтернативных вариантов НПУ водохранилищ в настоящее время отсутствует, но исключать их на перспективу нельзя. По материалам экологического районирования допустимы три варианта решения: консервативное (НПУ сохраняется, осуществляется частичная реконструкция литорали), оптимизирующее (НПУ снижается и осуществляется коренная реконструкция прибрежной полосы водоемов с передачей осушенных земель сельскому, рыбному хозяйству и рекреации) и форсирующее (НПУ повышает-

ся, соотношения, биотопных структур выравнивается, на новой территории перед залитием формируются воспроизводственные рыбохозяйственные и рекреационные участки, заливные луга, птицеводческие фермы). Второй и третий варианты требуют больших капиталовложений и могут быть допустимы только в тех случаях, когда при начальном проектировании водохранилища были допущены грубые ошибки. Первый вариант представляется наиболее универсальным, так как позволяет без нарушения водопользовательского комплекса в целом поэтапно реконструировать гипертрофированную литораль, превратив ее в систему частично или полностью изолированных разноцелевых водоемов с высокой биопродуктивностью.

При всех вариантах реконструкции режим наполнения и сработки уровня должен обеспечивать максимальное наполнение водоема в период пропуска весеннего паводка, плановую сработку в вегетационный период и категорическое недопущение зимнего падения уровня ниже критических отметок, вызывающих осушение зимовальных биотопов литорали и сублиторали.

Этот тип режима может быть соблюден при прекращении практикуемой неестественной для водоемов предпаводковой сработки уровня и обеспечит не только нормализацию экологических условий в отдельных водохранилищах, но и в их каскаде.

Осенний сброс задержанной весной в обвалованных водоемах воды будет способствовать нормализации уровня водохранилища и не повлечет за собой ущерба выработки электроэнергии.

Охрана и использование биологических ресурсов внутренних водоемов должны базироваться на локальном регулировании хода биологических процессов по системе заповедников, водоохраных, рыбоохраных и рекреационных заказников и водоемов общего пользования с выбором для двух последних адекватных им по условиям типов ведения рыбного хозяйства [10].

Большинство внутренних водоемов испытывает дефицит воспроизводственных и нагульных биотопов для рыб и пресс загрязнения, повышающий смертность гидробионтов. Одним из наиболее эффективных средств нейтрализации негативного влияния среды и увеличения биопродуктивности представляется направленная локальная реконструкция биотопных полей внутренних водоемов. С учетом имеющихся в распоряжении практики гидротехнических средств

необходимо незамедлительно приступать к реализации двух типов мероприятий: по реконструкции литорали водоемов и созданию новых зон профундали. Эти работы, без нарушения сложившихся хозяйственно-экономических отношений водопользователей могут осуществляться при одновременной добыче нерудных полезных ископаемых. Вариантов реконструкции литорали несколько. Наиболее простой из них — сооружение на заранее выбранных участках открытой (подверженной прямому действию волнения) литорали системы искусственных островов в относительно затишной зоне, за которыми восстановятся условия формирования прибрежной полосы растительности, появятся нерестовые субстраты для фитофильных рыб и нагульно-защитные участки для молодежи. Образовавшиеся новые фитоценозы явятся дополнительным биофильтром поступающим стокам с суши и будут способствовать улучшению качества воды водоема.

Второй вариант — полное обвалование выбранного участка литорали с превращением его в систему минимум из трех прудов со спуском в них сточных вод малого населенного пункта. Первый пруд выполняет функцию биологической доочистки сточных вод, нижележащие используются в целях рыбоводства, птицеводства, съема фитомассы или в зависимости от местных условий совмещают все три указанных процесса производства биопродукции.

И в первом, и во втором вариантах отсыпка островов и дамб может быть осуществлена наиболее дешевым способом с использованием вскрышного грунта, получаемого при подготовке к разработке подводного месторождения песка и гравия.

Новые нагульные участки профундали формируются на базе выработанных песчано-гравийных карьеров. Потребность в них для экосистемы водоема очевидна. Например, на Рыбинском водохранилище их площади, по сравнению с существующими, могут быть утроены.

Сочетанием мероприятий по реконструкции литорали и сублиторали достигается комплексное обустройство новой триады биотопов, которая сравнительно быстро будет освоена сообществом гидробионтов и даст дополнительную биопродукцию. Одновременно народное хозяйство без ущерба водному населению и с пользой для него получит дефицитные строительные материалы.

Предлагаемые варианты реконструкции применимы не только к водохранилищам, где необходимость их реализа-

ции наиболее актуальна, но и к многим крупным озерам, где в результате естественной сукцессии утрачена разнокачественность и оптимальное соотношение биотопных полей. Особое значение работы по реконструкции среды обитания гидробионтов приобретают в угасающих озерных экосистемах, где в результате гипериллонакопления утрачена пелагиаль. Восстановление ее путем добычи сапропеля, являющегося ценнейшим удобрением, позволяет омолодить экосистему и резко повысить ее продукционные возможности.

Вариантов реконструкции много.

Разработанная методология экологического районирования экосистем позволяет уже сегодня обеспечить нужное сотрудничество науки и практики при выборе участков, требующих реконструкции, обосновании системы мероприятий и авторском надзоре над их осуществлением экологически безопасным способом.

#### ЛИТЕРАТУРА

1. Авакян А. Б., Шарапов В. А. Водохранилища гидроэлектростанций СССР. М., 1968.
2. Авакян А. Б., Салтанкин В. П., Шарапов В. А. Водохранилища мира. М., 1987.
3. Вернадский В. Н. Химическое строение биосферы земли и ее окружение. М., 1965.
4. Зенкевич Л. А. Фауна и биологическая продуктивность моря. М., 1947. Т. 1.
5. Зенкевич Л. А. Фауна и биологическая продуктивность моря. М., 1951. Т. 2.
6. Камшилов М. М. Эволюция биосферы. М., 1974.
7. Материалы Ихтиологической комиссии по корректировке Основных правил использования водных ресурсов рек Волги, Дона и Кубани. М., 1989.
8. Никольский Г. В. Теория динамики стада рыб. М., 1965.
9. Поддубный А. Г. Экологическая топография популяций рыб в водохранилищах. Л., 1971.
10. Поддубный А. Г. Направления и некоторые методические основы рыбохозяйственных исследований водохранилищ//Теоретические аспекты рыбохозяйственных исследований водохранилищ. Л., 1978.
11. Поддубный А. Г. Теория локальных стад рыб как основа управления рыбопродуктивностью внутренних водоемов//Структура и функционирование пресноводных экосистем. Л., 1988.
12. Поддубный С. А. О структуре горизонтальной циркуляции вод в Рыбинском водохранилище//Биология внутренних вод: Информ. бюлл. Л., 1988, № 77.
13. Рыбинское водохранилище и его жизнь. Л., 1972.
14. Сукачев В. Н. Основы теории биоценологии//Юбилейный сборник, посвященный 60-летию Великой Октябрьской социалистической революции. И., 1977. Т. 2.
15. (Odum Y.) Одум Ю. Основы экологии. М., 1975.

## СОДЕРЖАНИЕ

<b>Баканов А. И.</b> Обзор существующих подходов к районированию водохранилищ . . . . .	3
<b>Баканов А. И.</b> Основы физико-географического районирования . . . . .	16
<b>Сметанин М. М.</b> О количественных методах районирования водоемов . . . . .	42
<b>Терещенко Л. И., Терещенко В. Г.</b> Метод оценки пространственной связности сообщества рыб крупного водоема . . . . .	57
<b>Поддубный А. Г., Баканов А. И., Сметанин М. М., Терещенко В. Г., Широков С. В.</b> Опыт экологического районирования Рыбинского водохранилища . . . . .	83
<b>Поддубный А. Г.</b> Использование результатов экологического районирования водоема в практике народного хозяйства . . . . .	145

**Экологическое районирование пресноводных водоемов**

Сдано в набор 4.06.90. Подписано в печать 14.11.90. АК 06568. Формат

84×108<sup>1</sup>/<sub>32</sub>. Печать офсетная. Усл. печ. л. 6,2.

Тираж 600 экз. Заказ 134.

Типография № 2 Министерства печати и массовой информации.

152901, г. Рыбинск, ул. Чкалова, 8.