

МЕТОДОЛОГИЯ ВЕРОЯТНОСТНО-СТАТИСТИЧЕСКОГО ОЦЕНИВАНИЯ ЗАПАСОВ ГИДРОБИОНТОВ

Теоретическая основа оценивания запасов гидробионтов – смешанные законы статистических распределений их концентраций в ареале обитания и дельта распределения концентраций гидробионтов в районах статистически однородных концентраций, обусловленных гидробиоценологическими закономерностями водных объектов.

Состояние проблемы

Несмотря на полувековые усилия ученых, проблема оценки запасов гидробионтов остаётся нерешённой. Их количественный учет, не регламентированный стандартами, выполняется традиционным методом площадей, суть которого состоит в определении районов “равновеликих уловов”, вычислении запаса в каждом из них умножением удельной численности (экз./м²) на площадь района и окончательном вычислении запаса суммированием запасов отдельных районов. Строго говоря, метод площадей – некорректен. Принцип “равновеликих уловов” часто ставит исследователей перед дилеммой: как выделить районы с равновеликими уловами, если близлежащие уловы отличаются в десятки, а то и сотни раз.

Предпринимавшиеся попытки улучшения метода площадей сводились к совершенствованию расчётов средних концентраций по районам. Для этого сначала использовалась гипотеза о нормальном (Гауссовском) законе статистических распределений удельных концентраций гидробионтов, однако вычисленные нижние границы доверительных интервалов средних значений часто оказывались в отрицательной области. Последовавшее затем привлечение логарифмически нормальных распределений натолкнулось на “нулевые” значения уловов, игнорировавшиеся при расчётах запасов. И только предложенный Эйтчисоном специальный вид логарифмически нормальных распределений [13], учитывающий “нулевые” значения, сделал процедуру расчёта средних значений математически безупречной.

На этом фоне стала очевидной несостоятельность и недопустимость районирования по принципу “равновеликих уловов”. Взамен было предложено районирование по принципу “равновероятных уловов” и разработана методика расчёта вероятностей уловов посредством интеграла вероятностей [1].

Не осталось незамеченным отсутствие учёта погрешностей средств и методов наблюдений гидробионтов. Их анализ позволил разработать специальные принципы метрологии концентраций гидробионтов: 1) воспроизводимости параметров статистических распределений; 2) минимизируемости погрешностей наблюдений гидробионтов [1, 3, 5, 7].

Хотя досконально изучена репрезентативность лабораторных выборок гидробионтов относительно проб, отобранных из водоёма и доставленных в лабораторию [12, с.27-48], однако остаётся не исследованным вопрос о репрезентативности лабораторных выборок относительно генеральной совокупности гидробионтов.

Итак, главная причина неудовлетворительного оценивания запасов гидробионтов заключается в отсутствии методологии, которая позволяла бы формулировать требования к точности средств и методов наблюдений, к достоверности методов вычислений запасов гидробионтов.

Наша цель – на основе фрагментарных исследований, изложенных в публикациях разного профиля, представить методологию оценивания запасов как единую систему знаний о структуре, средствах и методах процесса оценивания запасов гидробионтов.

Материал и методика

Исходной предпосылкой методологии является утверждение о случайности естественных колебаний численности гидробионтов. Основополагающая гипотеза предусматривает, что наблюдениям удельной численности гидробионтов свойственны смешанные законы статистических распределений. Предпосылкой для гипотезы послужили результаты статистического анализа наблюдений черноморских гидробионтов: фитопланктона, гребневика мнемипсиса (*Mnemiopsis sp.*), анчоуса (*Engraulis Encrasicolus ponticus*), мидий (*Mytilus galloprovincialis*) [1, 3-5], а также фитопланктона Киевского водохранилища [6] и криля (*Euphausia superba*) моря Содружества [11].

Методическая суть работы заключается в построении системы наблюдений и обработки их результатов таким образом, чтобы они

соответствовали гидробиоценологическим закономерностям водных объектов и особенностям развития гидробионтов в них.

Результаты исследований

Репрезентативность выборок гидробионтов.

Репрезентативность лабораторных выборок гидробионтов относительно их текущего состояния в водоёме возможна, если пробы отобраны в районах статистически однородных концентраций гидробионтов, обусловленных гидробиоценологическими закономерностями водных объектов. Выборки гидробионтов, взятые из уловов в одном из таких районов, репрезентативны для этого района, а вычисленные на их основе статистические параметры отражают статистические параметры совокупности гидробионтов в данном районе.

Гидробиоценологическая обусловленность районов статистически однородных распределений гидробионтов на примере Киевского водохранилища, Чёрного моря и Южного океана.

В Киевском водохранилище различают верхнюю часть с преобладанием речных форм фитопланктона; основную часть – с доминированием озёрных форм и нижнюю часть, где господствуют мелкие формы фитопланктона. Статистическая однородность удельной численности фитопланктона в каждом из этих районов, подтверждена результатами анализа многолетних наблюдений [6].

Гидробиоценологические закономерности Чёрного моря предопределены верхним аэрированным слоем и глубоководной сероводородной зоной, речным стоком и водообменом через проливы, горизонтальной и вертикальной циркуляцией вод. Нахождение гидробионтов в аэрированном слое обеспечивается их собственным удельным весом и удельным весом продуктов их воспроизводства. Развитие донных биоценозов северо-западного шельфа зависит от заморных явлений. Биологическую продуктивность моря формирует речной сток и подъём глубинных вод в центральных районах моря, способствующий обогащению питательными солями верхнего аэрированного слоя, что стимулирует развитие фитопланктона и зоопланктона. Циклоническая циркуляция содействует концентрации планктона в прибрежной 20-30-ти мильной зоне, а вихри Основного черноморского течения частично выносят агрегации планктона в центральные районы моря. Описанный механизм удовлетворительно

объясняет стохастичность распределения пассивных гидробионтов: фитопланктона и зоопланктона. Распределение рыб в большей мере определяется нерестовыми миграциями (например, теплолюбивый анчоус мигрирует осенью на зимовку в тёплую юго-восточную часть моря и весной – на нерест в богатую кормом мелководную северо-западную часть). С гидробиоценологическими закономерностями Чёрного моря согласуются результаты статистического анализа наблюдений анчоуса, гребневика мнемнопсиса, фитопланктона, мидий, позволившие выделить районы их статистически однородных распределений [1, 3-5, 16,17].

Гидробиоценологические закономерности Южного океана, применительно к оценке запасов криля, включают гидродинамические предпосылки обитания, питания, размножения и созревания криля [11]. Гидродинамические предпосылки обитания криля создаются восточным Антарктическим циркумполярным течением, западным прибрежным Антарктическим течением, подводными хребтами и островами Субантарктики, орографией антарктических морей и шельфа. Активному питанию криля, его эффективному нересту, метаморфизму и созреванию молоди в тёплый период года способствуют интенсивные продукционные процессы; подъём глубинных вод, богатых питательными солями в зоне Антарктической дивергенции ($60-65^{\circ}$ ю.ш.); поступление талых вод, обогащённых биогенными элементами, на шельф; плотностная стратификация поверхностной водной массы, разделяющей прибрежные и дивергентные воды. Южнее Антарктической дивергенции Западный перенос вод перераспределяет криль, а вихревые образования способствуют его агрегированию. Прибрежное поступление вод с востока в море Уэдделла обуславливает возникновение стокового течения вдоль восточного побережья Антарктического полуострова. Северо-восточная ветвь течения моря Уэдделла, достигая моря Скотия, сливается с Антарктическим циркумполярным течением. Здесь, южнее Антарктической конвергенции ($50-55^{\circ}$ ю.ш.), вдоль Вторичной фронтальной зоны смещения вод моря Уэдделла и Циркумполярного течения, в результате поступления криля с запада с водами Циркумполярного течения и приносимого с востока течением моря Уэдделла, создаются обширные агрегации криля за счёт гидродинамических эффектов Антильского хребта, Оркнейских и Сандвичевых островов. Этим объясняется северное расположение районов крилёвого промысла в Атлантическом секторе Южного океана. В

индоокеанском и тихоокеанском секторах криль, переносимый Циркумполярным течением и вихрями, по-видимому, также может достигать зоны Антарктической конвергенции. Однако менее благоприятные репродуктивные условия здесь снижают его численность до фоновых значений, не фиксируемых гидроакустической аппаратурой.

Гидробиоценологические закономерности антарктических морей подчинены общим закономерностям Южного океана, но отличаются большей детализацией. По результатам многолетних исследований и промысла в них [2, 11] установлены районы статистически однородных концентраций криля.

Вероятностное выражение законов статистических распределений концентраций гидробионтов. В соответствии с предложенной гипотезой общей статистической закономерностью гидробионтов являются “смешанные” законы статистических распределений концентраций в ареале их обитания, когда кривая плотности распределения частот удельной численности имеет всплески и смещённый центр. В тоже время районы статистически однородных концентраций гидробионтов характеризуются “чистыми” дельта распределениями Эйтчисона, например, статистические распределения удельной численности черноморских гидробионтов [1, 3-5].

Функция плотности вероятности дельта распределения Эйтчисона имеет вид [13]:

$$f(x) = (1-p)I_0[x] + p \frac{1}{x\sigma_{\ln}\sqrt{2\pi}} \exp\left(-\frac{(\ln x - \mu_{\ln})^2}{2\sigma_{\ln}^2}\right) I_{(0,\infty)}[x], \quad (1)$$

где $p = m/N$, m – количество проб, для которых $x = 0$, т. е. количество проб с нулевыми концентрациями гидробионтов; N – общее количество проб гидробионтов;

$I_0[x]$ – признак функции, который принимает значение 1 когда $x = 0$ и значение 0 когда $x > 0$;

$I_{(0,\infty)}[x]$ – второй признак функции, который принимает значение 0 когда $x = 0$ и значение 1 когда $x > 0$;

$\mu_{\ln}$ и $\sigma_{\ln}^2$ – соответственно среднее значение и дисперсия логарифмически нормального распределения удельных концентраций гидробионтов для которых $x > 0$.

Процедура расчёта μ_{ln} и σ_{ln}^2 имеет свои особенности. Прежде всего необходимо результаты фактически определённых концентраций гидробионтов x_i трансформировать в логарифмированные их значения $\ln x_i$, а затем вычислить статистические параметры μ_{ln}, σ_{ln} . Пересчёт статистик трансформированных выборок μ_{ln}, σ_{ln} в несмещённые статистики исходных выборок μ и σ^2 осуществлялся по формулам Эйтчисона в модифицированном изложении де ла Мара [14], удобном при расчётах:

$$\mu = \frac{m}{N} \cdot e^{\mu_{ln}} \cdot G_m\left(\frac{1}{2} \cdot \sigma_{ln}^2\right); \quad (2)$$

$$\sigma^2 = \frac{m}{N} \cdot e^{2\mu_{ln}} \cdot \left[G_m(2\sigma_{ln}^2) - \frac{m-1}{N-1} \cdot G_m\left(\frac{m-2}{m-1} \cdot \sigma_{ln}^2\right) \right]; \quad (3)$$

$$G_m(t) = 1 + \frac{m-1}{m} t + \sum_{r=2}^{\infty} \frac{(m-1)^{2r-1}}{m^r (m+1)(m+3)\dots(m+2r-3)} \cdot \frac{t^r}{r!}, \quad (4)$$

где r – признак, который при расчёте $\sum_{r=2}^{\infty}$ последовательно принимает значения 2, 3, 4, после чего значения $\sum_{r=2}^{\infty}$ изменяются несущественно, в связи с чем дальнейшее увеличение значений r нецелесообразно.

При расчёте μ функция $G_m\left(\frac{1}{2} \cdot \sigma_{ln}^2\right)$ принимает вид подобный $G_m(t)$ путём замены (t) на $\left(\frac{1}{2} \sigma_{ln}^2\right)$, при расчёте σ^2 аналогичным образом определяются функции $G_m(2 \cdot \sigma_{ln}^2)$ и $G_m\left(\frac{m-2}{m-1} \cdot \sigma_{ln}^2\right)$.

Расчёт доверительных интервалов $\pm \Delta \mu_{ln}$ выполняется согласно выражений [14, 15]:

$$\begin{aligned} & \left| p = \frac{m}{N} \right. \\ \Delta \mu_{ln} = & \left[\ln L(x; p, \mu_{ln}, \sigma_{ln}^2) \quad \left| \mu_{ln} = \frac{1}{m} \sum_{x_i > 0} \ln x_i \right. \right] - \\ & \left| \sigma_{ln}^2 = \frac{1}{m} \sum_{x_i > 0} (\ln x_i - \mu_{ln})^2 \right. \\ & \left. \left| 0 < p \leq 1 \right. \right] \end{aligned}$$

$$- \sup[lnL(x; p, \mu_{ln}, \sigma_{ln}^2) \mid \mu_{ln} = \ln \left(\frac{\mu}{p G_m(\frac{1}{2} \sigma_{ln}^2)} \right) - \frac{1}{2} \chi_{1,\alpha}^2, \quad \mid 0 < \sigma_{ln}^2 < \infty, \quad (5)$$

где $lnL(x; p, \mu_{ln}, \sigma_{ln}^2) = (N-m) \ln(1-p) + m \ln p -$

$$- \frac{m}{2} \ln \sigma_{ln}^2 - \frac{1}{2\sigma_{ln}^2} \sum_{x>0} (\ln x_i - \mu_{ln})^2 - \sum_{x>0} \ln x_i - \frac{m}{2} \ln 2\pi. \quad (6)$$

Вероятностно-статистическое определение границ районов равновероятных концентраций гидробионтов. Вероятности уловов гидробионтов могут быть вычислены посредством интеграла вероятностей. Для этого обследованная акватория делится на элементарные площадки, например, для морской акватории – на трапеции со сторонами 15', что в средних широтах близко к квадрату со сторонами около 15 миль. После этого все уловы за период исследований в каждом квадрате условно относятся к центрам квадратов; из них формируются временные ряды, устанавливаются законы статистических распределений уловов во времени по квадратам и вычисляются параметры этих распределений. Используя среднее значение и стандартное отклонение уловов, посредством интеграла вероятностей вычисляются вероятности обнаружения гидробионтов определённой концентрации; строятся картограммы-изоплеты вероятностей обнаружения гидробионтов определённой концентрации; выделяются районы равновероятных концентраций гидробионтов.

Описанная методика была апробирована на многолетних наблюдениях уловов черноморского анчоуса [1]. Учитывая, что уровень достоверности выводов из-за погрешностей наблюдений ограничен 95%, расчёт вероятностей уловов анчоуса был выполнен посредством интеграла функции плотности вероятностей нормального распределения [1]:

$$\Phi(u) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^u e^{-u^2/2} du, \quad (7)$$

где $u = (x - \mu) / \sigma$.

Погрешности оценивания концентраций гидробионтов, обусловленные средствами, методами и технологиями их наблюдений. Пробы фитопланктона и зоопланктона отбирают батометрами и планктонными сетями, затем консервируют, доставляют в лаборатории, концентрируют, подвергают таксономическому анализу под микроскопом и подсчитывают численность (экз/л) каждого вида. Различия в оценках численности двух последующих проб с места отбора могут достигать 100-200%. Установить *случайную и систематическую составляющую* погрешностей средств отбора и обработки проб для их устранения или учёта при такой методике определения удельной численности планктона практически невозможно.

Отбор проб макрозоопланктона, ихтиопланктона, рыб осуществляется посредством тралов. *Случайная составляющая* погрешности улова трала, зависящая от условий траления, и, прежде всего от волнения, составляет $\pm 20\text{--}30\%$ [10]. Для оценки поверхностной плотности (т/миля²) гидробионтов используются акустические системы: эхолот и эхоинтегратор. *Случайная составляющая* погрешности акустической системы, обусловленная волнением, термодинамической структурой вод, наличием звукорассеивающих слоёв, может достигать $\pm 50\%$ [10, стр.103]. *Систематическую составляющую* погрешности тралов и акустических систем установить практически невозможно. Обусловлено это тем, что *систематическая погрешность* должна устанавливаться аттестацией по образцовым мерам, но для орудий лова не существует измерительных эталонов удельных численностей гидробионтов в естественной среде. Например, градуировку цены деления шкалы интегратора, производят по металлическому шару, и как следствие погрешность цены деления может достигать $\pm 50\%$ [10]. Проведение сквозной градуировки или интерградуировки [10, стр. 79, 82] в какой-то мере лишь минимизирует систематическую составляющую погрешности акустической системы. К *систематической погрешности акустической системы* следует отнести также результаты работы эхоинтегратора. В реальных условиях величина эхосигналов от скоплений сильно флуктуирует от посылки к посылке, поэтому с помощью интегратора определяют суммарные за серию импульсов значения плотности скопления. Интервал интегрирования, по прошествии которого снимаются показания интегратора, обычно принимают от одной до нескольких миль [10]. Значения поверхностной плотности скопления

получают в т/миля², которые затем пересчитываются в г/м². И хотя на протяжении интервала интегрирования могут быть проинтегрированы эхосигналы от скоплений различной плотности, вычисленное значение поверхностной плотности в г/м², которое, по сути, является усреднённой характеристикой, не сопровождается стандартным отклонением. Известно, что любые усреднённые величины приобретают свойства Гауссовского распределения. Таким образом, эхоинтегратор преобразовывают законы статистических распределений гидробионтов в Гауссовские распределения и, следовательно, полученные на их основе статистические параметры являются смещёнными, а оценки удельных концентраций гидробионтов недостоверными.

Отбор проб гидробионтов для оценки их численности осуществляется методами планктонно-сетевых, траловых, дночерпательных съёмок. *Случайная составляющая метода* наблюдения, не связанная со средствами отбора проб, складывается из: 1) ошибок определения местоположения плавсредства относительно облавливаемых скоплений и 2) ошибок из-за влияния погодных условий на процесс облова. Вклад *случайной составляющей погрешности метода* наблюдения в оценку удельных концентраций гидробионтов не изучен. *Систематическая составляющая погрешности метода* наблюдения, не связанная со средствами наблюдений, зависит: 1) от соблюдения сроков и продолжительности учётной съёмки, нарушение которых может повлечь биологически значимые изменения в состоянии гидробионтов; 2) от соблюдения границ районов статистически однородных распределений гидробионтов, не учтённые которых может привести к смещённым оценкам; 3) от соблюдения границ ареала обитания гидробионтов, когда их нарушение может привести к неосознанному измерению численности гидробионтов соседнего гидробиоценоза. Вклад *систематической составляющей погрешности метода* наблюдения в оценку удельных концентраций гидробионтов не изучен.

Специальные принципы метрологии концентраций гидробионтов: воспроизводимости параметров статистических распределений и минимизируемости погрешностей их наблюдений. Имеются принципиальные различия в метрологической сути измерения физических величин и оценивания концентраций гидробионтов. Сущность измерения физической величины заключается в сравнении её с эталоном измерения. При этом физическая величина характеризуется истинным значением,

которое может быть получено только в результате бесконечного процесса измерений непрерывно совершенствуемыми методами и средствами. Вместо истинного значения для практических потребностей используют так называемое действительное значение физической величины, полученное экспериментальным путём, важными свойствами которого является то, что оно может быть воспроизведено и что по мере увеличения количества измерений действительное значение приближается к истинному значению.

При количественном определении концентраций гидробионтов также используется система основных физических величин: длина, масса, время, температура, количество вещества и количество света. Однако понятийный аппарат метрологии, разработанный для измерения физических величин, не в полной мере отражает сущность гидробиологических наблюдений. Не следует использовать понятие “измерение” в отношении гидробионтов как совокупность операций по применению технического средства, хранящего эталон измеряемой величины. Целесообразно употреблять термин оценивание как совокупность операций, обеспечивающих количественное определение удельной численности гидробионтов. Однако действительное значение удельной численности гидробионтов не обладает свойством воспроизводимости и по мере увеличения количества определений не стремится к своему истинному значению, а может изменяться с различными тенденциями или принимать нулевые значения. Показано экспериментально, что свойством воспроизводимости обладают параметры законов статистических распределений удельной численности гидробионтов [1, 3-5]. В таком случае, располагая воспроизводимой средней удельной концентрацией, каждое фактическое значение удельной концентрации следует рассматривать как случайное отклонение относительно воспроизводимой средней.

Известно, что случайные неустраняемые погрешности любого рода минимизируются методом статистического усреднения. *Систематические составляющие* погрешности средств наблюдений минимизируются посредством их технических характеристик, в частности коэффициентов уловистости, устанавливаемых экспериментально при сравнении результатов обловов различными средствами, хотя такие оценки нельзя считать абсолютными. *Систематические составляющие* погрешности метода наблюдений должны оцениваться путём

специальных исследований и указываться в паспорте метода, что остаётся до настоящего времени насущной задачей гидробиологической метрологии. Следовательно, не существует проблемы минимизации *случайных составляющих* результирующей погрешности определения, но принципиально не решённой остаётся проблема оценки *систематической составляющей* погрешности метода наблюдений. Косвенное решение проблемы минимизации погрешностей заключается в важном метрологическом свойстве гидробионтов: превышении, как минимум двойном, *случайной составляющей* над *систематической составляющей* результирующей погрешности оценивания удельных концентраций гидробионтов [7]. Это является достаточным основанием для минимизации результирующей погрешности оценивания численности гидробионтов методом статистического усреднения, в соответствии с требованиями математической статистики [8].

Требования к технологии оценки удельных концентраций гидробионтов: сети отбора проб по акватории; режиму и средствам отбора проб; математическим методам обработки результатов наблюдений. Метрологическая новизна предложенного подхода предусматривает новые процедуры для каждого из этапов традиционных наблюдений гидробионтов: планирования сети и режима отбора проб; выполнения наблюдений и обработки результатов проведённых наблюдений.

Планирование учётной съёмки включает районирование обследуемой акватории и составление схемы пунктов наблюдений. Районирование может выполняться субъективно, основываясь на мнении экспертов, и объективно – методами математической статистики по материалам предыдущих экспедиционных исследований с выделением районов равновероятных концентраций гидробионтов.

Исходными положениями при планировании режима и сети отбора проб гидробионтов служат требования к достоверности и допустимой погрешности оценивания удельных концентраций гидробионтов, что в конечном итоге выражается в количестве наблюдений. Допустимая погрешность оценивания удельной численности гидробионтов не должна превышать с заданной ответственностью границы, за которыми следуют нежелательные эффекты. Мерой достоверности оценок выборочных параметров служит вероятность безошибочного их оценивания [9], имеющая четыре порога: 0,90, 0,95, 0,99, 0,999. Учитывая, что оценки

удельной численности гидробионтов являются базовыми при прогнозировании биологической продуктивности водоёмов, очевидно, что оценивание выборочных биометрических показателей гидробионтов относится ко второму уровню ответственности с вероятностью безошибочного оценивания 0,99.

После определения уровня ответственности и допустимой погрешности оценивания рассчитывается необходимое количество наблюдений и устанавливается режим наблюдений с учётом жизненных циклов гидробионтов. Схема расположения пунктов наблюдений составляется с учётом гидробиоценологических закономерностей функционирования водного объекта, но большее количество наблюдений сосредотачивается в районах повышенных концентраций.

Обработка результатов наблюдений включает: исследование законов статистических распределений гидробионтов в ранее выявленных районах равновероятных концентраций гидробионтов, вычисление параметров статистических распределений в каждом районе, определение доверительных интервалов оценок удельной численности гидробионтов.

Выводы

1. Теоретическая основа оценивания запасов гидробионтов: смешанные законы статистических распределений их концентраций в ареале обитания; районы равновероятных концентраций гидробионтов, обусловленных гидробиоценологическими закономерностями водных объектов; воспроизводимость параметров статистических распределений концентраций и минимизация погрешностей отбора и обработки проб гидробионтов.

2. Система наблюдений за концентрациями гидробионтов предусматривает адекватное отражение в результатах наблюдений фактических законов статистических распределений удельных концентраций гидробионтов, а также соответствие действительных метрологических характеристик средств отбора и обработки проб их нормативным характеристикам.

3. Достоверное оценивание запасов гидробионтов обеспечивается вероятностным методом площадей, требующим корректного определения границ районов и параметров законов статистически однородных распределений гидробионтов.

4. Разработанная методология рекомендуется для оценки запасов гидробионтов Мирового Океана и пресноводных водоёмов.

* *

Теоретична основа оцінювання запасів гідробіонтів – змішані закони статистичних розподілів їх концентрацій в ареалі існування та дельта розподіли гідробіонтів у районах їх рівномірних концентрацій, обумовлених гідробіоценологічними закономірностями водних об'єктів.

* *

1. Архипов А.Г., Ковальчук Л.А., Чащин А.К., Янкаускас В.Ю. Статистический анализ многолетних наблюдений распределения анчоуса *Engraulis encrasicolus ponticus* в Чёрном море // Вопросы ихтиологии. – 1992. – Т. 32. – №3. – С. 176–182.
2. Антарктический криль: Справочник / Под ред. В.М.Быковой. – М.: Изд-во ВНИРО, 2001. – 207 с.
3. Ковальчук Л.А., Брянцева Ю.В. Методика определения достоверности оценок численности и биомассы фитопланктонных сообществ Чёрного моря // Гидробиол. ж. – 1999. – Т. 35. – № 3. – С. 101–105.
4. Ковальчук Л.А., Чащин А.К., Гришин А.Н. Статистический анализ наблюдений распределения гребневика мнемнопсиса в Чёрном море: определение достоверности и точности оценок биомасс // Тр. ЮГНИРО, 1996. – Т. 42. – С. 172–176.
5. Ковальчук Л.А., Литвиненко Н.М. Статистический анализ достоверности и точности оценок численности популяций мидии (*Mytilus galloprovincialis* L.) // Гидробиол. ж. – 1999. – Т. 35. – № 4. – С. 107–112.
6. Ковальчук Л.А., Онанко Ю.И. Оценка достоверности многолетних наблюдений фитопланктонных сообществ Киевского водохранилища // Наук. праці УкрНДГМІ. – 1999. – Вип. 247. – С. 217–226.
7. Ковальчук Л.А. Теоретические и экспериментальные основы оценок запасов гидробионтов: вероятностный подход // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2001. – Вип.249. – С.256–277.
8. Новицкий П.В., Зограф И.А. Оценка погрешностей результатов измерений. – Л.: Энергоатомиздат, 1985. – 248 с.
9. Плехинский Н.А. Достаточная численность выборки / Биометрический анализ в биологии. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1982. – С. 152–157.
10. Руководство по проведению гидроакустических съёмов –М.: ВНИРО. – 1984. – 123 с.

11. *Самышев Э.З.* Антарктический криль и структура планктонного сообщества в его ареале. – М.: Наука, 1991. – 168 с.
12. *Фёдоров В.Д.* О методах изучения фитопланктона и его активности. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1979. – 166 с.
13. *Aitchison J., Brown J.A.C.* The lognormal Distributin. – Cambridge Univ. Press, 1969. – 176 p.
14. *De la Mare W.K.* Estimating confidence intervals for fish stock abundance estimates from trawl surveys // CCAMLR Science. – 1994. – 1. – P. 203–207.
15. *Cox D.R., Hinkley D.V.* Theoretical Statistics. – Chapman and Hall, London. – 1974. – 237 p.
16. *Kovalchuk L.A., Bryantseva Yu.V.* A Method for Determining the Validity of Assessment of Abundance and Biomass of Phytoplankton Communities in the Black Sea // Hydrobiological Journal, – 2001. – Vol.37. – № 1. – P.53 – 59.
17. *Kovalchuk L.A., Litvinenko N.M.* Statistical Analysis of Reliability and Accuracy in Evaluation of Mussel (*Mytilus galloprovincialis* L.) Population Numbers // Hydrobiological Journal, – 2001. – Vol.37. – № 2. – P.80 – 87.

*Украинский научно-исследовательский
гидрометеорологический институт, Киев*