

# Overview of current best world practice in fish stock assessment and management, with specific reference to Caspian Sea fisheries

## Обобщение мирового опыта в области оценки запасов применительно к управлению рыбными ресурсами Каспийского моря

Graham M. Pilling, Jeroen van der Kooij, Georgi M. Daskalov, A. John R. Cotter and Julian D. Metcalfe

Грэхэм М. Пиллинг, Йоруун ван дер Коой, Георгий М. Даскалов, А. Джон Р. Коттер и Джулиан Д. Меткаф

English version edited by A.I.L. Payne

Авторизованный перевод с английского В.К.Бабаяна (ВНИРО, Россия)

# Overview of current best world practice in fish stock assessment and management, with specific reference to Caspian Sea fisheries

## Обобщение мирового опыта в области оценки запасов применительно к управлению рыбными ресурсами Каспийского моря

---

Graham M. Pilling, Jeroen van der Kooij, Georgi M. Daskalov, A. John R. Cotter and Julian D. Metcalfe

Грэхэм М. Пиллинг, Йоруун ван дер Коой, Георгий М. Даскалов, А. Джон Р. Коттер и Джулиан Д. Меткаф

English version edited by A.I.L. Payne

Авторизованный перевод с английского В.К.Бабаяна (ВНИРО, Россия)

---

This report should be cited as: Pilling, G.M., van der Kooij, J., Daskalov, G.M., Cotter, A.J.R. and Metcalfe, J.D., 2007. Overview of current best world practice in fish stock assessment and management, with specific reference to Caspian Sea fisheries. Sci. Ser. Tech. Rep., Cefas Lowestoft, 141: 158 pp.

This report represents the views and findings of the authors and not necessarily those of the funders.

© Crown copyright, 2007

This publication (excluding the logos) may be re-used free of charge in any format or medium for research for non-commercial purposes, private study or for internal circulation within an organisation. This is subject to it being re-used accurately and not used in a misleading context. The material must be acknowledged as Crown copyright and the title of the publication specified.

This publication is also available at [www.cefias.co.uk](http://www.cefias.co.uk)

For any other use of this material please apply for a Click-Use Licence for core material at [www.hms0.gov.uk/copyright/licences/core/core\\_licence.htm](http://www.hms0.gov.uk/copyright/licences/core/core_licence.htm), or by writing to:

HMSO's Licensing Division  
St Clements House  
2-16 Colegate  
Norwich  
NR3 1BQ  
Fax: 01603 723000  
E-mail: [licensing@cabinet-office.x.gsi.gov.uk](mailto:licensing@cabinet-office.x.gsi.gov.uk)

Cefas and the authors wish to acknowledge and express their thanks to the following institutions and individuals who contributed to the production of this document in a variety of ways.

The European Commission TACIS Programme (Europe Aid/115111/C/SVMulti) who provided the funding for the *Sustainable Management of Caspian Fisheries Project*.

We greatly appreciated the discussions with the fisheries management scientists from the various Caspian Littoral States who took part in the Sustainable Management of Caspian Fisheries Project.

We are particularly pleased to acknowledge the support of the Project Team Leader, Nick Willoughby and the Project Office Manager, Farida Sultanova.

Finally, we wish to thank our project partners naturebureau and Landell Mills Ltd.

This paper was developed from parts of a sampling manual prepared by the authors in 2005 for the International Commission for the Conservation of Atlantic Tuna, work co-funded by ICCAT, Cefas and UK Department for Environment, Food and Rural Affairs.

If you wish to contact either Cefas or the authors, please do so via our website [www.cefas.co.uk](http://www.cefas.co.uk), or by email to [marketing@cefas.co.uk](mailto:marketing@cefas.co.uk)

---

# Contents

---

## **1. Introduction 6**

---

## **2. Data collection 8**

2.1	Sampling catches, effort, CPUE and size	8
2.2	Estimating total catch statistics	26
2.3	Acoustic approaches	32
2.4	Trawl survey design	36
2.5	Estimating catch-at-age	46
2.6	Hard parts	52

---

## **3. Stock assessment 58**

3.1	Acoustic data processing	64
3.2	Trawl survey data analysis	74
3.3	CPUE and surplus production models	78
3.4	Mass-balance models	86
3.5	Modelling growth	86
3.6	Estimating mortality and yield per recruit	92
3.7	Age-based methods of assessment and forecasting	100
3.8	Stock-recruitment relationships	106
3.9	Dealing with unknown removals	114

---

## **4. Provision of advice and management 120**

4.1	Uncertainty and the precautionary approach	120
4.2	Shared stocks	122
4.3	The ecosystem approach	122
4.4	Standard management procedures	124
4.5	Recovery plans	134
4.6	Hatchery production	140
4.7	Options for presenting advice	144

---

## **5. References 148**

5.1	Russian language references	148
5.2	All references, including those in Russian	149

---

# Оглавление

---

<b>1.</b>	<b>Введение</b>	<b>7</b>
-----------	-----------------	----------

---

<b>2.</b>	<b>Сбор данных</b>	<b>9</b>
2.1	Выборочное обследование и объем пробы	9
2.2	Оценка статистик общего вылова	27
2.3	Акустические методы	33
2.4	Планирование траловой съемки	37
2.5	Оценка возрастного состава уловов	47
2.6	Регистрирующие структуры	53

---

<b>3.</b>	<b>Оценка запасов</b>	<b>59</b>
3.1	Обработка акустических данных	65
3.2	Анализ результатов траловой съемки	75
3.3	Улов на промысловое усилие и производственные модели	79
3.4	Балансовые модели	87
3.5	Моделирование роста	87
3.6	Оценка смертности и улова на рекрута	93
3.7	Когортные методы оценки и прогнозирования	101
3.8	Зависимости «запас – пополнение»	107
3.9	Оценка неучтенного вылова	115

---

<b>4.</b>	<b>Научные рекомендации и управление</b>	<b>121</b>
4.1	Неопределенность и предосторожный подход	121
4.2	Общие запасы	123
4.3	Экосистемный подход	123
4.4	Стандартные процедуры управления	125
4.5	План восстановления запаса	135
4.6	Искусственное воспроизводство	141
4.7	Представление научных рекомендаций	145

---

<b>5.</b>	<b>Литература</b>	<b>148</b>
5.1	Литература на русском языке	148
5.2	Вся литература, вкл. литературу на русском языке	149

---

# 1. Introduction

This manual details the essential elements of successful assessment and management approaches of relevance to the Caspian Sea. It aims to be generic, but provides relevant examples for the Caspian Sea where possible. For those already familiar with Caspian Sea data gathering, assessment and management approaches, this manual should be used as an *aide mémoire*. For those unfamiliar, this manual provides the basics of best practice approaches. Given the limited space available this document does not aim to be exhaustive, but readers should refer to the additional reading listed at the end of many of the sections for further information. Many of these references can be obtained on-line. An alternative potential source is the FAO in Rome.

The assessment and management of stocks in the Caspian Sea faces a number of unique challenges. Damming of rivers and resultant losses of spawning grounds, fluctuations in sea level, high fishing pressure, pollution and ecosystem changes have all adversely affected fish stocks, in particular Caspian sturgeon (*Acipenser* spp. and *Huso huso*; Khodorevskaya and Novikova, 1997; Khodorevskaya *et al.*, 2002; Kizina, 2003; Sutton *et al.*, 2005; Karayev, 2006). The anadromous nature of Caspian sturgeon further complicates its management, widening the geographic areas of concern beyond the Caspian Sea itself, out to the catchment areas of the river basins. However, readers should note that this manual does not concentrate on sturgeon alone. Management must also cope with a range of fishing activities on a number of species, from offshore (commercial style) ventures to inshore and riverine artisanal fishing important for local communities. The data from these sources are variable in quality and coverage. Management is therefore operating under considerable uncertainty.

This manual aims to provide the reader with an understanding of best practice in data collection, and how to ensure that the data are representative of the entire population (section 2). These themes are repeated throughout the manual, but readers should refer to that section initially. Best practice within assessment approaches appropriate for Caspian Sea stocks are detailed in section 3, which concentrates on the use of trawl and acoustic surveys to obtain a relative index of species abundance. Other methods of assessing stocks are also discussed, as well as methods to cope with uncertainty in the estimates of total removals from the stock. Finally, section 4 presents best practice for sustainable management and stock recovery within the framework of the Precautionary Approach.

Details of appropriate statistical methods within the areas of interest are presented. To assist understanding, readers are urged to refer to texts on biostatistics, including "Biometry" by Sokal and Rohlf (1995) that contains both the theory behind approaches and useful examples of their use on data, "Sampling Techniques" by Cochran (1977), and "Sampling" by Thompson (1992). The book of Hart and Reynolds (2002) also provides an excellent manual for fish stock assessment.

# 1. Введение

В предлагаемой публикации изложены основные элементы хорошо зарекомендовавших себя в мировой практике подходов к оценке и управлению запасами промысловых видов рыб. Публикация носит общеознакомительный характер, однако в некоторых ее разделах приводятся примеры, имеющие непосредственное отношение к изучению водных биоресурсов Каспия. Специалисты, знакомые с применяемыми на Каспии подходами к сбору данных, оценке запасов и управлению промыслом, могут использовать предлагаемую работу в качестве справочного пособия. Для менее подготовленных читателей будут представлять интерес изложенные в работе основы современной практики сырьевых рыбохозяйственных исследований. Ограниченный объем публикации не позволил представить на ее страницах весь методический арсенал современной рыбохозяйственной науки, поэтому для читателей в конце многих разделов приводятся ссылки на дополнительную литературу. Многие из рекомендуемых работ могут быть получены через Интернет. Альтернативным источником специальной литературы является ФАО.

Оценка и управление запасами рыб Каспийского моря сопряжены с рядом специфических трудностей. Негативное воздействие на запасы, особенно запасы каспийских осетровых (*Acipenser* spp. и *Huso huso*; Ходоревская и Новикова, 1997; Ходоревская и др., 2002; Кизина, 2003; Sutton *et al.*, 2005; Караев, 2006, см. приложение и раздел 7), оказало зарегулирование рек и вызванное им сокращение площади нерестилищ, а также колебания уровня моря, чрезмерный пресс промысла, загрязнение водной среды и изменения в экосистеме Каспия. Анадромная природа осетровых вносит дополнительные сложности в управление их запасами, поскольку ареал этих видов выходит за пределы Каспийского моря и распространяется на районы водосбора в бассейнах впадающих в него рек. Читатель, однако, должен заметить, что в данной публикации затронуты проблемы не только осетровых видов рыб. Управление должно распространяться и на другие объекты морского (промышленного), а также прибрежного и речного рыболовства, имеющих важное значение для местного населения. Данные, получаемые с этих промыслов, далеко не всегда отличаются качеством и полнотой, поэтому управление рыболовством на Каспийском море осуществляется в условиях значительной неопределенности.

Главная цель пособия – ознакомить читателя с современными методами сбора данных и с тем, как добиться, чтобы эти данные были репрезентативными для всей изучаемой популяции. Различные аспекты этой тематики встречаются во всех разделах данной публикации, однако начать их изучение следует с раздела 2. Современная организация работ в области оценки запасов, применимая для промысловых рыб Каспия, подробно описана в разделе 3, в котором делается упор на использовании траловой и акустической съемки для получения относительных индексов численности запаса. Обсуждаются и другие методы оценки запаса, а также способы учета неопределенности при оценке вылова. И, наконец, в разделе 4 представлены современные методы устойчивого управления и восстановления запасов, основанные на принципах предосторожного подхода.

В пособии достаточно подробно описаны статистические методы, нашедшие применение в рамках рассматриваемой тематики. Чтобы облегчить усвоение материала, читателю предлагается обратиться к учебникам по биостатистике, включая «Биометрию» Сокала и Ролфа (Sokal and Rohlf, 1995), в которой изложена теория различных подходов и приводятся примеры их использования на реальных данных; «Выборочные методы» Кохрана (Cochran, 1977) и «Выборочное обследование» Томсона (Thompson, 1992). Хорошим руководством по оценке запасов является также книга Харта и Рейнолдса (Hart and Reynolds, 2002).



---

## 2. Data collection

Data collection for fisheries assessment and management can be carried out in a number of ways, including surveys (sections 2.3 and 2.4), which have been used for sturgeon species and kilka in the Caspian Sea, and by sampling catches (section 2.1). Basic sampling theory holds for all data-collection approaches.

### 2.1 Sampling catches, effort, CPUE and size

In principle, there are two data collection methods: complete enumeration, and sampling. For estimating the total annual catch, complete enumeration would be ideal, but it is far beyond the budget of most fisheries research centres. An appropriate sampling system is therefore required to provide representative data that can be raised to the total fishery.

#### 2.1.1 Sampling basics

##### **Scientific sampling**

Sampling is essential to describe a population too big to permit the observation of every individual member. Scientific sampling requires that there be a relationship between the population and the sample. Two philosophies for this are (Thompson, 1992):

- Design-based sampling, in which the relationship is a probabilistic rule for selecting individuals for observation; e.g. simple random sampling. Statistics are *design-unbiased*, i.e. they are expected to fall around the true value with repeated sampling.
- Model-based sampling, in which the population is a hypothetical construct based on a mathematical model whose parameters are estimated from the observed individuals; the model includes random errors,  $e$ ; e.g.  $\text{Age} = f(\text{Length}) + e$ . It allows the model to be fitted with no assumptions about the sampling. The estimated parameters are *model-unbiased*, i.e. they are unbiased if the model is true and complete.

A random sample is usually suitable for fitting a model, whereas a sample taken to optimize the fit of a model is likely to be biased and inefficient for estimating descriptive statistics. Further, sampling design is more or less within the control of the sampler, depending on practical constraints, whereas incomplete knowledge of the important explanatory variables needed to model a fishery without bias probably cannot be rectified easily by a modeller. Modelling is an important research tool in fisheries science, but a design-based approach based on the best practical approximation to a probability sampling scheme is felt to be best for the collection of basic fisheries statistics.

## 2. Сбор данных

Сбор данных для оценки и управления рыбными запасами может осуществляться разными способами, включая съемки (разделы 2.3 и 2.4), которые применяются для осетровых и кильки на Каспии, и выборочное обследование уловов (раздел 2.1). В основе всех подходов к сбору данных лежит базовая теория выборочного метода.

### 2.1 Выборочное обследование и объем пробы

В принципе, существует два метода сбора данных: сплошное обследование и выборочное обследование. Сплошное обследование было бы идеальным для оценки общего годового улова, но для большинства научных рыбохозяйственных центров это слишком дорогостоящее исследование. Поэтому в каждом конкретном случае следует использовать приемлемый выборочный метод, позволяющий получить представительные данные, которыми можно охарактеризовать весь промысел.

#### 2.1.1 Теория выборочного метода

##### **Научный отбор проб**

Выборочный метод необходим для изучения популяции в тех случаях, когда ее размеры не позволяют обеспечить наблюдение за каждой особью. Научный отбор проб требует, чтобы между популяцией и пробой существовала определенная зависимость. Для этого используются два идеологически разных подхода (Thompson, 1992):

- Процедурный подход, при котором эта зависимость представляет собой правило случайного отбора особей в выборку, например, простой случайный отбор. Несмещенность статистик, найденных по этой схеме, обеспечивается способом отбора проб, т.е. ожидается, что выборочные значения изучаемой статистики будут располагаться вокруг ее истинной величины.
- Модельный подход, согласно которому популяция представляет собой гипотетическую конструкцию, основанную на математической модели, параметры которой оцениваются по результатам анализа обследованных особей. Такая модель включает случайную ошибку,  $e$ ; например,  $Возраст = f(Длина) + e$ . Это позволяет осуществлять подгонку модели без каких-либо допущений, касающихся процедуры отбора проб. Оценки параметров в этом случае не будут содержать систематических ошибок, вызванных самой моделью; точнее, они будут несмещенными при условии, что модель достаточно корректно и полно описывает популяцию.

Случайная проба обычно подходит для подгонки модели, в то время как проба, взятая для оптимизации подгонки, может оказаться смещенной и неэффективной для оценивания описательных статистик. Более того, планирование выборочного обследования в зависимости от практических ограничений в определенной степени контролируется исследователями, тогда как разработчик модели не всегда способен с легкостью решить проблему дефицита информации о ключевых переменных, необходимых для корректного моделирования промысла. Моделирование служит важным инструментом исследования в рыбохозяйственной науке, однако для сбора основных промысловых статистик, похоже, наиболее оправданной является специализированная выборочная процедура, наилучшим образом обеспечивающая на практике случайный характер проб,

### **The population**

The population to be sampled and the nature of its individual members, called the *sampling units* (s.u.), should be carefully considered before designing a fishery sampling scheme. The *observable population* (i.e. the sample) will be a subset of the *population of interest*. For example, the population of interest may comprise all vessels in the fleet, but the observable population may only consist of those vessels that are accessible nearby. A link between the population of interest and observable population must be assumed. ***The population of interest, the observable subset, and the assumed link between them should be stated explicitly in any sampling report.***

### **Randomization**

Random selection of sampling units is preferable, but often very difficult to achieve. However, randomization should be strived for. By sampling fish as nearly as possible at random, factors influencing the length of fish present can be expected to have the same proportional effects on the sample. Achieving the best approximation to randomization in different practical situations is discussed in section 2.1.4.

### **Information**

Fishery sampling is costly, so as much information should be taken from each sampling unit as possible. Information provided about the population by a single sampling unit depends on:

- The number of variables measured on the sampling unit, e.g. length, age, and maturity may all be measured for each fish drawn from a catch.
- The relationships between variables, e.g. fish length is related to age. Observed values of different variables should be stored and analysed together for each sampling unit so that these relationships are preserved. If not, information is lost.
- The precision of measurement. A large measurement variance could negate the benefits of an elaborate sampling design carried out with much cost and effort.
- Whether the sampling unit was selected at random or by conscious choice. In the latter case, some information provided by the sampling unit relates to the method of choosing, i.e. to the bias, not to the population.
- The variance,  $\sigma^2$ , of sampling units in the population; the information provided by a sampling unit is proportional to  $1/\sigma^2$ .  $\sigma^2$  is estimated by the sample variance,  $s^2$ .

The information provided about a population by a sample of  $n > 1$  sampling units depends on:

- Whether the sampling units were drawn independently or in a pattern. The variance of the sample mean is estimated by  $s^2/n$ , where  $n$  is the number of sampling units in the sample, but this is only true if sampling units were drawn independently. Sampling units that are close together in space or time tend to be more similar than sampling units that are distant. Compartmentalized populations are common, e.g. fish arranged in a market by size category. Statistical sampling schemes, such as stratified and multistage sampling, are designed to isolate the variance among compartments; the sampling units are located independently and randomly within them.

### **Исследуемая популяция**

Вся имеющаяся информация об исследуемой популяции и природе ее отдельных особей, называемых *элементами выборки* (s.u.), должны быть тщательно проанализированы перед началом разработки процедуры отбора проб. *Доступная для наблюдения популяция* (т.е. выборка) является частью *исследуемой популяции*. Например, рассматриваемая популяция может облавливаться всем флотом, а наблюдаемая популяция – только частью судов, выделенных для проведения исследований. Между исследуемой популяцией и ее наблюдаемой частью необходимо предположить определенную связь.

Исследуемая популяция, ее наблюдаемая часть и подразумеваемая связь между ними должны быть подробно описаны в каждом отчете о выборочном обследовании.

### **Рандомизация**

Предпочтителен случайный отбор элементов выборки, но этого часто бывает очень трудно добиться. К этому, однако, следует стремиться. Если отбор проб приближается к случайной процедуре, можно ожидать, что факторы, влияющие на длину рыб в популяции, оказывают такое же влияние и на рыб в пробе. В разделе 2.1.4 обсуждается вопрос о том, как добиться наилучшего приближения к случайному (рандомизированному) процессу отбора элементов выборки в различных практических ситуациях.

### **Информация**

Стоимость выборочного обследования рыбных ресурсов достаточно высока, поэтому от каждой единицы выборки необходимо получать максимально возможный объем информации. Информация о популяции, полученная от одной единицы выборки, зависит от

- количества переменных, измеряемых по каждой единице выборки; например, длину, возраст и стадию половозрелости можно определять для каждой особи, изъятая из улова;
- связей между переменными; например, длина рыбы связана с возрастом. Наблюдаемые значения различных переменных от каждой единицы выборки должны храниться и анализироваться вместе; в противном случае информация может быть утеряна;
- точности измерений. Большая дисперсия (большой разброс) измерений может свести на нет достоинства самой совершенной схемы отбора проб, на реализацию которой затрачены значительные средства и усилия;
- того, была ли единица выборки отобрана случайно или сознательно. В последнем случае часть информации, полученной из единицы выборки, будет связана с методом отбора проб (т.е. со смещением), а не с исследуемой популяцией;
- дисперсии,  $\sigma^2$ , единиц выборки из исследуемой популяции; информация, полученная от единицы выборки, пропорциональна  $1/\sigma^2$ . Дисперсия  $\sigma^2$  оценивается с помощью выборочной дисперсии,  $s^2$ .

Информация о популяции, полученная из пробы, состоящей из  $n > 1$  единиц выборки, зависит от того, отбирались ли пробы независимо или по определенной схеме. Дисперсия выборочного среднего оценивается по формуле  $s^2/n$ , где  $n$  – число единиц выборки в пробе; однако это выражение верно только в том случае, если единицы выборки отбирались независимо. Единицы выборки, близкие друг к другу во времени или пространстве, обычно содержат более схожую информацию, чем отдаленные единицы выборки. В практике выборочных обследований часто приходится сталкиваться с популяциями, уже разделенными на определенные подмножества, например, на рынке рыбу разделяют по размерным категориям. Статистические схемы отбора проб, например, стратифицированный и многоступенчатый отбор, разработаны для того, чтобы обособить дисперсии в этих подмножествах (стратах); единицы выборки отбираются в каждой из них случайным образом и независимо от других страт.

The number,  $n$ , of sampling units to include in a sample is usually a matter of taking as large an  $n$  as possible with the available sampling staff and resources. A more scientific approach requires decisions about the minimum acceptable precision, and the confidence level needed for a statement about whether the precision was achieved. These values may then be applied to sample size formulae, e.g. Thompson (1992, chapter 4; see box below), assuming that all sampling units are independently drawn.

Обычно считается, что число единиц выборки,  $n$ , которые следует включить в пробу, должно быть максимальным с учетом имеющихся ресурсов и научно-технического персонала. Более научный подход к этому вопросу требует предварительного решения вопроса о минимально приемлемом уровне точности, а также величине доверительного интервала, позволяющего установить, была ли достигнута требуемая точность. Затем эти значения можно ввести в формулу оценки объема пробы, например, в формулу Томсона (Thompson, 1992, глава 4; см. ниже), при допущении, что все единицы выборки отобраны независимо.

### **Estimating sample size (based on Thompson, 1992)**

A population parameter  $\theta$  (e.g. population mean) is to be estimated using an estimator  $\bar{\theta}$ . The aim is for the estimate to be close to the true value with high probability.

If the estimator  $\bar{\theta}$  is an unbiased normally distributed estimator of  $\theta$ , then  $\frac{\bar{\theta} - \theta}{\sqrt{\text{var}(\bar{\theta})}}$

has a normal distribution. Using  $z$  to denote the upper  $\alpha/2$  point of the standard normal distribution,

$$P\left(\frac{|\bar{\theta} - \theta|}{\sqrt{\text{var}(\bar{\theta})}} > z\right) = P(|\bar{\theta} - \theta| > z\sqrt{\text{var}(\bar{\theta})}) = \alpha$$

Variance of the estimator  $\bar{\theta}$  decreases with increasing sample size  $n$ , so if the sample size is increased far enough,  $z\sqrt{\text{var}(\bar{\theta})} \leq d$ , where  $d$  is the maximum allowable difference between the estimate and the true value.

When estimating a population mean with simple random sampling, the sample mean  $\bar{y}$  is an unbiased estimator of the population mean  $\mu$  with variance  $\text{var}(\bar{y}) = \frac{(N-n)\sigma^2}{Nn}$  where  $N$  is population size,  $n$  is sample size, and  $\sigma^2$  the population variance. Setting

$$z\sqrt{\left(\frac{N-n}{N}\right)\frac{\sigma^2}{n}} = d$$

and solving for  $n$  gives the necessary sample size:

$$n = \frac{1}{\left(\frac{d^2}{z^2\sigma^2} + \frac{1}{N}\right)} = \frac{1}{\frac{1}{n_0} + \frac{1}{N}}$$

where

$$n_0 = \frac{z^2\sigma^2}{d^2}$$

If the population size  $N$  is large relative to the sample size  $n$ , so that the finite population correction factor can be ignored, the formula for sample size simplifies to  $n_0$ .

For sampling designs more complex than simple random sampling, sample size can generally be selected in the same way, with sample size determined so that the half-width of the confidence interval equals the specified distance.

### Оценка объема пробы по Томсону (Thompson, 1992)

Популяционный параметр  $\theta$  (например, популяционное среднее) можно оценить, используя оценку  $\bar{\theta}$ . Цель – получение оценки параметра, которая с высокой вероятностью максимально приближена к истинному значению этого параметра.

Если оценка  $\bar{\theta}$  является несмещенной нормально распределённой оценкой  $\theta$ , тогда отношение

$\frac{\bar{\theta} - \theta}{\sqrt{\text{var}(\bar{\theta})}}$  также будет иметь нормальное распределение. Обозначим через  $z$  верхнюю границу

$\alpha/2$  стандартного нормального распределения. Тогда,

$$P\left(\frac{|\bar{\theta} - \theta|}{\sqrt{\text{var}(\bar{\theta})}} > z\right) = P\left(|\bar{\theta} - \theta| > z\sqrt{\text{var}(\bar{\theta})}\right) = \alpha$$

Дисперсия оценки  $\bar{\theta}$  снижается при увеличении объема выборки  $n$ , поэтому, если объем пробы достаточно велик,  $z\sqrt{\text{var}(\bar{\theta})} \leq d$ , где  $d$  – максимально допустимая разность между истинным значением параметра и его оценкой

При оценке средней величины популяции с помощью простого случайного отбора проб, выборочное среднее  $\bar{y}$  является несмещенной оценкой средней величины популяции  $\mu$  с дисперсией  $\text{var}(\bar{y}) = \frac{(N-n)\sigma^2}{Nn}$ , где  $N$  – численность популяции,  $n$  – объем выборки, а  $\sigma^2$  – дисперсия оценки численности популяции.

Найти искомую оценку объема выборки ( $n$ ) можно, записав уравнение

$$z\sqrt{\left(\frac{N-n}{N}\right)\frac{\sigma^2}{n}} = d,$$

и решив его относительно  $n$ :

$$n = \frac{1}{\left(\frac{d^2}{z^2\sigma^2} + \frac{1}{N}\right)} = \frac{1}{\frac{1}{n_0} + \frac{1}{N}},$$

где

$$n_0 = \frac{z^2\sigma^2}{d^2}$$

Если численность популяции  $N$  велика по сравнению с объемом пробы  $n$ , так что окончательным поправочным коэффициентом можно пренебречь, – формула оценки объема пробы упрощается до выражения для расчета  $n_0$ .

Если схема отбора проб сложнее, чем простой случайный отбор, объем выборки обычно можно рассчитать тем же способом, причем объем пробы определяется из условия, чтобы половина ширины доверительного интервала равнялась некоторому заранее определенному значению.



As an example, we try to identify the sample size needed to estimate the mean length of a large fish population within 1 cm of the true mean with 95% confidence ( $\alpha = 0.05$ ). The variance from previous samples thought to be representative of the population distribution is 52.2 cm. Given the large population size, the formula for  $n_0$  can be used. This gives:

$$n_0 = \frac{(1.960^2) * 52.2}{1^2} = 200.53 \sim 201$$

where the constant 1.960 is the upper  $\alpha = 0.025$  point of the standard normal distribution.

If relative error ( $r$ ), the difference between the estimate and the true value, divided by the true value, is of interest, then the following criterion must be met:

$$P\left(\left|\frac{\bar{\theta} - \theta}{\theta}\right| > r\right) < \alpha$$

To estimate the population mean  $\mu$  to within  $r\mu$  of the true value with probability  $1-\alpha$ , the sample size formula is:

$$n = \frac{1}{\left(\frac{r^2 \mu^2}{z^2 \sigma^2} + \frac{1}{N}\right)}$$

If  $\gamma$  represents the coefficient of variation for the population, i.e.  $\gamma = \frac{\sigma}{\mu}$ , the sample size formula can be written:

$$n = \frac{1}{\left(\frac{r^2}{z^2 \gamma^2} + \frac{1}{N}\right)}$$

Therefore, the coefficient of variation is the population quantity on which sample size depends when relative precision is to be controlled.

Например, требуется определить объем выборки, необходимый для оценки средней длины особи в крупной популяции рыб с точностью до 1 см от истинного среднего значения длины при доверительной вероятности 95% ( $\alpha = 0.05$ ). Дисперсия, рассчитанная по предыдущим выборкам, которая, как предполагается, характеризует распределение длин особей в популяции, составляет 52,2 см. Учитывая, что популяция достаточно велика, можно применить формулу для  $n_0$ . Отсюда:

$$n_0 = \frac{(1.960^2) * 52.2}{1^2} = 200.53 \sim 201,$$

где 1,960 – табличное значение  $z$  для рассматриваемых условий (95%-й доверительной вероятности и стандартизованного нормального распределения).

Если представляет интерес относительная погрешность ( $r$ ), т.е. разность между оценкой и истинным значением параметра, деленная на его истинное значение, необходимо соблюсти следующие критерии:

$$p\left(\left|\frac{\bar{\theta} - \theta}{\theta}\right| > r\right) < \alpha$$

Объем выборки, необходимый для оценки среднего значения величины популяции  $\mu$  с ошибкой, не превышающей относительную погрешность  $r$  с вероятностью  $1-\alpha$ , рассчитывается по формуле:

$$n = \frac{1}{\left(\frac{r^2 \mu^2}{z^2 \sigma^2} + \frac{1}{N}\right)}$$

Если обозначить через  $\gamma$  коэффициент вариации популяции, т.е.  $\gamma = \frac{\sigma}{\mu}$ , формула для оценки объема пробы будет иметь вид:

$$n = \frac{1}{\left(\frac{r^2}{z^2 \gamma^2} + \frac{1}{N}\right)}$$

Следовательно, если ставится задача контроля относительной точности, коэффициент вариации следует рассматривать в качестве популяционной характеристики, от которой зависит объем выборки.

### 2.1.2 Sampling designs

Thompson (1992) describes a wide variety of statistical sampling designs and estimation formulae to go with them. Sampling designs likely to be suitable for fisheries work are listed below.

#### **Simple random sampling without replacement**

Simple random sampling means that each sample of  $n$  different sampling units drawn from a population of  $N$  has an equal probability of selection. Random numbers are used to pick sampling units 'without replacement', i.e. so that no unit can occur more than once in a sample. Simple random sampling may be used on whole populations, on pre-defined subsets of them, e.g. within sampling strata, or within a multi-stage sampling scheme (see below). Simple random sampling is a sensible sampling scheme when there is no prior information about the likely values of the variable of interest on different sampling units. If such information is available and reliable, it can be used to design other sampling schemes that would deliver better precision per observation. Simple random sampling is satisfactory when you have no interest in variation of the variable over time or space. It has the valuable advantages of being simple to implement and to estimate from. Simple random samples are often adequate for fitting models, or for 'post-stratification' after sampling if there is a need to look at results by some variable such as e.g. age or sex.

#### **Simple random sampling with replacement**

Simple random sampling 'with replacement' means that an individual sampling unit is replaced in the population whenever it is drawn for the sample. Thus, a sampling unit may occur more than once in any sample. With replacement, each possible sequence of  $n$  sampling units has equal probability. This approach is useful when the possibility of repeated observations on one individual sampling unit is needed, e.g. to draw multiple catches from one location for observation.

#### **Sampling with probability proportional to size**

Certain 'large' sampling units may display a larger value of the variable of interest than 'small' sampling units. With sampling with probability proportional to size, every sampling unit is assigned a probability of drawing that is proportional to the expected value of the variable of interest. This approach should only be used if the information to assign selection probabilities is reliable. Otherwise, it should not be used.

#### **Systematic sampling**

In this scheme, there is a fixed distance or number of sampling units between each sampling unit selected for the sample, e.g. where a measurement is taken every  $x$  hours, fish are surveyed over a grid of geographic points. Bias can occur in statistical estimates if:

- Trends or patterns in the variable of interest may mean that the sampling grid finds more high values than low, or vice versa.
- Periodicity in the variable of a wavelength comparable to the grid interval may mean that most of the observations fall at the high or low part of the oscillations. This type of bias is called 'aliasing'.

### 2.1.2 Схемы отбора проб

Томсон (Thompson, 1992) приводит описания многочисленных схем выборочного обследования и формулы для обработки полученных результатов. Ниже перечислены некоторые схемы, применимые в рыбохозяйственных исследованиях.

#### ***Простой случайный отбор проб без возвращения***

Простой случайный отбор проб означает, что каждая из  $n$  единиц выборки отбирается из популяции численностью  $N$  особей с одинаковой вероятностью. При формировании выборки «без возвращения» используются случайные числа, благодаря чему ни одна единица выборки не может оказаться в пробе более одного раза. Простой случайный отбор проб может применяться для всей популяции, для заранее определенных подмножеств популяции или в рамках схемы многоступенчатого отбора проб (см. ниже). Простой случайный отбор проб – это достаточно чувствительная схема формирования выборки, когда отсутствует предварительная информация о возможных значениях рассматриваемых переменных в разных единицах выборки. Если такая информация имеется и она надежна, ее можно использовать для разработки других схем отбора проб, которые обеспечивают более высокую точность каждого наблюдения. Простой случайный отбор дает удовлетворительные результаты в тех случаях, когда рассматриваются изменения рассматриваемой переменной во времени или пространстве. Большим преимуществом метода является то, что он прост в применении и позволяет использовать простые процедуры для обработки полученных с его помощью данных. Простые случайные пробы обычно подходят для подгонки моделей или для «постстратификации» после завершения выборочного обследования, если возникает необходимость ознакомиться с результатами выборочного анализа какой-то конкретной переменной, такой, как, например, возраст или пол.

#### ***Простой случайный отбор проб с возвращением***

Простой случайный отбор проб «с возвращением» означает, что каждая единица выборки после регистрации и обследования всегда возвращается в популяцию. Следовательно, отдельная единица выборки может встретиться в любой пробе более одного раза. При таком способе отбора проб вероятность появления любой возможной последовательности из  $n$  единиц выборки одинакова. Этот подход оправдан, когда требуется обеспечить возможность повторных наблюдений определенной единицы выборки, например, путем многократного повторения облова одного и того же участка.

#### ***Отбор проб, при котором вероятность пропорциональна объему выборки***

Некоторые «крупные» единицы выборки могут показывать более высокое значение рассматриваемой переменной, чем «мелкие». При отборе проб, при котором вероятность пропорциональна размеру, каждой единице выборки присваивается вероятность выбора (поимки), пропорциональная ожидаемому значению рассматриваемой переменной. Этот подход можно использовать только в том случае, если информация, необходимая для обоснования таких вероятностей, надежна. В противном случае применять его не рекомендуется.

#### ***Систематический отбор проб***

В этой схеме отбор единиц выборки осуществляется систематически через равные промежутки, например, измерения осуществляются каждые  $x$  часов; уловы берутся в определенных точках (станциях) географической сетки съемок. Статистические оценки могут оказаться смещенными, если:

- тенденции или закономерности в изменениях рассматриваемых переменных свидетельствуют о том, что используемая схема отбора проб приводит к завышению значений переменных, или наоборот, - к их занижению,
- периодичность значений изучаемой переменной с длиной волны, сопоставимой с расстоянием между станциями, может означать, что большинство наблюдений относится к верхнему (или нижнему) диапазону этих колебаний. Такой тип смещения называется «искажением».

### **Stratified sampling**

Samplers often compartmentalize a population into geographic, temporal or biological (e.g. length) sampling 'strata':

- To distribute observational effort evenly over space and time.
- To use prior information about variation of the variable of interest, to improve the efficiency of the survey for estimating an overall mean and variance.

Stratum boundaries should be located so that the within-stratum variances are as small as possible; i.e. locate the boundaries where discontinuities, or the steepest gradients, occur in the variable of interest. Efficiency is also affected by the sample sizes allocated to each stratum. Proportional allocation assigns an equal number of observations per unit area or time. It is often a sensible choice when stratification is for the first reason. Optimal allocation assigns observations to each stratum in proportion to its size and its within-stratum standard deviation. This makes sense when stratification is for the second reason.

Stratified random sampling schemes require that at least two sampling units be located in every stratum in order that overall variance can be estimated. In practice though, two sampling units do not give a reliable estimate of a within-stratum variance even if there are no missing values, and many more than two sampling units are preferable. There is a danger that a requirement to estimate a variance will lead to oversampling of the least variable strata, causing expensive inefficiency. Strata can be thought of as a luxury: keep their number to a minimum when you do not have large resources for sampling, and settle for less geographic and/or temporal information. The estimates will then be more precise and dependable.

### **Multistage sampling**

Fisheries scientists frequently encounter hierarchically structured populations; an example is fish within catches within fishing trips. These can be sampled by simple random sampling ignoring the hierarchical structure, but this is often difficult. A more convenient procedure is to draw a sample of 'primary' sampling unit at the highest level first, then a sample of 'secondary' sampling unit from each principle sampling unit drawn, and so on. Having sampled in this way, standard formulae are available for estimation of the mean and variance at each level. Theory also exists to examine the variance at each level and to adjust sample allocations among levels to improve efficiency.

### **Optimization of sampling**

Optimizing sampling is difficult, because sample survey design is often tightly constrained by geographic and logistical factors, and because fishery surveys tend to be concerned with more than one species. A survey that is optimal for one species could be hopelessly inefficient for another owing to different geographic distributions, etc. A multivariate approach may be possible. However, ease and reliability of implementation tend to have more relevance to the design of fishery surveys than statistical efficiency.

### ***Стратифицированный отбор проб***

При проведении выборочного обследования популяцию часто разбивают на географические, временные или биологические (например, с учетом длины особей) выборочные «страты» (слои) для того, чтобы

- распределить наблюдения равномерно во времени и пространстве;
- использовать ранее полученную информацию об изменениях рассматриваемой переменной для повышения эффективности съемок, осуществляемых с целью нахождения генерального среднего значения рассматриваемой переменной и ее дисперсии.

Границы между стратами должны устанавливаться таким образом, чтобы разброс значений наблюдаемого параметра внутри каждой страты был как можно меньше. Для этого границы следует соотносить с точками, в которых наблюдается либо разрыв последовательности значений параметра, либо резкое изменение в их тренде. Эффективность метода также зависит от объема выборки в каждой «страте». Пропорциональное распределение наблюдений подразумевает равное количество наблюдений на единицу площади или времени. Этот способ целесообразно применять, когда необходимость стратификации продиктована нарушением последовательности значений параметра. Оптимальное распределение наблюдений подразумевает, что количество наблюдений в каждой страте пропорционально размеру страты и стандартному отклонению в ней рассматриваемого параметра. Это имеет смысл, когда стратификация выборки вызвана второй из упомянутых выше причин.

Стратифицированный случайный отбор проб требует, чтобы из каждого «слоя» отбиралось не менее двух единиц выборки, что позволяет оценить генеральную дисперсию. На практике, однако, двух единиц недостаточно для надежной оценки дисперсии внутри слоя, даже при отсутствии пропущенных значений, поэтому желательно в каждом слое брать гораздо больше двух единиц выборки. Существует опасность, что необходимость оценки дисперсии приведет к избыточному числу наблюдений для наименее изменчивого «слоя», что вызовет неоправданный рост затрат. К «слоям» следует относиться как к роскоши: сводить их число к минимуму, когда средства, отведенные на выборочное обследование, ограничены, и устанавливать их границы на основе, по возможности, менее полной географической и/или временной информации. В этом случае оценки будут более точными и надежными.

### ***Многоступенчатый отбор проб***

В рыбохозяйственных исследованиях часто приходится сталкиваться с популяциями, имеющими иерархическую структуру; например, особи, наблюдаемые в улове, взятом в промысловом рейсе. Можно отбирать из них пробы по схеме простого случайного отбора, игнорируя их иерархическую структуру, но зачастую это сложно сделать. Более удобная процедура заключается в том, что сначала берется проба «первичной» единицы выборки на самом высоком уровне, затем – проба «вторичной» единицы выборки из каждой первичной единицы выборки и т.д. При таком отборе проб для оценки среднего и дисперсии на каждом уровне можно воспользоваться стандартными формулами. Существует также теория для анализа дисперсии на каждом уровне и оптимизации распределения проб между уровнями для повышения эффективности выборочного обследования.

### ***Оптимизация выборочного обследования***

Оптимизация выборочного обследования представляет собой весьма трудную задачу, поскольку план проведения съемки обычно сильно зависит от географических и материально-технических ограничений, а также из-за распространенного стремления ориентировать съемку на изучение сразу нескольких видов рыб. Съемка, оптимальная для одного вида, может оказаться абсолютно неэффективной для другого, например, из-за различного пространственного распределения видов и по другим причинам. Многовидовой подход к организации съемки в принципе возможен. Однако при разработке плана съемки обеспечение простоты и других необходимых условий ее успешного осуществления оказываются важнее, чем статистическая эффективность.

Trials of intensive sample collections of either continuous samples of large size or repeated samples of smaller size are recommended to audit the quality of the sampling. Using this type of trial allows the assumption that the perception of the population is unaffected by the sampling regime.

### 2.1.3 Estimating precision

A precisely estimated statistic is here taken as one that falls closely around a fixed value on repeated sampling. An accurately estimated statistic is one that falls closely around the true value for the population on repeated sampling. The sample variance of the statistic estimates precision; it estimates accuracy only if the sample and the estimation formula are unbiased. The mean square error is the sample variance plus the square of the bias. It estimates accuracy, but because the bias is seldom estimable in fisheries work, it is little used and the concept of precision measured as  $1/(\text{sample variance})$  is of more use. Sample variance can be estimated from analytical formulae given in sampling texts. An important assumption is that every observation is made independently (cf. section 2.1.1), which will usually be the case if sampling is randomized and in accordance with an established statistical sampling scheme. If not, the analytical formulae are likely to overestimate sampling precision.

The bootstrap is a computerized method that works by repeatedly sampling with replacement (re-sampling) from an existing sample on the assumption that that sample is a good representation of the population (Efron and Tibshirani, 1993). The re-sampling should preferably follow the actual sampling process in all details. By repeating the re-sampling many times, a distribution is formed for the statistics of interest from which variances and confidence intervals can be estimated. Programming such a bootstrap can be complicated, and running it may take appreciable time, particularly for large samples. There is little point in undertaking the work if the original sample is thought to be seriously biased towards one locality, time period, or circumstance.

### 2.1.4 Information sources

Our ability to assess and forecast fish stocks and to understand migrations and processes regulating their success depends on our knowledge of the fisheries and biology of the target species. Total landings and total effort of a fishing fleet each year must often be estimated by a sampling procedure, because collection of perfect data (a census) is too expensive or impractical. Note that fisheries-independent surveys are discussed elsewhere in this document (sections 2.3 and 2.4). A range of approaches is used around the Caspian Sea. The Iranian approach involves gathering census information on catches, gears and number of vessels, as well as catches reported directly. The countries of the former Soviet Union (including Russia) annually assess biologically sound TAC levels for all commercially important species in the Caspian Sea. The assessments are based on system analyses of historical and annually updated recent information from the fisheries, stock biology, and environmental characteristics.

***Sampling methods, formulae, and models used should be recorded in brief documents, here called 'Standard Operating Procedures' (SOPs).*** One individual can then take over a data-gathering task from another without varying procedures or, if procedures should be updated for some reason, a record can be kept of what changes are made and of when they occurred, as can be crucial for evaluating time-series. The SOPs should be available to all groups so that the scientific value of the sampling results may be better assessed.



Чтобы контролировать качество выборочной процедуры, рекомендуется проводить ее достаточно интенсивно: либо путем непрерывного формирования выборки большого объема, либо путем взятия малых повторных выборок. Можно предположить, что при таком выборочном обследовании отбор проб не влияет на состояние изучаемой популяции.

### 2.1.3 Точность процедуры оценки

Под точно оцененной статистикой здесь подразумевается статистика, значения которой при увеличении числа проб приближаются к некоторой фиксированной величине. Под правильно оцененной статистикой подразумевается статистика, значения которой при увеличении числа проб приближаются к ее истинному значению для данной популяции. Выборочная дисперсия рассматриваемой статистики является мерой точности; если сама выборка и формула оценки не дают смещения, то она может служить мерой правильности (состоятельности) оценки. Средний квадрат ошибки равен сумме выборочной дисперсии и квадрата смещения. Эта величина характеризует точность оценки, но поскольку в рыбохозяйственных исследованиях смещение в большинстве случаев вычислить не удастся, она редко используется в этом качестве. Для этого чаще используется величина  $1/(\text{выборочная дисперсия})$ . Выборочную дисперсию можно оценить по формулам, приведенным в учебниках по выборочному обследованию. При этом важным допущением является независимость каждого наблюдения (см. раздел 2.1.1), что справедливо только при случайном отборе проб, выполненном в соответствии со статистически корректной схемой выборочного обследования. В противном случае есть вероятность, что аналитическая формула может дать завышенную оценку выборочной точности.

«Бутстреп» - компьютеризованный метод, который основан на повторном отборе проб с замещением (перевыборке) из существующей пробы при допущении, что эта проба достаточно хорошо представляет рассматриваемую популяцию (Efron and Tibshirani, 1993). Желательно, чтобы перевыборочная процедура детально повторяла фактический отбор проб. С помощью многократного повторного отбора проб формируется статистическое распределение оцениваемой статистики, из которого можно определить дисперсию и доверительный интервал. Программирование процедуры бутстрепа может оказаться сложным; а ее реализация может занять значительное время, особенно в случае больших выборок. Поэтому нет смысла проводить такую трудоемкую работу, если есть подозрение, что исходная выборка значительно смещена относительно определенного района, периода времени или других обстоятельств отбора проб.

### 2.1.4 Источники информации

Наша способность оценивать и прогнозировать запасы рыб, понимать механизмы миграций и других жизненно важных для эксплуатируемых популяций процессов зависят от нашего знания особенностей биологии целевых видов и их промысла. Оценка общего годового улова и общего усилия рыболовного флота часто выполняется с помощью выборочного обследования, поскольку сбор идеальных данных (сплошное обследование) – либо слишком дорогостоящая, либо непрактичная процедура. Необходимо отметить, что в данном пособии обсуждаются и съемки, не связанные с промыслом (разделы 2.3 и 2.4). На Каспии используется ряд подходов. Так, иранский подход состоит в обобщении информации по уловам, орудиям лова и рыболовным судам, полученной из разных источников. Россия и другие страны бывшего СССР ежегодно разрабатывают так называемые биологические обоснования объемов ОДУ для всех промысловых видов Каспийского моря. В основе обоснований лежит системный анализ ежегодно пополняемой информации о промысле, биологии и среде обитания этих видов за всю историю наблюдений.

Используемые методы отбора проб, расчетные формулы и модели рекомендуется кратко описывать в документах, которые далее будут называться «Стандартные рабочие процедуры» (SOP). При наличии такого документа любой специалист может принять от другого специалиста задание по подготовке информационных материалов без изменения предписанных процедур, или, если по какой-либо причине эти процедуры требуется обновить, то в SOP должна быть сделана запись о сути и времени



## Landings

The 'population of interest' (cf. section 2.1.1) can be defined by whether sampling is directed at a stock, or a time-area stratum. In practice, only those fish accessible for sampling form the 'observable population'. **Models assumed to link the observable fish to the total landings and thence to the fish in the population of interest should be discussed and documented in a Standard Operating Procedure (SOP) before undertaking any expensive sampling.** Possible linking models might be:

- 'observable landings per unit effort are the same as the total landings per unit effort'. Effort can then be used as a raising factor.
- 'All fish >X cm were retained' implying that landings = the catch >X cm.

The method to select landing events to sample should be decided in advance so that it may be used consistently. A complication is that we often do not know in advance when, or how many, landings will occur. The timing of landings might be influenced by season, day of the week, or location. Systematically sampling every other Wednesday could result in bias from one or more of these factors. Randomizing the sampling days within a sampling period, e.g. a quarter or year, offers less scope for bias except that those frequently fishing will be encountered more often. The identity of the population of interest (cf. 2.1.1) is important here. If it is 'total landings', then randomly choosing sampling days is a reasonable policy because infrequent and frequent fishers are expected to be represented in the sample in the same proportions as they occur in the population. If, on the other hand, it is 'total stock of fish', frequent fishers may represent a bias. **The population of interest and the sampling scheme should both be documented in a SOP.**

When sampling landings for biological characteristics, a number of techniques can be used, particularly where those biological characteristics vary according to the size of fish:

1. Estimate the characteristic on all fish in the original sample.
2. Remove a random subsample of fish from each of a set of length classes and estimate the characteristic for these fish only<sup>1</sup>.
3. Remove a subsample without regard to length, and fit a model.

Option (1) provides the biggest sample, but processing fish will require time and facilities. Also, most frequent sizes might be relatively oversampled. Options (2) and (3) are suitable when subsampling is restricted. Option (2) is often used to develop age-length keys (see section 2.5.4, and Lai, 1993). It could also be used to estimate maturity- or weight-at-length. Subsampling a fixed number of fish from each length class is relatively easy to implement, but may not be the most efficient practice (Lai, 1993). There is no model or major assumptions, but the large number of values to be estimated can result in low sampling precision, particularly if subsample sizes are small. The double sampling involved in this procedure complicates a statistical analysis to

<sup>1</sup> Thompson (1992, p143) refers to this as 'double sampling for stratification'.

изменений, поскольку это может иметь решающее значение для формирования временных рядов. Доступ к Стандартным рабочим процедурам должен быть открытым, чтобы можно было лучше оценить научную значимость результатов выборочного обследования.

### **Выгрузки**

Определение термина «изучаемая популяция» (см. раздел 2.1.1) зависит от того, осуществляется ли отбор проб из запаса или из некоторого пространственно-временного слоя. На практике «наблюдаемую популяцию» образуют только рыбы, доступные для вылова. Модели, предназначенные для связи наблюдаемой совокупности рыб с общими выгрузками, и следовательно, со всеми особями изучаемой популяции, должны быть рассмотрены и описаны в «Стандартных рабочих процедурах».

Возможными моделями связи могут быть:

- ‘наблюдаемые выгрузки на единицу усилия - то же самое, что и общие выгрузки на единицу усилия’; усилие можно затем использовать в качестве «повышающего» коэффициента;
- утверждение ‘В уловах оставались все особи  $>X$  см’ подразумевает, что выгрузки состоят из рыб длиной более  $X$  см.

Способ отбора проб из выгрузок должен быть определен заранее, чтобы его можно было использовать постоянно. Сложность заключается в том, что зачастую мы не знаем, когда или как будут взяты многие уловы. Время лова может изменяться по сезонам, дням недели или в зависимости от района промысла. Систематический отбор проб, производимый, например, через среду, может привести к смещению из-за игнорирования перечисленных факторов. Случайный выбор дней для отбора проб в течение всего периода выборочного обследования, например, в течение квартала или года, сужает масштабы погрешности с той лишь оговоркой, что уловы тех рыбаков, которые ведут лов часто, будут чаще встречаться в выборочном обследовании. Здесь важное значение имеет идентификация изучаемой популяции (см. раздел 2.1.1). Если это «общая, или суммарная, выгрузка», целесообразно выбирать дни отбора проб произвольно, поскольку ожидается, что выгрузки рыбаков, ведущих промысел часто, и рыбаков, редко участвующих в промысле, будут представлены в выборке в тех же соотношениях, что и при облове изучаемой популяции. Если же, с другой стороны, это «общий запас рыб», то пробы из выгрузок рыбаков, часто выходящих на лов, могут явиться причиной смещения в оценке искомого параметра. Описание изучаемой популяции и схемы отбора проб заносятся в Стандартные рабочие процедуры.

Для определения биологических характеристик по результатам выборочного обследования выгрузок, особенно если эти характеристики меняются в зависимости от размера особи, можно использовать ряд способов:

1. Оценить искомую характеристику по всем рыбам в исходной пробе.
2. Взять случайную подвыборку рыб из каждого размерного класса и оценить искомую характеристику только по этим рыбам<sup>1</sup>.
3. Взять подвыборку безотносительно длины рыб и построить модель.

Вариант (1) обеспечивает самую крупную выборку, однако ее обработка требует времени и оборудования. Кроме того, часто повторяющиеся размеры могут слишком часто попадать в выборку. Если повторный отбор проб ограничен, приемлемы (2) и (3) варианты. Второй вариант часто используется для нахождения ключа возраст – длина (см. раздел 2.5.4 и Lai, 1993). Его можно также использовать для оценки зависимости массы особи или возраста наступления половой зрелости от длины. Процедура повторного отбора определенного количества рыб из каждого класса длины относительно проста, однако не всегда является самым эффективным способом (Lai, 1993). В его основе нет ни модели, ни сколько-нибудь серьезных допущений, но большое количество величин, которые нужно оценить, может привести к низкой выборочной точности, особенно если объемы повторных проб малы. Двойной отбор проб в этой процедуре осложняет статистический анализ,

<sup>1</sup> Томсон (Thompson, 1992, стр.143) называет это «двукратным отбором проб для стратификации».

estimate standard errors. Option (3) requires that care be taken to ensure that the choice of fish for the subsample is not influenced by their size. Fitting a model is likely to require estimation of fewer parameters than estimation of mean values for many size classes (option 2), and the estimation can therefore be done with better precision. Disadvantages are that a model has to be assumed, and rare size groups are likely to be poorly represented in the subsample.

### **Logbooks**

Where commercial vessels operate, logbooks can be used. A successful logbook scheme should provide low-cost information on quantities of fish retained for landing, fishing effort, landings per unit effort (LPUE), fishing strategies, and details of fishing vessels. There may also be opportunities to collect additional useful data, e.g. on quantities of fish discarded and therefore catch<sup>2</sup> per unit effort (CPUE).

Where only some vessels use logbooks, the possibility for bias then arises if, for some reason, vessels without logbooks fish differently from those that do. Some randomization of the vessels selected, with frequent changes, would help reduce biased inferences about the fleet as a whole that could result from repeatedly logging the same subset of vessels. Whatever the reason for incomplete logbook coverage of a fishery, raising results from the observed vessels to the total fleet is needed to estimate total landings and effort (but not to estimate average LPUE).

At the end of a trip, a check should be made to see whether the total landed quantity recorded for commercial sale matches the total quantities retained from each set. A systematic estimation error could easily arise, particularly if weighing equipment is not used on board. If so, the logbook records of daily quantities retained should be adjusted proportionally so that their sum matches the total landed weight (less any quantities known to have been lost during the trip). The adjustment factor should be recorded with the data.

The days in which a vessel was searching for fish but unable to catch any must be considered as fishing days. It is often misunderstood that fishing days mean only the days that yield catches. Scouting for fish is one type of fishing activity. Therefore, the logbook must be designed and instructions added to report activities, i.e. what the fishing vessels were doing on days when no catches were made. Whether the vessel was dodging bad weather or static through gear malfunction, was moving from one fishing ground to another, or was looking for a school of fish makes a difference in counting fishing days.

## **2.2 Estimating total catch statistics**

To understand the status of a stock, knowledge on the level of removals (catch) is required. The sampling approaches detailed in section 2.1 are designed to provide a subsample from the total removals. In this section, the approaches required to raise those samples up to the total removals from the population by the whole fishery are presented.

---

<sup>2</sup> 'Catch' is here understood to refer to retained + discarded fish.

позволяющий оценить стандартные ошибки. Вариант (3) требует гарантий, что на выбор рыб для повторной пробы не оказывают влияния их размеры. Построение модели, вероятно, потребует оценки меньшего количества параметров, чем оценка среднего значения для любого возрастного класса (вариант (2)), поэтому оценку искомых биологических характеристик можно выполнить с более высокой точностью. Недостатки модели заключаются в том, что она основана на допущениях, и что немногочисленные размерные группы будут, вероятно, слабо представлены в повторной пробе.

### **Судовые журналы**

Там, где работают коммерческие суда, для сбора информации можно использовать судовые журналы. Успешное использование судовых журналов позволяет при малых затратах собрать большое количество информации: данные о выгрузках, промысловом усилии, выгрузках на единицу усилия (LPUE), стратегиях рыболовства и подробные

данные о промысловых судах. Может появиться возможность сбора дополнительных полезных данных, например, об объемах выброса рыб и, следовательно, об улове<sup>2</sup> на единицу усилия (CPUE).

Когда судовые журналы ведутся не на всех судах, возникает вероятность появления погрешности, если по какой-либо причине суда, не ведущие журналов, используют иную технологию промысла. Случайный выбор судов для анализа их судовых журналов поможет снизить погрешности в информации о флоте в целом, которые могут возникнуть из-за повторного учета одного и того же подмножества судов. Какова бы ни была причина, по которой журналы заполняются не на всех судах, для оценки общего улова и усилия (но не оценки среднего LPUE) необходимо получить данные с обследованных судов и экстраполировать их на весь флот.

В конце рейса необходимо проверить, соответствует ли общий объем выгрузок, оформленных для продажи, сумме уловов, оставленных на борту судна после завершения промысловых операций. Легко может возникнуть систематическая погрешность оценки, особенно если не использовалось весовое оборудование. В этом случае отмеченные в журнале дневные оставленные уловы должны быть пропорционально скорректированы, чтобы их сумма соответствовала общей массе улова (минус объемы, утраченные во время транспортировки). Вместе с данными следует указать корректирующий коэффициент.

Дни, которые судно провело в поиске косяков, должны считаться промысловыми. Существует распространенное заблуждение, что промысловыми считаются только дни, когда производится лов. Поиск рыбы – один из видов промысловой деятельности. Поэтому соответствующие инструкции, касающиеся ведения судового журнала, должны предусматривать занесение в журнал информации о работе судна и в те дни, когда отсутствовали уловы. Информация о том, попало ли судно в плохие погодные условия, были ли остановки из-за отказа оборудования, находилось ли судно на переходе из одного промыслового района в другой или занималось поиском рыбы, должна учитываться при подсчете дней промысла.

## **2.2 Оценка статистик общего вылова**

Чтобы оценить состояние запаса, необходимо знать уровень промыслового изъятия. Подходы к отбору проб, подробно описанные в разделе 2.1, предназначены для взятия выборок из общего улова. В этом разделе приводятся методы, позволяющие пересчитать эти выборки на общий улов, взятый на рассматриваемом промысле.

---

<sup>2</sup> Здесь под «уловом» понимается общее количество пойманной рыбы, включая выбросы.

### 2.2.1 Estimating for the observable population

Estimation of means, totals, and variances from samples can be achieved with the standard estimation formulae appropriate to the sampling scheme used (section 2.1.2). The estimated statistics then apply to the observable population (cf. section 2.1.1) without additional raising. Using inappropriate formulae would risk biasing the results. Two examples are given to clarify these statements in a fishery context:

1. Suppose that  $n$  landings are sampled approximately randomly (simple random sampling without replacement) from  $N$  made by the fleet during a quarter of a year, and total numbers of fish,  $y$ , and length frequency distributions are estimated for each observed landing.

The mean number per landing is  $\bar{y} = \sum y/n$  and the estimated total landed number for the fleet is  $Y = \bar{y}N$  (Thompson, 1992, eq. 8, chapter 2). The raising factor is therefore  $N/n$ . It could be used to raise the LFD as well if required.

2. A logbook survey in which not all vessels could be logged. The annual results for  $v$  logged vessels should be available directly from the logs. They would be raised by  $V/v$  to allow for the missing vessels.

Additional information can be brought into estimation by modelling using either a ratio estimator or a regression estimator (Thompson, 1992, chapters 7 and 8). Both are slightly design-biased, but model-unbiased.

For example (1), suppose that the total tonnage landed,  $W$ , is known. It can be argued that the relative tonnages,  $w$ , of landings for the sample of  $n$  and for the total give a more precise raising factor than numbers of landings, because they give more information about the overall activities. A ratio rather than a regression estimator is appropriate if zero landed numbers always weigh zero tonnes, and positive landed numbers are proportional to tonnage. The ratio estimate of total

numbers landed is  $Y_{\text{ratio}} = W \cdot \sum y / \sum w$ . The raising factor is  $W / \sum w$ .

For the logbook example (2), a raising factor based on numbers of vessels logged and in the total fleet uses no information about the fishing powers of the different vessels and can often be improved. Other estimators could be based on engine power or another effort measure, or on quantities of one or more species landed by the sampled and total components. The choice will often depend on the information available and on whether the same information is being used in a linked way in an analysis of the fishery or stock.

**Whichever estimation and raising formulae are used in preparing estimates, they should be documented in the SOP for the sampling programme.**

### 2.2.1 Процедура оценки для наблюдаемой популяции

Воспользовавшись результатами выборки, средние, суммарные значения и дисперсии можно рассчитать с помощью стандартных формул, соответствующих использованной схеме отбора проб (раздел 2.1.2). Полученные статистики будут справедливы для наблюдаемой популяции (см. раздел 2.1.1) без дополнительного пересчета. Применение формул, не отвечающих плану съемок, увеличивает риск смещения оценок. Ниже приведены два примера, поясняющие эти утверждения в контексте рыболовства:

1. Предположим, что проводился случайный отбор проб из  $n$  выгрузок от их общего количества  $N$  (простой случайный отбор проб без возвращения), полученных всем флотом за квартал, причем для каждой обследованной выгрузки оценивалось общее количество рыб  $y$  и частотное распределение их длин. Среднее значение числа рыб в выгрузке  $\bar{y} = \sum y/n$ , а оценка численности рыб в выгрузке всего флота  $Y = \bar{y}N$  (Thompson, 1992, ур.8, глава 2). Следовательно, повышающий коэффициент равен  $N/n$ . При необходимости его можно использовать для пересчета частотного распределения длин (LFD).
2. Рассмотрим случай, когда по каким-то причинам не удалось обследовать журналы всех судов, работавших на данном промысле. Годовые результаты промысла  $v$  обследованных судов доступны непосредственно из журналов. Для учета пропущенных судов эти данные увеличиваются в  $V/v$  раз.

Применяя моделирование, а точнее, оценочную функцию в виде отношения или уравнения регрессии, в процедуре оценки можно использовать дополнительную информацию (Thompson, 1992, главы 7 и 8). В обоих случаях смещение, вызванное выбранной моделью, отсутствует.

Рассмотрим пример (1) в предположении, что известен общий вес всех выгрузок,  $W$ . Можно доказать, что веса выгрузок,  $w$ , относительно пробы объемом  $n$  особей и относительно всего запаса дают более точное значение повышающего коэффициента, чем численности выгрузок, поскольку они содержат больше информации об общей результативности рассматриваемого промысла. Если нулевая численность улова составляет ноль тонн, а ненулевая - пропорциональна общему весу выгрузки, применима пропорциональная, а не регрессионная оценка. Функция оценки общей численности

выгрузки в виде отношения имеет форму:  $Y_{\text{ratio}} = W \cdot \sum y / \sum w$ , где  $W / \sum w$  - повышающий коэффициент.

В примере (2) повышающий коэффициент основан на данных, полученных из судовых журналов обследованных судов. Он не учитывает информацию о промысловой мощности отдельных судов всего флота, используемого на рассматриваемом промысле, и поэтому часто может быть улучшен. Другие оценочные функции могут опираться на данные о мощности двигателей или другие меры промыслового усилия; на количество особей одного или нескольких видов, попавших в выборку и в общую выгрузку, а также на общие показатели. Выбор функции часто зависит от доступной информации и от того, используется ли эта информация при анализе промысла или запаса.

Все расчетные формулы, использованные в процедуре оценивания, должны быть приведены в отчете.



### 2.2.2 Estimating for the population of interest

The observable population will probably be a subset of the population of interest (section 2.1.1), and a relationship between the two has to be assumed (**and documented in an SOP**). The relationship may be a simple raising factor or something more elaborate but, in either case, estimation is purely a modelling exercise that does not involve design-based sampling theory. The models should be reviewed whenever new information becomes available.

A common but non-straightforward raising problem arises when the observable population for sampling is all or part of the fishing effort, but the population of interest is the stock of fish in a geographic region over a given time period, e.g. a 'time-area stratum'. Two questions arise:

1. Did the effort applied in the time-area stratum provide a satisfactory sample of the fish stock there?
2. Was a part of the fishing effort expended outside the stratum?

The first question requires an analysis of fishing patterns and fishing gears in use. If effort is distributed fairly uniformly over the stratum, and used similar fishing gear, a good sample was obtained. More likely though, part of the effort was focused on different, relatively small localities and used different gears having different selectivity properties. There may also have been seasonal changes in fishing patterns. Options for dealing with these problems include:

- A model to estimate the effects of non-uniform sampling (Campbell, 2004). A Bayesian approach is worth considering because prior distributions for important parameters used in the model can be adjusted to reflect uncertainty about their values.
- Down-weighting results from heavily fished, small localities so that they do not dominate the estimates for the time-area stratum.
- Filling in missing data for subareas or sub-periods with data from previous periods or from neighbouring strata.
- Ignore all the irregularities and treat as a random sample.

All options carry a high risk of bias. Also, the bias could itself follow a trend over time, resulting in distortion of time-series. A further danger is that data from certain useful locations will be used more than once, causing dependence among results, and possibly exaggerating the effects of errors. The chosen solution and the reasons for choosing it should be documented in an SOP or in any report of the estimation procedure.

The second question is usually easier to deal with. The best solution is to disaggregate data to individual events that can be assigned to the correct stratum. A quicker solution is to estimate for each the proportion of effort applied within each stratum.

### 2.2.2 Оценка популяции

Наблюдаемая популяция скорее всего будет представлять собой некоторое подмножество изучаемой популяции (раздел 2.1.1); между которыми необходимо предположить существование определенной зависимости. Связь может быть выражена через простой повышающий коэффициент или что-то более сложное, но в любом случае процедура оценки является исключительно модельным примером, в котором не используется теория планирования выборочного обследования.

Когда все или часть промысловых усилий прикладываются к наблюдаемой популяции, из которой берутся пробы, а изучаемая популяция представляет собой запас рыб, находящийся в данном районе в течение данного периода времени, т.е. «пространственно-временную страту», возникает распространенная, но нетривиальная проблема, связанная с определением повышающего коэффициента. Возникают два вопроса:

1. Обеспечивает ли усилие, приложенное к «пространственно-временной страте», репрезентативную выборку из находящегося там запаса рыб?
2. Распространяется ли часть промыслового усилия за пределы этой страты?

Ответ на первый вопрос требует анализа структуры промысла и используемых орудий лова. Если усилие распределяется в слое достаточно равномерно и используются аналогичные орудия лова, выборка будет достаточно представительной. более вероятно, однако, что часть затраченного усилия была приложена к разным, относительно небольшим участкам; и использовались разные орудия лова, обладающие разной селективностью. В структуру промысла могли быть внесены сезонные изменения. Возможные варианты решения этих проблем включают:

- Использование моделирования для оценки воздействия неравномерного отбора проб (Campbell, 2004). В этом случае заслуживает внимания байесовский подход, поскольку исходные распределения ключевых параметров, используемых в модели, можно скорректировать таким образом, чтобы они отражали неопределенность их значений.
- Снижение, с помощью весовых коэффициентов, результатов, полученных для небольших участков с интенсивным промыслом, чтобы они не доминировали над остальными оценками, полученными для данного пространственно-временного слоя.
- Заполнение пропусков в данных для небольших подрайонов или временных интервалов данными, полученными для предшествующих периодов или соседних слоев.
- Пренебрежение всеми нарушениями при отборе пробы и обработка ее как случайной выборки.

Все варианты сохраняют высокий риск получения смещенных оценок. Кроме того, само смещение может меняться в соответствии с некоторым временным трендом, приводящим к искажению соответствующих временных рядов. Еще одна опасность заключается в том, что данные, полученные на некоторых удобных участках, могут быть использованы неоднократно, что делает результаты взаимозависимыми и, возможно, усилит влияние ошибок. Выбранный вариант решения и причины сделанного выбора должны быть изложены в или в любом отчете о процедуре оценки.

Ответ на второй вопрос найти обычно проще. Наилучшее решение заключается в разделении данных на отдельные события, которые могут быть отнесены к корректно выбранной страте. Более быстрое решение состоит в оценке долей усилия, приложенных в каждой страте.



## 2.3 Acoustic approaches

Acoustic surveys are often conducted to investigate a large volume of water. The non-invasive nature of this method as well as the ability to sample the water column continuously and over large areas make it a relatively cheap, accurate and useful tool for evaluating fish biomass. Although the northern and central Caspian littoral states have experimented with the use of acoustic surveys in the Caspian Sea, this technique still appears to be at an experimental stage in the area (CITES, 2004). In theory, however, Caspian Sea ichthyofauna lends itself to acoustic sampling. Species of commercial interest can be divided into two groups, pelagic and demersal. The pelagic species, such as *Clupeonella* and *Alosa*, should be easily detectable owing to their schooling behaviour and likely availability to sonar equipment. Of the demersal species, sturgeons are the main species of interest. These too should be acoustically distinguishable owing to the likely characteristic acoustic mark from the large swimbladder. Additionally, the relative species paucity in this body of water should make species identification of acoustic marks easier.

This section is largely a summary of the currently most general and in-depth publication on fisheries acoustics by MacLennan and Simmonds (1992) and Simmonds and MacLennan (2005). It is beyond the scope of this manual to go into the details of the physics behind the acoustic techniques and some basic understanding of fisheries acoustics by the reader is assumed.

### 2.3.1 Equipment

#### **Recording equipment**

For surveys exploring fish biomass and distribution, scientific fisheries acoustic equipment such as split-beam echosounders is recommended. The typical frequency of echosounders used in fisheries applications is 38 kHz, but the use of a combination of frequencies should be considered. Each species gives a different acoustic mark depending on the frequency used, which can permit more-accurate species discrimination (Korneliussen and Ona, 2003). Typically, water depths >20 m are suitable for fisheries acoustic methods using 38–120 kHz frequencies. Large shallow areas (e.g. in the northern Caspian) are less suitable for conventional acoustic surveying, and higher frequency sounders would be more appropriate there. Acoustic sampling of the demersal fish in the deep basin of the central Caspian would be best undertaken with lower frequencies. However, most species of interest are not known in these depths, and conventional frequencies will suffice to investigate the upper pelagic parts of the water column in the area.

The most commonly used scientific echosounders are the Simrad EK500 and the newer EK60, which are characterized by an accurate time-varied gain (TVG) amplifier, which ensures that the same fish density will produce the same signal at any depth range. A variety of other sounders is also available for scientific data collection, e.g. various models from BioSonics, Furuno, HTI, and Kaijo. For details on the application and suitability of various echosounders it should be first confirmed which sounders are supported by the chosen data-processing software.

It is essential that output of a GPS antenna feeds into the fishing sounder to add a spatial stamp. In addition, the use of motion compensators is highly recommended, to compensate for inevitable ship movement (heave, pitch, and roll).

## 2.3 Акустические методы

Акустическая съемка часто проводится для исследования больших акваторий. Благодаря своей неинвазивной природе, а также способности просматривать толщу воды непрерывно и на большой акватории, этот метод является относительно дешевым, точным и полезным инструментом для оценки биомассы рыб. Хотя прибрежные государства Северного и центрального Каспия, и экспериментировали с использованием акустических съемок на море, этот вид съемок, по мнению экспертов СИТЕС (CITES, 2004), все еще находится в экспериментальной стадии. В теории, однако, ихтиофауна Каспийского моря вполне подходит для изучения с помощью акустических съемок. Промысловые виды Каспия можно разделить на две группы: пелагические и демерсальные. Пелагические виды, такие как *Clupeonella* и *Alosa*, легко поддаются обнаружению благодаря стайному поведению и доступности для гидролокатора. Из демерсальных видов особый интерес представляют осетровые рыбы. Их можно распознать благодаря крупному плавательному пузырю, который обуславливает характерную форму отраженной акустической волны. Кроме того, малочисленность (пространственная разреженность) этих рыб в водоеме облегчает их акустическую идентификацию.

Данный раздел является, в основном, обзором общих и специальных публикаций МакЛиннана и Симмондса (MacLennan and Simmonds, 1992; Simmonds and MacLennan, 2005), посвященных использованию гидроакустики в рыболовстве. Описание физических деталей акустических методов выходит за рамки настоящего пособия, поскольку предполагается, что читатель уже имеет общее представление об этих методах.

### 2.3.1 Оборудование

#### **Регистрирующее оборудование**

В съемках, направленных на изучение биомассы и распределения рыб, рекомендуется использовать эхолоты с расщепленным лучом. Стандартная частота эхолотов, применяемых в рыбохозяйственных исследованиях, составляет 38 кГц, но возможно и сочетание разных частот. В зависимости от используемой частоты, каждый изучаемый вид имеет определенный акустический «портрет», который обеспечивает более точное распознавание видов (Korneliussen and Ona, 2003). Обычно на глубинах >20 м применяются акустические методы, использующие частоты в диапазоне 38–120 кГц. Стандартная акустическая съемка менее пригодна для условий обширного мелководья (например, на севере Каспия); здесь используют более высокочастотные эхолоты. Для акустической съемки демерсальных видов в глубоководной части центрального Каспия оптимальны низкие частоты. Поскольку в этом районе большинство изучаемых видов на больших глубинах не встречается, для акустического исследования верхних слоев пелагиали здесь можно использовать стандартные частоты.

Наиболее популярными научными эхолотами являются «Simrad EK500» и его более новая модель, EK60, укомплектованная усилителем с переменным коэффициентом усиления (TVG), благодаря которому скопление рыб одной и той же плотности дает одинаковый отраженный сигнал в любом диапазоне исследуемых глубин. Имеется целый ряд и других эхолотов, используемых для сбора научных данных, например, различные модели компаний «BioSonics», «Furuno», «НТИ» и «Kaijo». Для детального суждения о применимости и пригодности разных моделей гидролокаторов сначала нужно установить, какие модели гидролокаторов поддерживают выбранное программное обеспечение для обработки данных.

Для обеспечения точной географической «привязки» данных необходимо, чтобы к эхолоту была подключена навигационная система GPS. Кроме того, при работе с гидроакустической аппаратурой следует применять успокоители качки, чтобы уменьшить неизбежную неустойчивость (подъем на волне, килевую и бортовую качку) судна.

A relatively new tool in the fast-developing field of fisheries acoustics is the multibeam sonar (Mayer *et al.*, 2002). Although its application is well established for swathe bathymetry studies of the seabed, new applications have been developed for fisheries acoustics. For example, the Simrad EM3002 records water column as well as seabed backscatter data, and it will undoubtedly prove an increasingly useful tool for fisheries studies.

### **Processing equipment**

A variety of products is available on the market. Over the past few decades processing has moved on from paper charts to sophisticated digital processing software, such as Simrad's BI500 and Sonardata's EchoView. The latter has the advantage that it can also incorporate scanning sonar and multibeam data.

#### **2.3.2 Calibration**

To be able to use recorded fisheries acoustic data for echo integration, i.e. biomass estimation, it is essential that the echosounders are frequently calibrated with a reference target of known target strength. ICES recommends calibration before and after each survey (Foote *et al.*, 1987), and this is particularly important for the Caspian Sea. Owing to the varying physical properties of the water, care should be taken to ensure that regionally correct values for salinity and temperature (affecting sound speed and absorption) are used. The calibration procedure described by Foote *et al.* (1987) is still regarded as the standard approach. A standard reference target is suspended below the transducer, supported by the minimum amount of additional material to avoid unwanted reflections. Three suspension lines are attached to the web, and by adjustment of the lengths of the lines, the sphere can be moved to any point in the transducer beam. A small winch or rod is used to adjust the lengths of the support lines. For further details on the practice of calibration, see Foote *et al.* (1987), MacLennan and Simmonds (1992) and Simmonds and MacLennan (2005). Transducer suppliers also provide detailed protocols.

#### **2.3.3 Survey design**

Survey objectives are to estimate biomass and distribution of the pelagic and demersal commercially harvested species. Acoustic estimation of fish abundance has much in common with other survey methods used in fisheries research. The sampling strategy and protocols for data collection should be designed to provide the most accurate information that can be obtained within the limits set by the available resources. It is likely, in fact recommended, that any acoustic surveys in the Caspian Sea will be combined with trawl surveys. The data collected during such surveys will come from various sources, such as the echo-integrator, the echogram, and/or the numbers of fish from single-target counts. Examination of fish catches will indicate the proportion of different species present, and their size distribution, which is important for target strengths, which are size-dependent.

Various Caspian littoral states should consider organizing individual surveys in their own (territorial) waters of the Caspian. To get most meaningful large-scale information out of these surveys, it is advisable that the states work collaboratively to achieve effective coordination. There are a number of specific issues to consider:

Относительно новым прибором в быстро развивающейся области промысловой гидроакустики является многолучевой эхолот (Mayer *et al.*, 2002). Хотя эхолоты этого типа уже давно применяются для специализированных исследований морского дна, сравнительно недавно были разработаны их новые модификации для промышленного рыболовства. Например, «Simrad EM3002» способен регистрировать сигналы, отраженные как от целей в толще воды, так и от морского дна. Нет сомнений, что этот прибор имеет хорошие перспективы для использования в рыбохозяйственных исследованиях.

### **Оборудование для обработки данных**

На рынке представлен большой выбор средств обработки гидроакустической информации. За последние несколько десятилетий обработка данных прошла путь от использования бумажных карт до сложного цифрового программного обеспечения, такого как BI500 компании Simrad и EchoView компании Sonardata. Последнее обладает тем преимуществом, что может обрабатывать данные, полученные как с помощью кругового, так и многолучевого гидролокатора.

#### *2.3.2 Калибровка*

Чтобы акустические данные можно было использовать для обобщения данных съемки, например, оценки биомассы, необходима частая калибровка эхолотов относительно эталонной цели с известной силой цели. ИКЕС рекомендует проводить калибровку до и после каждой съемки (Foote *et al.*, 1987), что имеет особое значение в условиях Каспийского моря. Учитывая тот факт, что физические характеристики воды меняются, при калибровке необходимо обращать внимание на то, чтобы использовались точные для конкретного региона значения солености и температуры воды, от которых зависит скорость прохождения сигнала и поглощение звука. Процедура калибровки, описанная Футом и др. (Foote *et al.*, 1987), и в наши дни является общепринятой. Процедура заключается в следующем. Стандартная контрольная цель в виде сферы подвешивается под преобразователем (излучателем) с минимальным использованием дополнительного материала, чтобы избежать нежелательных отражений сигнала. К сфере прикрепляются три троса, регулируя длину которых, можно перемещать сферу в любую точку акустической оси преобразователя. Для регулировки используются небольшие лебедки или специальные рычаги. Более подробно калибровка описана у Фута и др. (Foote *et al.*, 1987), а также у МакЛеннана и Симмондса (MacLennan and Simmonds, 1992; Simmonds and MacLennan, 2005). Подробные инструкции по проведению калибровки предоставляются также поставщиками преобразователей.

#### *2.3.3 Схема съемки*

Цели съемки – получить оценку биомассы и распределения пелагических и демерсальных промысловых видов. Акустическая оценка численности рыб имеет много общего с другими методами съемки, используемыми в рыбохозяйственных исследованиях. Стратегия выборочного обследования и инструкции по сбору данных должны разрабатываться таким образом, чтобы обеспечить получение наиболее точной информации с учетом имеющихся ресурсов. Рекомендуется, чтобы любые акустические съемки на Каспии объединялись с траловыми. Данные, собранные во время таких комплексных экспедиций, будут поступать из разных источников, таких как эхоинтеграторы, эхограммы и/или численность рыб, оцененная при подсчете одиночных целей. Изучение уловов позволит определить их видовую структуру и распределение особей по размерным группам, что имеет важное значение для интерпретации отраженных сигналов, которые зависят от размера целей.

Прикаспийские страны должны предусматривать проведение съемок в своих (территориальных) водах. Для получения с помощью этих съемок пригодной для совместного крупномасштабного анализа информации странам следует работать в тесном сотрудничестве, чтобы добиться эффективной координации усилий. В этой связи необходимо рассмотреть ряд конкретных вопросов:

- Availability of vessels and timing of survey.
- Allocation of responsibilities for areas to be surveyed.
- Common sounder and calibration protocols.
- Common protocols for acoustic data collection.
- Common procedures for biological sampling and treatment of samples.
- Provision of data in common format.
- Common reporting style.
- Preparation of combined estimates.

Although some of these issues will be addressed in this section, the specific details will have to be agreed among the states.

In the case of multi-vessel surveys, each vessel covers part of the area occupied by the stock(s), and the results are combined to produce a single estimate of abundance. A common practice is to conduct an inter-ship comparison. Although not an absolute calibration, this technique is a useful method of checking that there is no great difference in the respective measurement capabilities, which might occur for instance if one vessel causes more fish avoidance through having a worse noise signature, thus consistently indicating a lower abundance for the same fish ensemble (MacLennan and Simmonds, 1992; Simmonds and MacLennan, 2005). The same principle underlies the recommendation that vessels should survey with a constant speed, because greater speed tends to cause increased noise.

There are differing views as to whether the cruise track should be designed as a systematic or a randomized grid, and the best design depends on what is known about the distribution and behaviour of the target species, and the kind of information required for the survey (MacLennan and Simmonds, 1992; Arrhenius *et al.*, 2000; Simmonds and MacLennan, 2005). As a Caspian Sea survey should gather both qualitative and quantitative information, an evenly spaced track is recommended, with parallel transects perpendicular to the coast or seabed bathymetry. In the survey design, special consideration should be given to fish movements, to reduce time-bias attributable to schools moving in the same direction as the survey vessel or survey. This can be accomplished by, for example, surveying alternate (odd) transects in one direction and subsequently return sampling the unsampled (even) transects. It is also worth noting that the bathymetry of the Caspian Sea extends to great depths. A survey could therefore be limited to the “shallower” areas (to 200 m), with only every other transect extending to deeper water.

#### 2.4 Trawl survey design

The objectives of trawl surveys range from exploration of an area to determine the distribution and relative abundance of fish and commercial feasibility of various gear and fishing methods, to stock monitoring and resource appraisal.

Monitoring surveys help assess the effects of fishing on stocks by providing quantitative measures of the fluctuations in relative abundance and structure (age and size) of major stocks, which are free of the many sources of bias inherent in commercial fishery statistics (Grosslein, 1969). For example, commercial fishing practice changes in response to market demand and fish availability (degree of aggregation in many cases), so commercial catch-per-unit-effort (CPUE) data may not provide reliable indices of absolute population abundance for any extended period of years. In addition, commercial gear and fish detection methods change from time to time,



- Наличие судов и сроки проведения съемок.
- Распределение ответственности по районам съемок.
- Единые инструкции по эксплуатации эхолота и его калибровке.
- Единые инструкции по представлению акустических данных.
- Единые инструкции по отбору биологических проб и их обработке.
- Представление данных в едином формате.
- Общий стиль отчетности.
- Подготовка объединенных оценок.

Хотя в этом разделе и будут рассматриваются некоторые из перечисленных вопросов, конкретные детали должны быть согласованы на межгосударственном уровне.

Если съемка проводится на нескольких судах, то каждое судно обследует часть района, в котором распределены изучаемые запасы, а затем результаты работы отдельных судов объединяются для получения единственной оценки численности. Принято проводить сравнение результатов, полученных разными судами, участвовавшими в съемке. Хотя эта процедура и не является, строго говоря, калибровкой, тем не менее, это удобный способ выявления различий в измерительной способности судов, которые могут возникнуть, например, если плохие шумовые характеристики одного из судов приводят к большему, чем другие суда, распугиванию рыбы, вследствие чего записи этого судна покажут более низкую численность того же скопления рыб (MacLennan and Simmonds, 1992; Simmonds and MacLennan, 2005). Те же соображения лежат и в основе рекомендации, что суда должны проводить съемку с некоторой постоянной скоростью, поскольку увеличение скорости может вызвать повышение шума.

Существуют различные точки зрения по вопросу о том, должно ли судно, выполняющее съемку, двигаться по систематической или произвольной сетке галсов. Наилучший маршрут движения зависит от того, что известно о распределении и поведении изучаемых видов, а также от другой информации, необходимой для успешного проведения съемки (MacLennan and Simmonds, 1992; Arrhenius *et al.*, 2000; Simmonds and MacLennan, 2005). Поскольку в экспедициях в Каспийском море должна собираться и качественная, и количественная информация, рекомендуется планировать маршрут съемки таким образом, чтобы галсы проходили через равные расстояния, причем параллельные разрезы должны быть перпендикулярны береговой линии или изобатам. При планировании съемки необходимо обращать особое внимание на перемещение рыб, чтобы снизить временную погрешность, связанную с перемещением косяков в направлении движения исследовательского судна во время съемки. Этого можно добиться, проходя нечетные разрезы в одном направлении, а затем выполняя съемку по оставшимся четным разрезам. Следует также отметить, что в Каспийском море имеются значительные глубины. Поэтому съемку можно ограничить «более мелководными» участками (до 200 м), где только каждый второй разрез достигает больших глубин.

#### 2.4 Планирование траловой съемки

Цели траловой съемки могут меняться от изучения некоторого района для оценки распределения и относительной численности рыб, промысловой эффективности различных орудий и способов лова, до мониторинга состояния запасов и оценки ресурсов.

Не подвергаясь влиянию многих источников погрешности, вносящих искажения в промысловую статистику (Grosslein, 1969), съемки с целью мониторинга помогают оценить воздействие промысла на запасы, позволяя получить количественные представления об изменениях относительной численности и размерно-возрастной структуры основных запасов. Например, практика промышленного рыболовства меняется в соответствии со спросом и наличием ресурсов (во многих случаях - плотностью их концентрации), поэтому данные промышленности об улове на единицу усилия (CPUE) могут не являться надежными показателями абсолютной численности популяции за любой продолжительный период времени. Кроме того, промышленные орудия лова и методы поиска рыбных скоплений время от времени меняются, приводя к изменениям в данных по CPUE, которые

resulting in changes in CPUE which are difficult to evaluate. Properly conducted trawl surveys on research vessels are free of such biases because they use strictly standardized trawls and fishing methods, and because trawling is done at random (or systematic) pre-selected locations.

While there are many advantages to trawl surveys, it is important to keep their role in perspective. They are in many cases a necessary supplement to commercial statistics, but they cannot provide information on the size and composition of commercial catches, which is critical to any assessment of the effects of fishing. Care must be taken to make the best use of available resources in a proper mix of sampling commercial catches and conducting trawl surveys. In order to obtain the full benefits of research surveys, it is necessary that they be conducted regularly every year, and this represents a large investment in terms of research vessel time and scientific manpower. To ensure that the results justify the cost of a long time-series of surveys, it is important that the design of the survey is appropriate to meet its major objectives. While generic guidelines have been produced for the design and implementation of trawl surveys (e.g. Grosslein and Laurec, 1982), **each country or region should produce its own survey manual, tailored to its own specific characteristics and unique needs, and utilize its directives.**

### 2.4.1 Survey design

The aim of a survey design is to balance the need to obtain as precise an estimate of biomass as possible with financial and practical limitations. Essential characteristics of surveys include the use of standardized trawl gear and regular annual or seasonal sampling over the entire region inhabited by the priority fish stocks, taking into account their migration patterns.

The first step in survey design is to list all objectives of the survey, then to identify the specific data requirements and priority for each objective. These objectives will dictate the general design of the survey in terms of area, seasonal coverage, gear, etc., and all these must then be balanced against practical constraints such as available vessels and gear, and manpower. The choice of trawl is one of the most important decisions, and an optimum trawl design will depend on the size and type of vessel, available manpower, major species sought (demersal, semi-pelagic, etc.), type of bottom to be trawled, etc. The mesh size in the codend of the trawl should ensure that smaller fish than usual in commercial catches are retained.

The second step is the choice of area, season(s), depth range, and habitat types to sample, on the basis of the distribution of species or population of interest. Where a long time-series of data is to be collected, possible shifts in fish distribution should be accounted for. As many of the principal species (in terms of biomass) of potential interest as possible should be sampled. Pelagic and demersal species should be considered (many pelagic fish are vulnerable to bottom trawls at certain times of day in some seasons), and an adequate geographic and depth range should be covered to account for probable future expansion of fisheries. Sampling intensity can be adapted over time, with the edge of the survey area sampled lightly at the beginning of the time-series, and then intensified later as required.

Once the objectives of the survey (in terms of area, season, depth range, or habitat type) and mode of sampling (trawl type, vessel, etc.) are specified, the total area to be sampled can be divided into equal-size non-overlapping sampling units. The area (e.g. of seabed) swept by a single trawl haul ultimately represents the basic sample unit. Relative to the total area of the survey this is likely to be very small. In practice, therefore, each sampling unit is often defined



в результате с трудом поддаются оценке. Грамотно выполненная научно-исследовательская траловая съемка свободна от подобных проблем, поскольку использует строго стандартизированные тралы и способы лова, а также потому, что траления выполняются на произвольно (или по определенной системе) отобранных участках.

Траловые съемки обладают множеством достоинств, однако необходимо сохранить их роль в рыбохозяйственных исследованиях и на перспективу. Во многих случаях их результаты являются необходимым дополнением к промысловой статистике, однако они не могут дать информацию о величине и составе промышленных уловов, которая имеет важное значение для оценки различных форм влияния промысла на запас. Следует уделять особое внимание оптимальному использованию ресурсов, выделенных на проведение исследований, путем сочетания отбора проб из коммерческих уловов и выполнения траловых съемок. Чтобы максимально использовать все преимущества научных съемок, необходимо проводить их регулярно каждый год, а это предполагает большие капиталовложения в терминах необходимого для съемок судового времени и людских ресурсов. Чтобы расходы на получение с помощью съемки многолетних рядов данных были оправданы, важно, чтобы схема ее проведения отвечала основным поставленным целям. Хотя по планированию и проведению траловых съемок и имеются общие руководства (например, e.g. Grosslein and Laurec, 1982), каждая страна или регион должны разработать собственные пособия по съемкам с учетом внутренних особенностей и потребностей и следовать их положениям.

#### *2.4.1 Планирование съемки*

Цель планирования съемки заключается в том, чтобы обеспечить баланс между стремлением получить как можно более точную оценку биомассы запаса и финансовыми и практическими ограничениями. Основные характеристики съемок включают использование стандартных тралов и регулярное годовое или сезонное выборочное обследование всего района, в котором обитают изучаемые запасы рыб, с учетом путей их миграций.

На первом этапе планирования съемки следует составить перечень всех целей предстоящей съемки, затем установить особые требования к данным и приоритетность каждой цели. Эти цели будут определять общий план съемки, включая район и сроки проведения съемки, используемые орудия лова и т.д.; и все это затем должно быть соотнесено с практическими ограничениями, такими как наличие необходимых судов, орудий лова и специалистов. Выбор трала – одно из наиболее важных решений; оптимальная конструкция трала будет зависеть от размеров и типа судна, опыта и квалификации имеющихся специалистов, основных исследуемых видов (донные, «полупелагические» и др.), типа морского дна и т.д. Размер ячеи в кутке трала должен обеспечить удержание меньших по размеру рыб, чем в коммерческих уловах.

Второй этап – выбор района и сроков съемок, диапазона глубин и участков, на которых будет производиться отбор проб. Выбор осуществляется на основе известного распределения исследуемого вида или популяции. Если в задачу съемок входит сбор многолетних рядов данных, нужно учитывать возможные изменения в распределении рыб. Необходимо включать в план съемки максимально возможное число основных (с точки зрения биомассы их запасов) видов, представляющих потенциальный интерес. При планировании съемки следует принимать во внимание особенности поведения пелагических и демерсальных видов (многие пелагические виды рыб в некоторые сезоны в определенное время суток уязвимы для донного трала), а также адекватность географического и батиметрического диапазонов исследований, предполагаемому в будущем расширению зоны промысловых операций. Интенсивность отбора проб можно впоследствии скорректировать: начав отбирать пробы с малой интенсивностью у границы района исследований, затем (по мере накопления информации) повышать интенсивность до необходимого уровня.

Когда цели съемки (в терминах района, сезона, диапазона глубин или типа среды обитания исследуемого вида) и промыслово-технические условия ее проведения (тип трала, судна и др.) определены, весь район съемок можно разбить на одинаковые по размеру непересекающиеся участки

by a square or rectangle just large enough so that a standard trawl haul in any direction from the centre point will stay within the rectangle. The sampling units are then grouped into larger areas (usually called strata) whose geographic and depth boundaries are chosen on the basis of the density distribution of the fish. The process of stratification is treated in more detail in the section on stratified random sampling (section 2.1.2). The complete list of all sampling units is called the frame in sampling theory, and is equal to the total survey area in this case. Normally just one trawl haul is made in one sampling unit. The manner in which these sampling units (hereafter called trawl stations) are selected is crucial in the design of trawl surveys.

Proper sample design can provide measures of relative abundance (CPUE) that are unbiased in the sense that they are representative of the entire population of interest and can be compared from one year or season to the next. It is also important to have a statistically valid measure of the sampling errors associated with the mean catch per haul index, to help interpret the significance of differences observed between areas, seasons, and years.

Random pre-selection of trawl station locations is required. However, the optimum selection procedure to maximize precision of indices for a given number of hauls will depend on the specific survey objectives and prior knowledge of the density distribution of major species through time and space. Strata within a stratified sampling regime are usually based upon the density distribution of fish, so areas with high/medium/low densities are separated. Optimum allocation of trawl stations between strata is generally in proportion to the standard deviation of catch levels within the strata multiplied by the stratum size. Where the strata are not too small, allocation of trawl locations at random is usually preferred, because it is easy to calculate a valid estimate of variance and there is no risk of bias; the possible improvement in precision, if any, of systematic as opposed to random sampling will be small. At a larger geographic scale, stratified sampling will generally be more precise than systematic sampling.

For bottom trawl surveys, known areas of untrawlable seabed should be excluded in advance from the survey area in the stratification scheme. Careful records should be kept on locations of new rough-bottom areas encountered during each survey, with appropriate revisions in the sampling strata. Repair or replacement of gear plus lost time can be costly when attempting to trawl on rough substrata.

The number of randomly located trawls within a stratum can be proportional to stratum area. A two-stage adaptive sampling scheme can be used, with more stations placed into strata with large variation in catches. Surveys can be adapted over time, with strata grouped to allocate effort more efficiently, or a higher proportion of stations placed in high-density areas. Trawl duration can be optimized to minimize variance, but must remain practical.

Schnute and Haigh (2003) developed a convenient simulation model, based on the compound binomial-gamma distribution, to assist the planning and design of trawl surveys. It allows estimation of potential variances, tow-allocation strategies to be investigated, and potential

– единичные площади выборочного обследования (съёмки). Площадь (например, морского дна), протраленная за одно траление, в конечном счете, представляет собой основную единицу выборки. Скорее всего, она окажется незначительной по сравнению с общей площадью съёмки. Поэтому на практике каждая единичная площадь выборочного обследования часто устанавливается в виде квадрата или прямоугольника, достаточно большого, чтобы стандартное траление, выполненное в любом направлении из его центра, не вышло за границы этого прямоугольника. Единичные площади объединяются в более крупные районы (обычно называемые «стратами»), географические и батиметрические границы которых выбираются исходя из плотностного распределения рыб. Процесс стратификации детально рассматривается в разделе о стратифицированном случайном отборе проб (раздел 2.1.2). В рассматриваемом случае полная совокупность единичных площадей соответствует всей площади района съёмок. Обычно в одной единичной площади выполняется только одно траление. Способ, с помощью которого выбираются эти единичные площади, является решающим при планировании траловых съёмок.

Правильная схема отбора проб позволяет получить оценки относительной численности (CPUE), которые не содержат смещения в том смысле, что они представляют всю исследуемую популяцию, и их значения, полученные в разные годы или сезоны, будут сравнимы. Также важно иметь статистически обоснованную меру ошибок выборки, связанных со средним значением индекса «улов на траление», что поможет интерпретировать значимость наблюдаемых различий между районами, сезонами и годами.

Требуется, чтобы предварительный выбор траловых станций был случайным. Однако оптимальная процедура выбора, позволяющая получить максимально точные индексы для заданного числа тралений, будет зависеть от конкретных целей съёмки и имеющейся информации о плотностном распределении основных видов во времени и пространстве. Идентификация слоев при использовании стратифицированного режима отбора проб обычно основывается на плотностном распределении рыб, что позволяет разделить районы исследований на районы с высокой, средней и низкой плотностью рыбных скоплений. Оптимальное размещение траловых станций между стратами обычно пропорционально стандартному отклонению значений уловов в данном слое, умноженному на размер этого слоя. Если страты не слишком малы, обычно более предпочтительно произвольное размещение траловых станций, потому что в этом случае проще получить значимую оценку дисперсии и нет риска смещения. Если и есть возможность повысить точность оценок, то такая возможность при использовании систематического отбора проб по сравнению со случайным, будет невелика. При больших географических масштабах съёмки стратифицированный отбор проб обычно дает более точные результаты, чем систематический.

При выполнении съёмок с помощью донного трала из схемы стратификации нужно заранее исключить участки, непригодные для работы этим типом трала из-за особенностей морского дна. Необходимо тщательно регистрировать обнаруженные в процессе съёмок «неудобные» для донного трала участки и вносить соответствующие изменения в выборочные страты. При попытках использовать донные тралы на таких участках потери времени на замену или ремонт трала могут привести к значительным неоправданным расходам.

Количество произвольно расположенных траловых станций в границах одной страты может быть пропорционально площади страты. Можно использовать двухэтапную адаптивную схему выборки, при которой большее число станций выполняют в стратах, в которых наблюдается большой разброс в величине уловов. Съёмки можно корректировать в процессе их выполнения, объединяя страты с целью более эффективного распределения усилий или выполняя большую часть запланированных станций на участках с высокой плотностью запасов. Можно также оптимизировать продолжительность съёмок, чтобы снизить дисперсию до разумных пределов.

Для облегчения планирования траловых съёмок Шнютте и Хейг (Schnute and Haigh, 2003) предложили удобную имитационную модель, основанную на комбинации биномиального и гамма-распределения. Она позволяет оценить потенциальные дисперсии, исследовать стратегии по

survey results to be explored. In the 1980s Russian scientists (Kizner *et al.*, 1983, Kizner, 1989) developed and applied methodologies for the optimization of trawl and acoustic surveys, based on a model of dynamic distribution fields with variable density, imitating changes in fish stocks in time and space.

**All procedures and designs for surveys should be published as Standard Operating Procedures (SOPs).** These SOPs should include the standard routine procedures to be undertaken upon arrival at a survey station. The length of a haul should be standardized throughout the survey, as the catchability of species and sizes will depend on the trawl duration. The SOP should therefore include the method used to determine the duration of the tow (e.g. winch stop to winch start, trawl on bottom to start of winches, etc.) to ensure consistency and comparability between years.

#### **2.4.2 Designing an international research survey**

The main issue in designing an international research survey is standardization. Best practice is to develop a group to monitor and advise on the process, comprising representatives from all interested countries. Part of that group's terms of reference should be to ensure standardization of gears and protocols, addressing issues related to technical aspects of the gears, including technical specification and gear performance monitoring. Prior to initiation of the survey, the group should develop Standard Operating Procedures (SOPs) for the surveys, within a manual that should be followed by all survey participants. This also includes standardization of species identification, including the development and dissemination of user-friendly keys (including photographic keys) for problematic taxa, and development of common databases for (suitably anonymized) information – this standardizes the formats and data collection.

Any changes to the SOP (e.g. gear design, tow length) need to be calibrated against the previous design (section 2.4.3) so that changes can be incorporated into subsequent results, to assure continuity of the time-series.

The issue of who pays for surveys is difficult to answer. In ICES, the International Bottom Trawl Survey (IBTS) is funded by the European Union, acting as a central body (into which all parties contribute money). In other cases, cost may be proportional to the scale of the commercial catch, economic value of the resource, and area of territorial waters (and hence area to be surveyed). Where distribution is uneven, international agreement on the most equitable approach should be considered.

A key issue is the consolidation of data into a single easily accessible archived database. This will assist in the development of a common format for data collection. Systems already exist for the eastern Baltic Sea upon which approaches for the Caspian Sea could be based. The data should be housed in an appropriate location, from which reliable and secure internet access could be provided.

распределению тралений и изучить ожидаемые результаты съемки. Ранее, в 80-х годах прошлого столетия российскими специалистами была разработана и апробирована на практике методология оптимизации учетных тралово-акустических съемок на основе динамической модели поля с переменной плотностью, имитирующей изменения оцениваемого запаса во времени и пространстве (Кизнер и др., 1983, Кизнер, 1989).

Все процедуры и схемы съемок должны быть оформлены в виде «Стандартных рабочих процедур» (SOP). В них должны включаться стандартные процедуры, которым нужно следовать по прибытии на место выполнения траловой станции. Поскольку результативность траления зависит от его продолжительности, время одного траления должно быть стандартным в течение всей съемки. Поэтому в Стандартных процедурах должен быть приведен способ определения времени траления (например, от остановки лебедки до возобновления ее работы, от постановки трала в рабочее положение на дне до начала его выборки и т.д.), чтобы обеспечить согласованность и сопоставимость результатов за разные годы.

#### *2.4.2 Планирование международной научной съемки*

При планировании международной научной съемки главной проблемой является стандартизация. Практика показывает, что оптимальным решением является создание группы, которая будет следить за процессом и давать консультации; в ее состав должны войти представители всех заинтересованных стран. В техническое задание группы должны войти такие пункты, как обеспечение стандартного оборудования и протоколов, решение вопросов, связанных с техническими аспектами оборудования, включая техническую спецификацию и контроль работы оборудования. До начала запланированной съемки группа должна разработать «Стандартные рабочие процедуры» (SOP) в виде пособия, которым должны руководствоваться все участники съемки. Сюда также входит стандартный подход к определению видов, включая разработку и распространение удобных для пользователя опознавательных ключей (в том числе фотографических ключей) для проблемных таксонов, а также разработка общих баз данных для обезличенной информации, - это стандартизирует форматы и сбор данных.

Любые изменения в стандартной процедуре съемок (например, конструкции орудия лова, продолжительности траления) должны проходить калибровку относительно предыдущей схемы съемки (раздел 2.4.3), чтобы можно было внести необходимые коррективы в более поздние результаты и обеспечить целостность временных рядов.

Достаточно сложным остается вопрос об источниках и порядке финансирования международных съемок. В ИКЕС международные донные траловые съемки (IBTS) оплачиваются Европейским Союзом, который действует в качестве центрального органа, финансируемого всеми странами-членами Союза. В других случаях величина национальных затрат на проведение съемок может устанавливаться пропорционально масштабам коммерческого промысла, экономической стоимости ресурсов и площади территориальных вод (следовательно, района съемки). Если распределение вкладов участников оказывается неравномерным, следует рассмотреть вопрос о заключении международного соглашения о наиболее справедливом подходе к коллективному финансированию съемок.

Ключевой момент – объединение данных в единую базу данных со свободным доступом. Это позволит разработать единый формат для сбора данных. Такая система, опыт создания которой можно было бы использовать для Каспийского моря, уже существует для восточной части Балтийского моря. Собранные данные следует хранить в месте, из которого можно обеспечить надежный и защищенный доступ в Интернет.



### 2.4.3 Survey calibration

When survey gears or vessels are changed during the development of a time-series of data, it is important to compare the efficiency and selectivity of old and new gears and vessels, and to adjust catch species composition and other estimates accordingly using conversion factors (by length). These factors allow the catches taken prior to the change to be compared directly with those of the new gear.

Calibration factors can be developed through two main approaches: paired hauls where stations close in time and space are selected, on the assumption that fish density is the same in both places, and area-based methods, in which the fish density and size structure are assumed to be the same within particular strata. In both cases, the conversion factor is based on common statistical methods, being log-normally distributed catches combined with linear models accounting for gear and location and haul effects, or the relationship between the CPUE of the two gears (see further reading).

### 2.4.4 Escapement

During annual trawl surveys, catchability is assumed constant. Use of standard survey gear and sampling methods implies that the sampling gear always catches the same proportion of all fish accessible to it. Even if there is escapement, it is assumed to be proportional and hence that bias is consistent. Results then provide a good relative abundance estimate. However, at low fish densities, fish behaviour may be different from fish in larger schools. This could increase escapement, affecting estimates of catchability and indices of stock abundance. This is a potential issue for sturgeon in the Caspian Sea, given decreasing stock sizes.

Underwater video recordings can provide information on the behavioural dynamics of species in front of survey trawls (Godø *et al.*, 1999). Surveys under differing conditions of species abundance, different developmental stages, different environmental conditions, etc., are required to indicate whether escapement is constant or not. Underwater conditions must also be suitable, with a level of turbidity (for example) low enough to observe behaviour properly.

Modifications to the trawl gear in light of the video evidence, for example adding bag trawls underneath the main trawl to capture downward-escaping fish passing under the footrope, can be used to evaluate the relationship between fish density and survey catchability. Calibration experiments can then be performed (section 2.4.3). Readings of catchability effects by size can also be taken directly from video, if images are suitable (Albert *et al.*, 2003).

Summing the catch data from the standard trawl with modifications to eliminate escapement can approximate density of fish in the trawl mouth. Trawl efficiency is the ratio of the catch in the unmodified trawl (e.g. the main codend) to the sum of catches from the main trawl + modifications. Density effects can be examined graphically, or through linear modelling (Godø *et al.*, 1999).

While the swept area is assumed constant throughout a survey, it may change with depth (Koeller, 1991; von Szalay and Somerton, 2005). This has the potential to bias estimates and influence escapement. Where possible, use of electronic automatic trawl opening systems (e.g. SCANMAR) is recommended.

### 2.4.3 Калибровка съемок

Если в период формирования временных рядов произошли изменения в типах используемых в съемке типах орудий лова или, важно сравнить эффективность и селективность старых и новых орудий лова и судов, и затем скорректировать видовой состав улова и другие оценки с помощью коэффициентов пересчета. Эти коэффициенты позволяют сравнивать уловы, полученные до и после внесения изменений в промыслово-техническое обеспечение съемок.

Существуют два основных подхода к выводу калибровочных коэффициентов: сдвоенные траления, когда станции, близкие по времени и месту, выбираются из предположения, что плотность рыб на обеих станциях одинакова; и пространственно распределенные методы, в которых подразумевается, что в пределах одной и той же страты плотность и размерный состав рыб не меняются. В обоих случаях пересчетный коэффициент основан на общепринятых статистических методах, которые позволяют объединить логнормально распределенные уловы с линейными моделями, учитывающими влияние орудия лова, места и характеристик траления, или связь между значениями CPUE для двух типов трала (см. дополнительную литературу).

### 2.4.4 Уход рыбы из трала

Предполагается, что во время ежегодных траловых съемок уловистость постоянна. Применение стандартных орудий лова и методов отбора проб подразумевает, что орудия лова всегда захватывают одинаковую долю всех рыб, находящихся в зоне их действия. Даже если и наблюдается уход рыб из зоны действия орудия лова, предполагается, что это определенная доля, поэтому устойчиво смещение, связанное с уходом. При этих предположениях результаты расчетов обеспечивают хорошую относительную оценку численности. Однако при низкой плотности рыб их поведение может отличаться от поведения в крупных косяках. Уход при этом может возрасти, что влияет на оценку уловистости и индекс численности запаса. Потенциально это может наблюдаться при съемках осетровых в Каспийском море, учитывая снижение их запасов.

Информацию о динамике поведения видов перед тралом может дать подводная видеосъемка (Godø *et al.*, 1999). Требуется провести такие исследования при разной численности видов, на разных стадиях развития, при разных условиях окружающей среды и т.д., чтобы определить, является ли темп ухода константой или нет. Нужно также, чтобы условия видеосъемки были приемлемыми, т.е. чтобы, например, прозрачность воды была достаточно хорошей для наблюдения за поведением рыб.

По результатам видеоданных можно модифицировать трал, например, закрепить под основным тралом дополнительный («мешок»), чтобы удерживать рыб, уходящих из трала под его нижней подборой. Это позволит установить связь между глубиной нахождения рыб и уловистостью трала во время съемки (раздел 2.4.3). Если качество изображения достаточно высокое, зависимость уловистости от размера рыб можно определять непосредственно с видеозаписи (Alibert *et al.*, 2003).

Суммируя данные об улове стандартного трала, модифицированного для снижения ухода рыбы, можно получить приближенное значение плотности рыб в устье трала. Эффективность трала равна отношению улова в исходном трале (например, в основном кутке) к сумме уловов основного трала и его модификации. Влияние плотности можно исследовать графически или методами линейного моделирования (Godø *et al.*, 1999).

Хотя площадь стандартного траления (участок, протраленный стандартным тралом за стандартное время траления) считается постоянной в течение всей съемки, она может меняться с глубиной (Koeller, 1991; von Szalay and Somerton, 2005). Потенциально это может повлиять на уход рыбы из трала и привести к смещению оценок. Поэтому там, где возможно, рекомендуется пользоваться электронными автоматизированными системами контроля раскрытия трала (например, SCANMAR).



The stock assessment of sturgeon using trawl surveys of the shallower northern Caspian Sea has encountered problems related to the value of the catchability coefficients chosen for the trawl surveys. Alternative methods using passive gears, e.g. ring nets and fixed nets, for scientific surveys in this region have been suggested (Gerasimov *et al.*, 2005). However, before implementation, the new methodology should be calibrated with the existing trawl survey methods to assure consistency and comparability with the existing historical time-series indices.

#### 2.4.5 Data collection

The data to be recorded are determined by the methods through which the survey objectives are to be achieved; e.g. swept area method, length frequency analysis, age-structured assessments. In general, the data will include the gear specifications, haul-specific time and position at start and end of the tow, warp length, wing spread, bottom type, and depth. The catch record should include total weight caught, species composition by weight, and biological information for the selected key species.

Often it will not be possible to collect all the desired biological information at every station. The most important information must be collected first, and lower priority data collected as time allows. The minimum information at each station should include an accurate estimate of the total weight and the length frequency of major species; a small sample may suffice to estimate weight and length frequency for species of lower priority. Other biological studies (e.g. stomach contents) can use up much time and manpower. Reasonable limits on these types of sampling should be established in order to ensure that the basic population survey is adequately covered. Growth and mortality estimates of recruited sizes can often be obtained more cheaply from routine sampling of commercial catches.

Properly designed sampling procedures applied over a time-series of surveys can provide extremely valuable information even if the amount of sampling is small on any one survey, e.g. information on age and size at maturity, seasonal development of gonads, and qualitative observations on food of major predators. Making a list of all long-term survey objectives makes it less likely that important types of sampling may be omitted.

#### 2.4.6 Further reading

Lewy, P., Nielsen, J. R., and Hovgård, H. 2004. Survey gear calibration independent of spatial fish distribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61: 636–647.

Pelletier, D. 1998. Intercalibration of research survey vessels in fisheries: a review and an application. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 2672–2690.

### 2.5 Estimating catch-at-age

The majority of analytical stock assessments use age-based models (section 3.7). Obtaining age data by reading hard parts (Section 2.6) to supply these models is costly. In contrast, catch-at-length data are usually more plentiful, because collecting length information is relatively cheap. Length can provide some information on the age structure of the population, because age and length are correlated. However, there remains a need to convert catch-at-length into catch-at-age. This section details the approaches to collect appropriate length frequency data (sections 2.5.1 and 2.5.2). Approaches to convert catch-at-length to catch-at-age are detailed (sections 2.5.3–2.5.5).

При оценке запасов осетровых по результатам траловых съемок на мелководье Северного Каспия возникает ряд проблем, связанных, в частности, с выбором (оценкой) коэффициента уловистости трала. Для решения этой проблемы был предложен альтернативный метод учетных съемок с использованием пассивных орудий лова - обкидных и ставных сетей (Gerasimov *et al.*, 2005). Однако перед внедрением этой новой методологии в практику сырьевых исследований ее необходимо откалибровать относительно традиционных методов съемок, чтобы обеспечить сопоставимость результатов с имеющимися историческими временными рядами индексов запаса.

#### 2.4.5 Сбор данных

Методы достижения целей съемки (например, метод протральной площади, анализ частотного распределения длины особей, оценка возрастной структуры уловов) определяют, сбор каких именно данных будет осуществляться во время съемки. Обычно данные включают спецификацию орудий лова, время траления, координаты начала и окончания траления, длину ваеров, горизонтальное раскрытие трала, тип морского дна и глубину. Информация по уловам включает общий вес пойманной рыбы, видовой состав по весу и биологические данные об отдельных основных видах.

Часто не удается на каждой станции собрать всю нужную биологическую информацию. Сначала следует собирать наиболее важную информацию, а менее значимые данные, - если позволит время. Минимальная информация на каждой станции должна включать точную оценку общего веса и частотное распределение длин особей основных видов; небольшой пробы может оказаться достаточно, чтобы оценить вес и размерный состав менее приоритетных видов. Другие биологические исследования (например, анализ содержимого желудков), могут потребовать больших затрат времени и усилий. Следует установить разумные пределы для проведения этих видов выборочного обследования, чтобы обеспечить выполнение всех основных задачи учетной съемки. Оценки роста и смертности рекрутов, будет менее дорогостоящей, если выполнить ее во время регулярного отбора проб из промышленных уловов.

Хорошо спланированные процедуры отбора проб, применяемые для формирования многолетних временных рядов, позволяют получить информацию огромной важности, даже если общий объем проб, взятых во время одной из съемок, невелик. Например, информацию о возрасте и размере особей при наступлении половой зрелости, сезонности развития гонад и качественные данные по питанию основных хищников. Составление списка всех целей многолетних съемок снижает вероятность того, что будут упущены важные виды выборочного обследования.

#### 2.4.6 Дополнительная литература

Lewy, P., Nielsen, J. R. and Hovgård, H. 2004. Survey gear calibration independent of spatial fish distribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61: 636–647.

Pelletier, D. 1998. Intercalibration of research survey vessels in fisheries: a review and an application. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 2672–2690.

### 2.5 Оценка возрастного состава уловов

В большинстве аналитических процедур оценки запасов используются модели, основанные на возрастном составе уловов (раздел 3.7). Определение возраста по регистрирующим структурам (раздел 2.6) для использования в этих моделях является дорогостоящей процедурой. И напротив, данных о возрастном составе улова обычно много, потому что сбор информации о размерном составе обходится относительно дешево. Длина может дать информацию о возрастной структуре популяции, поскольку возраст и длина связаны между собой. Однако для этого необходимо преобразовать данные о размерном составе улова в данные о возрастном составе. В настоящем разделе описываются подходы к сбору данных о размерном составе улова (разделы 2.5.1–2.5.2). Подходы к преобразованию данных о размерном составе в данные о возрастном приведены в разделах 2.5.3–2.5.5.

### **2.5.1 Sampling for length frequency data**

The location in which length frequency data were sampled should be noted with the data. Fish should be sampled at random (see section 2.1.2), regardless of size. If fish are already pre-sorted by size and/or species, each pre-sorted section of the catch should be sampled independently, then raised to the catch of that size category. Assuming random samples from the population, the formulae presented in section 2.1.1 can be used to identify appropriate sample sizes per unit.

The ideal location for measuring fish is at the point of capture. All associated information (location, date, etc.) can then be recorded with accuracy. If samples are taken at a market, it is essential that the samplers have access to the necessary information to identify the correct origin of fish from which any sample is taken. This may be from the fishing log, or through conversation with the vendor. Even with this information, identification of the exact location of the catch may be impossible.

### **2.5.2 Data processing**

Where a random sample of a specific unit within the stratum of sampling is taken, this needs to be combined and raised to the level of the fleet/population. Where catches were pre-sorted by size, etc., prior to sampling and subsamples were taken, (sub)samples should first be raised to the catch of the pre-sorted categories (section 2.2).

### **2.5.3 Age or cohort slicing**

Age slicing divides a catch length range into different ages, partitioning it into catch-at-age. Size distributions are separated into age classes by assuming that there are distinct lengths which separate adjoining age classes. These lengths can be defined in a number of ways, often the length half-way between mean lengths-at-age predicted from a growth curve. This assumes equal variability in lengths at neighbouring ages. Whichever approach is used to select dividing lengths, it should be clearly stated, along with the growth curve used.

Age slicing is easy to use. However, it requires a number of assumptions, including that there is no overlap in length between cohorts. This assumption is not likely to be true, and hence there is the potential to overestimate the strength of a weak year class and to underestimate a strong year class. There also tends to be considerable overlap in length-at-age at older ages, biasing the number of older fish estimated.

### **2.5.4 Age-Length Keys (ALKs)**

Age-Length Keys (ALKs) are commonly used in the Caspian Sea to derive estimates of age structure. An ALK represents a matrix detailing the probability that a fish of a given length is of a particular age. They allow larger samples of fish only measured for length to be distributed over age groups according to the key. Use of ALKs assumes that the sample of aged fish and the sample of fish measured for length are random samples from the same population. Then, the probability that a fish is of a particular age, given its length, is the same for both samples. Indeed, the ALK should be applied to length data from the same time period, because variability in recruitment and survivorship at age will change the age-length composition over time. A single ALK should only be applied to size data from a number of years if growth is reasonably stationary,

### 2.5.1 Отбор проб для оценки частотного распределения длин особей

При представлении данных о частотном распределении длин в улове необходимо указывать место отбора проб. Особи отбираются произвольно (см. раздел 2.1.2), независимо от размера. Если рыбы уже рассортированы по размеру и/или видам, пробы из каждой отсортированной части улова нужно брать отдельно и затем пересчитывать на величину всего улова данной размерной категории. Допуская, что отбор проб из популяции осуществляется случайным образом, для определения приемлемого объема выборки можно использовать формулы из раздела 2.1.1.

В идеале рыб измеряют на месте поимки. Вся связанную с процедурой измерения информацию (местоположение, дату и др.) нужно регистрировать. Если пробы берутся на рынке, крайне важно получить всю необходимую информацию у продавца, чтобы определить происхождение рыбы, из которой берутся пробы. Это можно сделать, ознакомившись с промысловым журналом, или из беседы с продавцом. Однако даже при наличии этой информации определить точное место улова будет, вероятно, невозможно.

### 2.5.2 Обработка данных

Если из стандартной единичной площади съемки, расположенной в границах определенной страты, берется случайная проба, ее необходимо пересчитать на величину всей популяции или общего промышленного вылова. Если уловы были предварительно рассортированы по размеру и т.п., то до того, как будут отобраны пробы, их следует, прежде всего, пересчитать на величину общего улова рыб рассматриваемых размерных категорий (раздел 2.2).

### 2.5.3 Деление на возрастные группы, или когорты

Деление улова на разные возрастные группы, преобразует его в уловы по возрастам. Совокупность рыб разных размеров можно разделить на возрастные классы, допуская, что существуют определенные значения длины, которые являются границами между соседними возрастными группами. Эти значения можно определить различными способами, например, как длину, равную средней величине длин рыб в двух возрастах, найденных по кривой роста. Это предполагает равные колебания длины особей в соседних возрастах. Какой бы подход ни использовался при выборе граничных длин, следует четко определить, какая именно кривая роста была использована.

Деление на возрастные группы обычно не вызывает затруднений. Однако оно опирается на ряд допущений, включая то, что между когортами отсутствуют даже частичные совпадения по длине. Это предположение далеко от истины, поэтому возникает вероятность переоценки численности слабой возрастной группы и недооценки сильной возрастной группы. Кроме того, из-за замедления линейного роста в старших возрастных группах, возникает тенденция к значительному совпадению размеров, что приводит к погрешностям в оценках их численности.

### 2.5.4 Размерно-возрастной ключ (ALK)

Ключи возраст-длина (ALK) часто используются на Каспии для оценки возрастной структуры. Они представляют собой матрицу вероятностей соответствия особи определенной длины конкретному возрасту. Применение ALK позволяет ограничить обработку больших проб только промерами длины, чтобы затем с их помощью распределить попавших в пробу особей по возрастам. При использовании ALK подразумевается, что пробы, предназначенные для определения возраста и для измерения длины, являются случайными пробами из одной популяции. Тогда вероятность того, что рыба определенной длины относится к определенной возрастной группе, будет одинакова для обеих проб. Действительно, ALK нужно применять к данным по длине, относящимся к одному периоду времени, потому что колебания пополнения и выживаемости по возрастам со временем изменяют размерно-возрастной состав. Один и тот же ALK можно применять к размерным данным в течение нескольких лет только в том случае, если рост был относительно стабильным; при этом

and the approach of Kimura and Chikuni (1987) is used (see below). Suitable justification should be presented for multi-seasonal or multi-annual application of ALKs, because there could be serious bias.

When developing an ALK, length-stratified sampling is required to ensure that the required number of fish (determined by the variability of length-at-age) is available over all length groups. Developing ALKs is laborious, so optimal collection of information is desirable. Formulae exist to estimate the number of age determinations and length measurements necessary to guarantee a given level of accuracy (e.g. Oeberst, 2000). Care must be taken because considerable biases can result where the ALK does not contain data for all length groups in the length distribution, particularly at large size where individuals may be distributed over a wide range of ages.

A number of developments to ALKs have been put forward. Kimura and Chikuni (1987) outlined an extension of the ALK approach, iteratively determining the age structure from a length sample using the key from a different sample. The method can work well where the distributions of size for each age are close to those in the length frequency, but convergence can be slow. The reader is referred to that paper for more information.

### 2.5.5 MULTIFAN

MULTIFAN (Fournier *et al.*, 1990; an extension of Schnute and Fournier, 1980; <http://www.multifan-cl.org/>) is a likelihood-based analytical method for estimating growth and age composition parameters from multiple length frequency data sets. It uses a mixture of distributions approach, and allows the inclusion of biological constraints within the model. MULTIFAN makes a number of key assumptions, as described by Fournier *et al.* (1990). These are that 1) there is a normal distribution of lengths within each age class, around a mean length at age; 2) standard deviation of mean length at age varies as a simple function of that mean; and 3) growth follows the von Bertalanffy growth function.

The program varies the von Bertalanffy parameters and the number of age classes, and compares resulting fits of the probability of observing a fish at a given length interval so defined with the observed proportion of fish, using a log-likelihood function. The parameters estimated are 1) proportions within a sample at age; 2) mean length of the first age group; 3) mean length of the last age group; 4) von Bertalanffy parameter  $K$ ; 5) two parameters predicting the pattern of the standard deviation of length at age; 6) a parameter related to the overall variance of the sampling errors in the length frequency datasets; and 7) a parameter describing the age-dependent selectivity of the fishing process. If the age of the first age class is unavailable, MULTIFAN assumes that  $t_0$  is zero.

MULTIFAN is sensitive to the time interval chosen between samples, and the characteristics of catchability and selectivity in the data. There may also be a tendency to group the final age classes if mean lengths-at-age are not greatly different, or if there are small percentages of fish in those size ranges. Care must be taken not to constrain the bounds on mean lengths too greatly, particularly where growth variability is great. However, bounds must be sufficiently tight to ensure that the correct age class is associated with a mode. Care must also be taken to specify a sufficient parameter space for the program to search. This will help prevent identification of local minima during the search.



применяется подход Кимуры и Чикуни (Kimura and Chikuni, 1987) (см. ниже). Для продолжительного (многолетнего) применения ALK необходимо соответствующее обоснование, поскольку это может привести к серьезным ошибкам.

При разработке ALK стратифицированный по длинам отбор проб выполнялся таким образом, чтобы в пробах присутствовали необходимые количества рыб всех размерных групп. Требуемые количества определяются по результатам анализа вариабельности длин особей по возрастам. Разработка ALK является трудоемкой задачей, поэтому желательно собирать оптимальное количество исходной информации. Существуют специальные формулы для оценки количества определений возраста и измерений длины, необходимых для того, чтобы гарантировать заданный уровень точности (например, e.g. Oeberst, 2000). Могут возникнуть существенные ошибки, если ALK охватывает не все размерные группы, присутствующие в пробе, особенно старшие размерные группы, в которых особи могут быть распределены в широком диапазоне возрастов. В этом случае обоснование ALK требует особого внимания.

Подход, основанный на применении размерно-возрастных ключей, постоянно совершенствуется. Кимура и Чикуни (Kimura and Chikuni, 1987) предложили модификацию, представляющую собой итеративную процедуру для оценки возрастной структуры по результатам анализа размерной пробы с использованием ALK из другой пробы. Метод эффективен в случаях, когда распределения длин в каждом возрасте близко к частотным распределениям длины; однако сходимость этой процедуры может быть медленной.

#### 2.5.5 MULTIFAN

MULTIFAN (Fournier *et al.*, 1990; развитие работы Schnute and Fournier, 1980) <http://www.multifan-cl.org/>) является аналитическим методом оценки роста и параметров возрастного состава, основанный на принципе правдоподобия и использующий разнородные данные о частоте встречаемости длин особей. В методе используется комбинированный подход к построению частотных распределений и реализована возможность включения в модель биологических ограничений. MULTIFAN предусматривает ряд важных допущений (Fournier *et al.*, 1990): 1) В каждом возрасте распределение длины особей вокруг их средней длины подчиняется нормальному закону; 2) стандартное отклонение средней длины особей в каждой возрастной группе изменяется как простая функция этого среднего значения; 3) линейный рост рыб происходит по уравнению роста Бергаланфи.

Программное обеспечение этого метода, в алгоритме которого использована функция правдоподобия для логнормального распределения, позволяет изменять параметры уравнения Бергаланфи и количество возрастных групп и сравнивать полученные в результате вероятности попадания особи в заданный размерный диапазон с наблюдаемой долей рыб из этого интервала. При этом оцениваются следующие параметры: 1) доли возрастных групп в пробе; 2) средняя длина особей младшей возрастной группы; 3) средняя длина особей старшей возрастной группы; 4) параметр  $K$  уравнения Бергаланфи; 5) два параметра предполагаемого распределения стандартного отклонения длины по возрастам; 6) параметр, связанный с общей дисперсией ошибок выборки в данных по частоте встречаемости длин особей; 7) параметр, описывающий зависящую от возраста селективность промысла. Если по каким-либо причинам возраст первой возрастной группы не указан, MULTIFAN приравнивает параметр  $t_0$  уравнения Бергаланфи нулю.

MULTIFAN чувствителен к временному интервалу между пробами и к характеристикам уловистости и селективности орудий лова. При использовании метода допустимо объединить старшие возрастные группы, если средние длины особей в этих группах мало зависят от возраста или если доля рыб в этом размерном диапазоне невелика. Необходимо обращать особое внимание на то, чтобы не слишком жестко привязывать границы размерных диапазонов к средним длинам особей, особенно при больших различиях в темпах роста. Тем не менее, границы должны быть достаточно узкими, чтобы обеспечить соответствие возрастного класса модальному значению длины. При расчетах с помощью MULTIFAN необходимо также задать достаточно большое пространство параметров, в рамках которого программа будет искать решения. Это позволит предотвратить распознавание локального минимума во время поиска.

### 2.5.6 Further reading

- Baird, J. W. 1983. A method to select optimum numbers for aging in a stratified approach. In: Sampling commercial catches of marine fish and invertebrates. *In* Sampling Commercial Catches of Marine Fish and Invertebrates, pp. 161–164. Ed. by W. G. Doubleday and D. Rivard. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 66.
- Gavaris, S. and Gavaris, C. A. 1983. Estimation of catch at age and its variance for groundfish stocks in the Newfoundland region. *In* Sampling Commercial Catches of Marine Fish and Invertebrates, pp. 178–182. Ed. by W. G. Doubleday and D. Rivard. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 66.

## 2.6 Hard parts

Where hard parts show marks laid down at a regular time-interval, they can be used to age fish. Marks may be on a seasonal or annual scale (macro-increments), and comprise an opaque and translucent band that can be seen under a light microscope. Marks may also be laid down on a daily basis (micro-increments), which can be particularly useful when ageing larvae and juveniles. These require high-power microscopy or scanning electron microscopy to view. The formation and biomineralization of growth bands depends on many metabolic and environmental factors, including climate, migration, and nutrition. ***It is recommended that the nomenclature detailed in Kalish et al. (1995) be used when reporting all studies.***

### 2.6.1 Validation

Before increments in hard parts can be used for routine ageing, they must be validated (Beamish and McFarlane, 1983), confirming the periodicity of band formation to ensure that they can be used for accurate age reading. Failure to validate ages can lead to considerable errors in stock assessments.

Validation can be achieved through back-calculation and marginal increment analysis. However, the most conclusive approach is through mark-recapture techniques, including the use of markers such as oxytetracycline (Rien and Beamesderfer, 1994). Strontium chloride ( $\text{SrCl}_2$ ) can also be used where potential health concerns rule out the use of oxytetracycline.  $\text{SrCl}_2$  marks in sectioned otoliths can be seen under scanning electron microscopes with a Robinson backscatter detector (Clear *et al.*, 2000). Care must be taken to ensure that there is no change in the pattern of growth following the marking procedure. ***It must be stated whether validation was achieved in any study presented. There is also need to specify the ages for which validation has been achieved.***

### 2.6.2 Sampling for hard parts

A wide range of different hard parts has been used to age fish species. These include otoliths (generally sagittae, as used for kilka), scales (as used for kilka and mullet), fin spines (as used for sturgeon), and vertebrae (for some Gobiidae). Spines can be removed without major damage to the fish, which is a particular advantage where purchase of the fish in high value fisheries would otherwise be necessary to examine other hard parts.



### 2.5.6 Дополнительная литература

- Baird, J. W. 1983. A method to select optimum numbers for aging in a stratified approach. *In Sampling Commercial Catches of Marine Fish and Invertebrates*. Ed. by W. G. Doubleday and D. Rivard. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 66: 161–164.
- Gavaris, S., and Gavaris, C. A. 1983). Estimation of catch at age and its variance for groundfish stocks in the Newfoundland region. *In Sampling Commercial Catches of Marine Fish and Invertebrates*. Ed. by W. G. Doubleday and D. Rivard. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 66: 178–182.

## 2.6 Регистрирующие структуры

Если на регистрирующих структурах через регулярные промежутки времени откладываются метки, их можно использовать для определения возраста рыб. Отметки могут быть сезонными или годовыми (макро-прирост) и представлять собой темные матовые и полупрозрачные полоски, которые можно рассмотреть в обычный оптический микроскоп. Метки также могут откладываться ежедневно (микро-прирост), что особенно удобно при определении возраста личинок и молоди. Для изучения последних требуется мощный оптический микроскоп или сканирующий электронный микроскоп. Образование и биоминерализация ростовых колец зависит от многих метаболических и экологических факторов, включая климат, миграцию и питание. Хорошим справочником по вопросам, связанным с определением возраста, может служить работа Калиша и др. (Kalish *et al.*, 1995).

### 2.6.1 Проверка информативности возрастных меток

Прежде чем использовать образования на регистрирующих структурах для определения возраста, необходимо внимательно их изучить (Beamish and McFarlane, 1983), чтобы подтвердить, что периодичность образования ростовых меток гарантирует их пригодность для точного определения возраста. Если такое подтверждение не получено, это может привести к значительным ошибкам при оценке запасов.

Проверить это можно с помощью обратных расчислений и анализа маргинальных приростов ростовых меток. Однако наиболее надежный подход состоит в проведении мечения с помощью таких маркеров, как окситетрациклин (Rien and Beamesderfer, 1994). Можно также использовать хлорид стронция ( $\text{SrCl}_2$ ), если применение окситетрациклина исключается по соображениям потенциальной опасности для здоровья. Следы  $\text{SrCl}_2$  на спилах отолитов можно наблюдать в электронный микроскоп с детектором обратного рассеивания Робинсона (Clear *et al.*, 2000). Необходимо позаботиться, чтобы в характере роста после мечения не произошло никаких изменений. В отчетах по определению возраста следует указывать, проводилась ли такая проверка, и если проводилась – уточнить, для каких именно возрастных групп.

### 2.6.2 Отбор проб регистрирующих структур

Для определения возраста можно использовать самые различные твердые части тела рыбы. Это отолиты (обычно слуховые камни, как, например, у кильки), чешуя (используется у кильки и кефалевых), спинной плавник (используется у осетровых), а также позвонки (используются у некоторых видов бычков). Лучи спинного плавника можно изъять без особого вреда для рыбы. Это является особенно большим преимуществом в тех случаях, когда из-за невозможности определять возраст по плавникам, приходится нести значительные расходы на покупку рыбы, чтобы использовать для этой цели другие регистрирующие структуры.

Specific information must be collected corresponding to the individual from which the hard parts were taken, including species, a specific fish identification number (allowing samples to be traced back to the individual fish), specimen length and weight, date, fishing area (catch location by latitude and longitude or defined geographical area, e.g. river), country to which samples correspond, and additional biological information (e.g. sex, maturity).

### **Fin spine sampling**

Pectoral fin spines are often used for sturgeon (e.g. Stevenson and Secor, 1999), although care must be taken that species do not suffer from prolonged bleeding. They can be removed at the point of articulation and air-dried, before sectioning less than one centimetre distal to the articulation point. Soft tissue adhering to the spines can be allowed to decompose naturally. Fin spines can be preserved dry in a paper envelope, which should be kept in a cool place (refrigerated). The specimen data or identification number must appear on the envelope.

### **Otolith sampling**

There are a number of techniques for otolith removal, including taking a transverse head section (making a cut in the upper part or back of the head), frontal head section (passing above the eye and parallel to the major axis of the fish), or through the gill cavity (which can reduce visible damage to valuable fish). Otoliths are best stored dry in a tube or in an envelope. The specimen data or identification number must appear on the envelope or tube.

### **2.6.3 Reading**

Reading prepared hard parts develops an integer age for an individual fish, and by reference to the length of that individual, a length-at-age. Ages are developed relative to an assigned 'birthday' for a species. The birthday is usually related to the spawning period for a species. When ageing relative to a birthday, a complete annual ring will not be counted until this date is passed. For example, if the birthday were 1 June, a fish with a third annual ring that was just completed would be counted as a two-year-old until caught on or after 1 June.

Generally, readers should not be provided with additional information on the fish (e.g. length, date of capture), to avoid bias. Date of capture may be important when assigning ages around the birthday of the species.

A simple measure of the precision of hard-part age estimates from multiple readers is the individual average percentage error (IAPE). This can be calculated as:

$$\text{IAPE} = \frac{100}{N} \sum_{j=1}^N \left[ \frac{1}{R} \sum_{i=1}^R \frac{|X_{ij} - X_j|}{X_j} \right],$$

where  $N$  is the number of fish aged,  $R$  is the number of readings,  $X_{ij}$  is the  $i$ th age determination of the  $j$ th fish, and  $X_j$  is the mean age calculated for the  $j$ th fish.

По каждой особи, от которой взята проба регистрирующих структур, необходимо собрать конкретные данные, включая название вида, индивидуальный идентификационный номер (что позволяет проследить пробу до конкретной рыбы), длину и вес особи, дату и место поимки (координаты или определенный географический объект, например, река), страну, к которой относится проба и дополнительную биологическую информацию (например, пол, стадия половой зрелости).

### **Отбор проб лучей плавника**

Для определения возраста у осетровых рыб часто используются маргинальные лучи грудного плавника (например, Stevenson and Secor, 1999). При этом, однако, нужна особая осторожность, чтобы не вызвать длительное кровотечение. Лучи можно отсекают на расстоянии менее одного сантиметра от места сочленения, предварительно обнажив их в месте разреза и подсушив на воздухе. При этом допускается естественное разделение мягких тканей, прилегающих к лучам плавника. Отсеченные лучи плавника следует хранить в сухом виде в бумажном конверте, помещенном в прохладное помещение (холодильную камеру). На конверте необходимо указать дату отбора или идентификационный номер образца.

### **Отбор проб отолитов**

Существует ряд методов изъятия отолитов, включая поперечное сечение головы (в верхней или задней части головы), фронтальное сечение головы (над глазом, параллельно основной оси рыбы) или через жаберную полость (это может уменьшить видимое повреждение ценной рыбы). Отолиты лучше всего хранить в пробирке или конверте. На пробирке или конверте необходимо проставить дату или идентификационный номер образца.

### *2.6.3 Чтение возраста*

Изучение подготовленных образцов регистрирующих структур позволяет определить возраст конкретной особи, а с учетом известной длины этой особи, - соотношение возраст - длина. Возраст определяется относительно установленного «дня рождения» особи. День рождения обычно связан с нерестовым периодом вида. Когда возраст определяется по отношению ко дню рождения, полное годовое кольцо учитывается только после наступления этой даты. Например, если день рождения – 1 июня, рыбы с третьим, только что сформировавшимся кольцом будут считаться двухлетками до наступления 1 июня.

Обычно, чтобы избежать ошибок при определении возраста, исследователи не должны получать доступ к дополнительной информации об особи (например, о длине рыбы или дате ее поимки). Дата поимки может иметь важное значение для определения возраста, если возраст оказывается близким к дате дня рождения данной особи.

Простая мера точности определения возраста по регистрирующим структурам несколькими специалистами представляет собой индивидуальную среднюю погрешность в процентах ( IAPE). Она рассчитывается по формуле:

$$IAPE = \frac{100}{N} \sum_{j=1}^N \left[ \frac{1}{R} \sum_{i=1}^R \frac{|X_{ij} - X_j|}{X_j} \right],$$

где  $N$  – количество особей, отобранных для определения возраста;  $R$  – количество определений;  $X_{ij}$  –  $i$ -тое определение возраста  $j$ -той рыбы; а  $X_j$  – средний возраст, рассчитанный для  $j$ -той рыбы.

### **2.6.4 Microconstituent analyses**

Microconstituent analysis refers to the examination of trace elements occurring in hard parts (Arai *et al.*, 2002). Particular elements are incorporated into otoliths (and fin spines, although they are not metabolically inert) in direct proportion to their availability in ambient water or food. Therefore, fish from different locations may incorporate different mixtures of elements in their hard parts, forming an elemental fingerprint unique to the area/stock. Analysis of otolith microconstituents therefore has the potential to measure a number of life history characteristics. They may be used for validation, and to study homing fidelity, nursery origins (where juvenile otoliths are examined), stock structure, migration rates etc. For example, strontium : calcium ratios have been used to reconstruct the chronology of migration among salinity environments for diadromous salmonids (Zimmerman, 2005).

### **2.6.5 Further reading**

Panfili, J., De Pontual, H., Troadec, H., and Wright, P. J. (Eds). 2002. Manual of Fish Sclerochronology. Ifremer-IRD Co-edition, Brest, France. 464 pp.

#### 2.6.4 Анализ микрокомпонентов

Анализ микрокомпонентов означает исследование следов различных элементов в регистрирующих структурах (Arai *et al.*, 2002). Отдельные элементы входят в состав отолитов (и лучей плавников, хотя метаболически они и не инертны) прямо пропорционально их наличию в воде или пище. Поэтому у рыб из разных районов регистрирующие структуры могут иметь разный состав элементов, образующих элементный «отпечаток», свойственный исключительно данному району/запасу. Поэтому потенциально анализ микрокомпонентов отолитов можно использовать для измерения ряда характеристик жизненного цикла рыб. Их можно использовать для проверки информативности возрастных колец, для изучения инстинкта «хоминга», происхождения молоди (если исследуются отолиты мальков), структуры запасов, скорости миграции и др. Например, соотношение стронция и кальция применялось при воссоздании хронологии миграции (диадромных) лососевых рыб в соленой среде (Zimmerman, 2005).

#### 2.6.5 Дополнительная литература

Panfili, J., de Pontual, H., Troadec, H., and Wright, P. J. (Eds). 2002. Manual of Fish Sclerochronology. Brest, France. Ifremer–IRD co-edition. 464 pp.

---

### 3. Stock assessment

The objective of fish stock assessment is to estimate the current status of exploited stocks, and to predict what will happen in terms of future yields, biomass levels (sustainability) and value of the catch if the level of fishing effort remains the same or is changed by management (section 4). This section details a number of ways in which current status can be assessed. Available data and national approaches to assessment discussed in the Sustainable Management of Caspian Fisheries Programme (October 2005) are presented in Tables 1 and 2.

---

### 3. Оценка запасов

Цель оценки запасов заключается в определении текущего состояния эксплуатируемых запасов и прогнозировании перспектив в терминах будущих уловов, уровней биомассы (устойчивости) и стоимости улова, если уровень промыслового усилия останется прежним или изменится в соответствии с применяемым управлением (Раздел 4). В данном разделе рассматривается несколько методов оценки текущего состояния запаса. Доступные данные и национальные подходы к оценке запасов, обсуждавшиеся в рамках Программы устойчивого управления каспийским рыболовством (октябрь 2005 г), представлены в таблицах 1 и 2.



Table 1. Data inventory

	Information	Azerbaijan	Iran	Kazakhstan	Russia	Turkmenistan
1	Catch	*)	From 1990 by month and region for kilka, kutum	From 1960 by year for sturgeon and all commercial bony fish species in the Ural river	*)	*)
2	Age composition	For sturgeon and kilka from 2002	*)	From 1990 for all sturgeon, carp, catfish, pikeperch, roach, Caspian asp, bream	*)	*)
3	Size composition, length, weight, VBF	For sturgeon and kilka from 2002	From 1990 for kilka, sturgeon and bony fish	From 1990 for all sturgeon, carp, catfish, pikeperch, roach, Caspian asp, bream	*)	*)
4	Maturity-at-age	For sturgeon and kilka from 2002	From 1990 at age for sturgeon, kilka	From 1990 for all sturgeon, carp, catfish, pikeperch, roach, Caspian asp, bream	*)	*)
5	Natural mortality	Kilka	From 1990, kutum, kilka mullet, sturgeon	*)	*)	*)
6	Total mortality	*)	From 1990 for kilka, mullet and kutum	*)	*)	*)
7	Fishing effort	For sturgeon and kilka from 2002	From 2003 for sturgeon	From 1990 for sturgeon	*)	*)
8	CPUE	For sturgeon and kilka from 2002	For all species of sturgeon, bony fish and kilka	From 1990 for sturgeon	*)	*)
9	Abundance from trawl survey	For sturgeon and kilka from 2002	Sturgeon 2002, kilka 1990, data in some years; bony fish from 2006.	From 1994 for sturgeon in the north Caspian, from 2002 for the middle Caspian (Kazakhstan waters)	*)	*)
10	Juveniles — artificial breeding	For sturgeon from 1996	Kutum from 1985 until the present	From 1998 for sturgeon	*)	*)
11	Juvenile survey	For sturgeon from 2002	From 2002 for kutum and sturgeons	From 2002 for sturgeon	*)	*)
12	Illegal fishing	*)	*)	*)	*)	*)

\*) No information

Таблица 1. Доступные данные

Страна Данные	Азербайджан	Иран	Казахстан	Россия	Туркменистан
1. Годовой улов	*)	Для кильки и кутума по месяцам и районам с 1990 г.	Для всех видов осетровых и промысловых частиковых рыб по реке Урал с 1960 г.	*)	*)
2. Промысловое усилие	Для осетровых и килек с 2002 г.	Для всех видов, попавших в пробы	Для осетровых с 1990 г.	*)	*)
3. Улов на единицу усилия	Для осетровых и килек с 2002 г.	Для всех видов осетровых, костистых и кильки	Для осетровых с 1990 г.	*)	*)
4. Возрастной состав (в %)	Для осетровых и килек с 2002 г.	*)	Для всех видов осетровых, судака, леща, сазана, жереха, воблы, сома с 1990 г.	*)	*)
5. Численность по возрастам (в шт.)	Для осетровых и килек с 2002 г.	Для осетровых с 2002 г., для кильки - с 1990 г. по некоторым годам. Для костистых рыб планируется с 2006 г.	Для осетровых северного Каспия с 1994 г., для среднего Каспия (казахстанский сектор) с 2002 г.	*)	*)
6. Размерный состав, длина, масса, функция Бергаланффи	Для осетровых и килек с 2002 г.	Для кильки, осетровых и костистых рыб с 1990 г. Для кильки частота встречаемости длины, веса с 1999 г.	Для всех видов осетровых, судака, леща, сазана, жереха, воблы, сома с 1990 г.	*)	*)
7. Половозрелость по возрастам	Для осетровых и килек с 2002 г.	Для кильки и осетровых с 1990 г.	Для всех видов осетровых, судака, леща, сазана, жереха, воблы, сома с 1990 г.	*)	*)
8. Естественная смертность	*)	Для кутума, кильки, кефали и осетровых с 1990 г.	*)	*)	*)
9. Общая смертность	*)	Для кильки, кефали и кутума с 1990 г.	*)	*)	*)
10. Молодь и скусственного разведения	Для осетровых с 1996 г.	Для кутума с 1985 г.	Для осетровых с 1998 г.	*)	*)
11. Мальковая съемка	Для осетровых с 2002 г.	Для кутума и осетровых с 2002 г.	Для осетровых с 2002 г.	*)	*)
12. Нелегальный промысел	*)	*)	*)	*)	*)

\*) – информация отсутствует

Table 2. Methods inventory

Methods	Azerbaijan	Iran	Kazakhstan	Russia	Turkmenistan
<i>Growth (von Bertalanffy model)</i>	Kilka	Kutum, kilka, mullet, sturgeon (from gillnet i.e. not including juveniles)	*)	*)	*)
<i>Natural mortality (e.g. Pauly)</i>	Kilka	Kutum, kilka, mullet,	*)		
<i>Abundance survey</i>	Kilka cone net, sturgeon bottom trawl	Sturgeon bottom trawl, kilka acoustics, pelagic trawl	Sturgeon bottom trawl	Sturgeon bottom trawl	Sturgeon bottom trawl (by Russia)
<i>CPUE</i>	*)	For all species of sturgeon, bony fish and kilka	Sturgeon some years	*)	*)
<i>Population model</i>	Biostatistical method for stellate sturgeon	Length cohort analysis (Jones), bony fish	Biostatistical method sturgeon in Ural	Biostatistical method and modifications, sturgeon, kilka, herring, bony fish in Volga and Caspian	*)
<i>Integrated model (ICA)</i>	Kilka	*)	*)	*)	*)

\*) No information

Таблица 2. Методическое обеспечение оценки запасов (по видам)

Метод	Азербайджан	Иран	Казахстан	Россия	Туркменистан
Модель роста (по Бергаланффи)	Кильки	Кутум, кильки, кефалевые, осетровые (взрослые особи)	*)	*)	*)
Методы оценки естественной смертности	Кильки	Кутум, кильки, кефалевые	*)	*)	*)
Учетная съемка (орудия лова)	Кильки (конусная сеть); осетровые (донный трал)	Осетровые (донный трал), кильки (акустическая съемка, пелагический трал)	Осетровые (донный трал)	Осетровые (донный трал)	Осетровые (донный трал, выполняла Россия)
Статистический анализ CPUE	*)	Всех виды осетровых, костистых рыб и кильки	Осетровые (за отдельные годы)	*)	*)
Модель популяции	Стерлядь (биостатистический метод)	Костистые рыбы (анализ размерных когорт по Джонсу)	Уральские осетровые (биостатистический метод)	Осетровые, кильки, сельдьевые и костистые рыбы (когортные модели)	*)
Интегрированный анализ уловов (ISA)	Кильки	*)	*)	*)	*)

\*) – информация отсутствует

## 3.1 Acoustic data processing

### 3.1.1 Echograms

The echogram is a pictorial representation of an echosounder's output. Raw data recorded on acoustic surveys tend not to be directly suitable for processing. First, the echograms will need cleaning, which is usually possible in the processing software. Areas where the vessel has slowed down for turning, shooting gear (e.g. trawl), etc., need to be excluded. Also the echoes from fish close to the bottom are liable to coincide with the much stronger echo from the seabed. It is important to ensure that the seabed echo is excluded from the integration. If it is even partly integrated, the result is a huge overestimation of fish density. Exclusion is usually achieved by creating a bottom line, which may be offset by a few decimetres from the sounder-detected bottom. The same applies to the "surface", i.e. the top of the echogram. Bad weather can cause aeration at the top of the echogram, and these marks will equally overestimate fish density. Again, creating a surface line above which data are excluded resolves this. Additionally, a signal threshold can be applied to remove 'noise', i.e. unwanted signals produced by echo sounder, whether it is electronic noise in equipment, acoustic reverberation or the merged echoes from non-target species. This noise obscures the smaller echoes that should be measured. By applying a signal threshold, any echo smaller than the proportion will be excluded.

The next phase is to identify targets of interest in the echogram and to use the information for stock assessment. For the purpose of this manual we distinguish between two approaches to obtain quantitative information from the echogram. Target counting is likely to be most useful for individual (non-schooling) targets such as sturgeon. The second approach integrates the acoustic energy of a selected area and is likely to be more applicable to schooling fish or fish aggregations. Both approaches can be adapted in parallel for a given dataset (MacLennan and Simmonds, 1992; Simmonds and MacLennan, 2005).

- **Target counting.** When fish are well separated from each other, it may be possible to detect the echoes from individual fish. Enumeration of these echoes might be used to determine the density of fish within the acoustic beam, so it is important also to determine the sampled volume within which the targets are counted (Foote, 1991). The echoes can also provide information about the fish size distribution. If echoes from two or more fish are received at the same time, it is not possible to determine a usable target strength (TS), and echoes must be ignored. To obtain good estimates of the TS it is advisable to measure TS when the mean density of the observed fish is low enough, and if the width of the TS distribution is sufficiently narrow to ensure that the proportion of errors due to coincident multiple targets is acceptably small.
- **Echo integration.** The echo integrator is normally implemented in software within the echosounder or processing computer. The integrator sums or interprets the energy in echoes returned from selected parts of the echogram, such as selected depth strata or polygons drawn around marks. The echo-integrator sums the echo energy by squaring digitized voltages sampled by the echosounder, then summing the results with respect to time or distance, over depth intervals corresponding to the depth channels or polygons. When little information is known about the acoustic characteristics or signatures of the species present, echo integration can be done on a coarse scale by creating horizontally stratified depth layers from the seabed. Densities can then be split up to species or genus level by separating the acoustic energy based on the species composition of the catch (see below). Alternatively, when species are acoustically distinguishable in schools, an echogram can be scrutinized and target clusters selected by drawing polygons around the fish aggregations.

### 3.1 Обработка акустических данных

#### 3.1.1 Эхограмма

Эхограмма – это графическое представление результатов работы эхолота. Первичные данные, записанные во время акустической съемки, не поддаются непосредственной обработке. Во-первых, эхограммы нужно «чистить», что обычно осуществляется с помощью специального программного обеспечения. Исключаются участки, на которых судно снизило скорость для выполнения поворота, постановки орудия лова (например, трала) и др. Кроме того, эхосигнал от рыб, находящихся у дна, может совпадать с гораздо более сильным эхосигналом от морского дна. Важно убедиться в том, что эхосигнал морского дна исключен из суммарного сигнала. Даже если он присутствует в нем только частично, плотность рыб будет значительно переоценена. Этого можно добиться, создав условную «линию дна», которая на несколько дециметров выше линии дна, обнаруженного эхолотом. То же относится и к «поверхности», т.е. верхней части эхограммы. Плохие погодные условия показывают аэрацию в верхней части эхограммы, что приводит к такой же переоценке плотности рыб. И в этом случае решить проблему поможет создание «линии поверхности» и исключение из эхограммы всех записей выше этой линии. Кроме того, можно использовать пороговое значение сигнала, чтобы убрать «шум», т.е. нежелательные сигналы, сгенерированные самим эхолотом, включая электронные шумы оборудования, акустическую реверберацию или смешанный сигнал от нецелевых видов. Этот шум скрывает более слабые полезные сигналы, которые должны быть измерены. Применение порогового сигнала позволяет исключить любой сигнал, меньший определенного значения.

Следующий этап – идентификация целей исследования на эхограмме и использование этой информации для оценки запасов. В этой работе мы выделяем два подхода к получению количественной информации из эхограммы. Непосредственный подсчет, вероятно, наиболее удобен для отдельных (не стайных) целей, таких, как осетровые. Второй подход интегрирует акустическую энергию выбранного участка и, вероятно, более применим к косякам или большим скоплениям рыб. Оба подхода можно адаптировать параллельно для имеющегося массива данных (MacLennan and Simmonds, 1992; Simmonds and MacLennan, 2005).

- **Подсчет целей.** Когда рыбы находятся на достаточном расстоянии друг от друга, можно различать эхосигналы от отдельных рыб. Подсчет этих сигналов можно использовать для определения плотности рыб в акустическом луче, поэтому важно также определить объем обследованной эхолотом воды, в котором подсчитываются обнаруженные цели (Foote, 1991). Эхосигналы могут дать информацию о размерном распределении рыб. Если эхосигналы от двух или более рыб получены одновременно, определить полезную силу цели (TS) невозможно, поэтому эхосигналами необходимо пренебречь. Чтобы получить хорошую оценку TS, рекомендуется измерять TS, когда средняя плотность наблюдаемых рыб достаточно низка, и если ширина распределения TS достаточно мала, чтобы обеспечить приемлемо малую долю погрешности, вызванную совпадением многочисленных целей.
- **Эхоинтеграция.** Функция интегрирования отраженных сигналов обычно вводится в программное обеспечение эхолота или компьютера, на котором обрабатывается поступающая от эхолота информация. Эхоинтегратор суммирует или интерпретирует энергию отраженных сигналов на определенных участках эхограмм, например, соответствующих выбранному диапазону глубины. Интегратор суммирует интенсивности эхосигналов, принятых гидролокатором и представленных в виде квадратов оцифрованных значений их напряжения, а затем суммирует полученные результаты по времени или расстоянию в соответствии с выбранными полигонами или диапазонами глубин. Когда имеется мало информации об акустических характеристиках исследуемых видов, интеграция эхосигналов осуществляется в укрупненном масштабе, с помощью выделения горизонтально стратифицированных по глубине слоев, начиная от морского дна. Полученные таким образом плотности обнаруженных скоплений можно разбить по видам или родам рыб путем разделения акустической энергии с учетом видового состава улова (см. ниже). Если отдельные виды в косяках акустически

The elementary distance sampling unit (EDSU) is the length of cruise track along which the acoustic measurements are averaged to give one sample. The survey is conducted by collecting a series of samples from contiguous sections of track, each 1 EDSU long. Each sample is considered to be representative of the fish density at the centre of the corresponding EDSU (MacLennan and Simmonds, 1992; Simmonds and MacLennan, 2005). This could be set as a distance or time interval, and its size depends on survey length.

### 3.1.2 Species target strength

The TS is a logarithmic measure of the proportion of the incident<sup>3</sup> energy backscattered by the target. It is essential for biomass and fish number calculations. Species- and length-specific values of TS are available in the literature (see Table 3); they can be calculated or they can be obtained *in situ* during an acoustic survey. As many commercially targeted species are endemic to the Caspian Sea, the use of existing TS relationships in the literature might not be suitable. It should be determined whether obtaining *in situ* TS estimates for the different species is possible. Alternatively, TS can be calculated using length and or weight information from the trawl catch.

The TS of one fish of length  $L$  is:

$$TS_1 = b_n + m_n \log(L),$$

or alternatively:

$$TS_1 = (20\log L + b_{20}),$$

$b_n$ ,  $b_{20}$  and  $m_n$  being constant for a given species  $n$  (see Table 3 for examples from literature for species related to those in the Caspian Sea). If these TSs are not available for Caspian species, values may be available for similar species (e.g. clupeids) from the literature.

The TS of 1 kg of fish has the same form, with different constants:

$$TS_w = b_w + m_w \log(L).$$

#### Target shape and orientation

With the exception of a perfectly spherical target, or one that is very small compared with a wavelength, the scattered sound field depends on the target's shape and its position relative to the incident wave direction. The TS is still defined in the same way, but generally is a function of shape and orientation as well as the material properties of the target. The dominant reflecting organ of fish is the swimbladder, but also the body. The TS of such an object is strongly influenced by tilt angle (MacLennan and Simmonds, 1992; Simmonds and MacLennan, 2005).

<sup>3</sup> The energy transmitted by the transducer.



неразличимы, применяется альтернативный подход: после тщательного изучения эхограммы целевые группы выделяются на ней путем заключения в многоугольники.

Элементарный интервал усреднения (EDSU) – это пройденное судном расстояние, усредненное значение акустических замеров вдоль которого считается одной пробой. Съёмка выполняется посредством отбора серии проб из смежных участков по курсу судна, длиной 1 EDSU каждый. Считается, что каждая проба характеризует плотность рыб в центре соответствующего элементарного участка усреднения (MacLennan and Simmonds, 1992; Simmonds and MacLennan, 2005). Эта величина может быть представлена в виде временного или размерного интервала, а ее значение зависит от протяженности съёмки.

### 3.1.2 Сила цели

Сила цели (TS) – логарифмическая мера доли энергии падающей звуковой волны<sup>3</sup>, отраженной целью. Она имеет существенное значение для расчета биомассы и численности рыб. Значения TS для конкретных видов и длин приводятся в литературе (см. таблицу); их можно рассчитать или определить на месте, во время акустической съёмки. Поскольку многие промысловые виды Каспийского моря являются эндемиками, приведенные в литературе значения TS могут оказаться для них неприемлемыми. Необходимо выяснить, возможно ли оценить TS для различных видов на месте. Альтернативную оценку TS можно рассчитать на основе информации о длине и/или массе рыб, полученной из траловых уловов.

TS одной рыбы длиной L составляет:

$$TS_1 = b_n + m_n \log(L),$$

Или:

$$TS_1 = (20 \log L + b_{20}),$$

$b_n$ ,  $b_{20}$  и  $m_n$  - константы для конкретного вида n (см. таблицу, в которой приведены литературные примеры для видов, родственных каспийским). Если для некоторых каспийских видов значения силы цели отсутствуют, можно воспользоваться величинами TS, приведенными в литературе для схожих видов (напр., для сельдевых).

Формула для оценки TS 1 кг рыбы имеет тот же вид, но другие постоянные:

$$TS_w = b_w + m_w \log(L).$$

#### Форма и ориентация цели

За исключением абсолютно сферической цели или той, которая очень мала по сравнению с длиной волны, поле рассеяния звука зависит от формы цели и ее положения в пространстве относительно направления падающей звуковой волны. От этого зависит и сила цели, однако обычно она рассматривается как функция не только формы и угла наклона, но также и свойств тканей цели. Главным отражающим органом рыбы является плавательный пузырь, однако большое значение в этом контексте имеет и тело рыбы. На силу цели такого объекта большое влияние оказывает угол между центральной осью тела рыбы и направлением распространения звуковой волны (MacLennan and Simmonds, 1992; Simmonds and MacLennan, 2005).

<sup>3</sup> - энергия, излучаемая антенной гидролокатора.

Table 3. Target strength measurements of species related to those found in the Caspian Sea, summarized from literature. Target strengths of each species can be calculated using  $TS = (20\log L + b_{20})$  or  $TS = b_n + m_n \log(L)$ . D, day only; N, night only; A, any time (D + N averaged); excerpt from Simmonds and MacLennan (2005).

Species	Location	Length (cm)	Mean length (cm)	Time of day	Frequency (kHz)	m (dB)	b (dB)	$b_{20}$	Reference
<i>Clupea harengus</i>	NE Atlantic	7-27	18.8	A	38	20.1	-71.5	(-71.3)	Edwards <i>et al.</i> , 1984
	Northern North Sea	24-34	28.5	N	38			-72.1	Foote, 1987
	Iceland	9-33	21.5	N	38			-73.2	Halldorsson and Reynisson, 1983
<i>Sprattus sprattus</i>	Norwegian fjord		32.8	D	38			-71.1	Misund and Beiltestad, 1996
	N. Baltic, coastal	6-24	13	N	70	21.7	-75.5	-69.9	Rudstam <i>et al.</i> , 1988
	Norwegian fjord	22-33	28	D	70			-72.3	Misund and Øyvredal, 1988
Mixed herring/sprat	North Sea	9-15	12.6	N	30			-69.1	Robinson, 1983
	North Sea		7.15	N	30			-70.7	Robinson, 1983
	Kattegat/Skagerak	19-26	21	A	38			-72.6	Degnbol <i>et al.</i> , 1985
<i>Engraulis ringens</i>	N.E. Atlantic	12-21	16.6	A	38			-73.4	Edwards <i>et al.</i> , 1984
	S.E. Baltic	7-19	13.8	N	120			-73.1	Degnbol <i>et al.</i> , 1985
	N.E. Atlantic	12-21	16.6	A	120			-76.0	Edwards <i>et al.</i> , 1984
<i>Engraulis capensis</i>	Peru	10-16	12.8	A	38			-78.9	Gutierrez and MacLennan, 1998
	Peru	10-13	11.3	A	120			-76.2	Gutierrez and MacLennan, 1998
	S.E. Atlantic	7-14		N	38	19.5	-75.6	-76.1	Barange <i>et al.</i> , 1996
<i>Oncorhynchus nerka</i>	Canadian lakes		51	N	38			-61.9	Mulligan and Kieser, 1986
	Lake Kuttara (Japan)	11-25		N	50			-66.0	Iida <i>et al.</i> , 1991
	Canadian lakes		4.5	N	420			-65.4	Burczynski and Johnson, 1986
<i>Osmerus mordax</i>	Canadian lakes		7.2	N	420			-66.9	Burczynski and Johnson, 1986
	N. American lakes	2-16		N	120	19.9	-67.8	(-67.9)	Rudstam <i>et al.</i> , 1988
<i>Alosa pseudoharengus</i>	N. American lakes	2-15		N	70	20.5	-64.2	-63.6	Warner <i>et al.</i> , 2002
Jellyfish									
----- Mean TS (dB) ----- Reduced TS (dB) -----									
<i>Aurelia aurita</i>	Black Sea		9.5		120		-60.2	-79.8	Mutlu, 1996
			9.5		200		-64.3	-83.9	Mutlu, 1996
			11.5		200		-62.5	-83.7	Mutlu, 1996
<i>Aequorea aequorea</i>	Washington		15.5		120		-57.1	-80.9	Mutlu, 1996
			15.5		200		-56.5	-80.3	Mutlu, 1996
<i>Bolinopsis</i> sp.	Washington		4.2		420		-64.8	-77.3	Wiebe <i>et al.</i> , 1990
			4.5		420		-80.0	-93.1	Wiebe <i>et al.</i> , 1990

Таблица 3. Значения силы цели (TS) для видов, родственных каспийским (из работ Симмондса и МакЛеннана (Simmonds and MacLennan, 2005)). TS каждого вида можно рассчитать по формуле  $TS = (20 \log L + b_{20}) TS = b_n + m_n \log(L)$ . D - только день; N - только ночь; A - в любое время (среднее значение D+N).

Виды	Местоположение	Длина (см)	Средняя длина	Время дня	Частота (кГц)	m (дБ)	b (дБ)	b <sub>20</sub>	Литература
<i>Clupea harengus</i>	С.В. Атлантика	7-27	18.8	A	38	20.1	-71.5	(-71.3)	Edwards <i>et al.</i> , 1984
	Север Северного моря	24-34	28.5	N	38			-72.1	Foote, 1987
	Исландия	9-33	21.5	N	38			-73.2	Haldorsson and Reynisson, 1983
	Норвежский фьорд		32.8	D	38			-71.1	Misund and Beltestad, 1996
	С. Балтика, побережье	6-24	13	N	70	21.7	-75.5	-69.9	Rudstam <i>et al.</i> , 1988
	Норвежский фьорд	22-33	28	D	70			-72.3	Misund and Øyredal, 1988
<i>Sprattus sprattus</i>	Северное море	9-15	12.6	N	30			-69.1	Robinson, 1983
	Северное море		7.15	N	30			-70.7	Robinson, 1983
Mixed herring/sprat	Каттегат/Скагеррак	19-26	21	A	38			-72.6	Degnbol <i>et al.</i> , 1985
	С.-В. Атлантика	12-21	16.6	A	38			-73.4	Edwards <i>et al.</i> , 1984
	Ю.-В.. Балтика	7-19	13.8	N	120			-73.1	Degnbol <i>et al.</i> , 1985
	С.-В. Атлантика	12-21	16.6	A	120			-76.0	Edwards <i>et al.</i> , 1984
<i>Engraulis ringens</i>	Перу	10-16	12.8	A	38			-78.9	Gutierrez and MacLennan, 1998
	Перу	10-13	11.3	A	120			-76.2	Gutierrez and MacLennan, 1998
<i>Engraulis capensis</i>	Ю.-В. Атлантика	7-14		N	38	19.5	-75.6	-76.1	Barange <i>et al.</i> , 1996
<i>Oncorhynchus nerka</i>	Канадские озера		51	N	38			-61.9	Mulligan and Kieser, 1986
	Озеро Куттара (Япония)	11-25		N	50			-66.0	Iida <i>et al.</i> , 1991
	Канадские озера		4.5	N	420			-65.4	Burczynski and Johnson, 1986
	Канадские озера		7.2	N	420			-66.9	Burczynski and Johnson, 1986
<i>Osmerus mordax</i>	С. Американские озера	2-16		N	120	19.9	-67.8	(-67.9)	Rudstam <i>et al.</i> , 1988
<i>Alosa pseudoharengus</i>	С. Американские озера	2-15		N	70	20.5	-64.2	-63.6	Warner <i>et al.</i> , 2002
Медузы									
<i>Aurelia aurita</i>	Черное море		9.5		120			-60.2	Mutlu, 1996
			9.5		200			-64.3	Mutlu, 1996
			11.5		200			-62.5	Mutlu, 1996
			15.5		120			-57.1	Mutlu, 1996
			15.5		200			-56.5	Mutlu, 1996
<i>Aequorea aequorea</i>	Штат Вашингтон	2.0-5.5	4.2		420			-64.8	Wiebe <i>et al.</i> , 1990
<i>Volinopsis</i> sp.	Штат Вашингтон		4.5		420			-80.0	Wiebe <i>et al.</i> , 1990

### 3.1.3 Abundance estimation

As mentioned earlier, for fish aggregations in schools or layers, the density is usually too high for echo counting to give reliable estimates of fish abundance. The alternative technique of echo-integration has proved to be generally applicable as a means of estimating the quantity of fish or other scatterers in the acoustic beam, whether or not the received signal contains overlapping echoes. Echo-integrators have been used to study many fish, and examples relevant for this study are clupeoids (Aksland, 1986; Bailey *et al.*, 1998), salmonids (Mulligan and Kieser, 1986), and various species in freshwater (Duncan and Kubecka, 1996; Rudstam *et al.*, 1999). The accuracy of echo integration depends critically on having well-calibrated instruments with a stable performance, good data on the scattering properties of fish, and knowledge of acoustic propagation losses in water.

The area backscattering coefficient ( $s_a$ ) is a measure for the energy returned from a layer between two depths in the water column (stratum) in an EDSU. Most echo-integrators provide data in terms of the integration of one or more layers. A scaled version of  $s_a$  ( $m^2/m^2$ ) is the nautical area scattering coefficient (NASC), for which we use the symbol  $s_A$  ( $m^2/\text{nautical mile}^2$ ). The conversion formula is  $s_A = 4\pi (1852)^2 s_a$ .

Next, the target strength can be used to calculate the spherical cross section,  $\sigma_{sp}$  ( $m^2$ ), of 1 kg fish weight according to the formula:

$$\sigma_{sp} = 4\pi 10^{(TS/10)}.$$

This in turn is used to calculate the constant of integration (C) according to:

$$C = \frac{w}{\sigma} \times 10^{-6}, \text{ where } w \text{ is the weight (g).}$$

To calculate biomass (t per nautical mile<sup>2</sup>) for depth layer or stratum  $i$  we multiply the constant of integration by the NASC by the area ( $A_i$  in nautical mile<sup>2</sup>):

$$B_i = C s_A A_i.$$

The total biomass is the sum of the biomass values for the whole survey area.

### 3.1.4 Species composition

As mentioned above, measurements of the TS of fish *in situ* may be made if equipment such as a split-beam sounder is available. Although target strengths between genera likely differ, those of different species within a genus could be similar and will need ground-truthing using pelagic and/or bottom trawls. Trawls will also shed light on school composition in terms of age and length categories, as well as mixed species aggregations. Using catch data from trawls we can calculate an equivalent acoustic energy that can be used to compare against the observed acoustic backscatter ( $s_A$ ). For this we need from the catch:

- Catch numbers
- Mean length from catches
- Length-dependent TS relationship for each species.

### 3.1.3 Оценка численности

Как уже упоминалось ранее, плотность рыб в косяках или слоях обычно слишком велика для подсчета по эхограмме, чтобы дать надежные оценки численности рыб. Альтернативный метод эхоинтеграции обычно применим для оценки количества рыб или других отражающих объектов в акустическом луче, вне зависимости от того, содержит ли полученный сигнал накладывающиеся эхосигналы. Эхоинтеграторы использовались для исследования многих рыб; здесь уместно привести примеры сельдевых (Aksland, 1986; Bailey *et al.*, 1998), лососевых (Mulligan and Kieser, 1986), и различные виды пресноводных рыб (Duncan and Kubecka, 1996; Rudstam *et al.*, 1999). Точность эхоинтеграции существенно зависит от хорошей калибровки приборов, стабильного качества их работы, хороших данных о рассеивающих характеристиках рыб и знания энергетических потерь при распространении акустических волн в воде.

Коэффициент поверхностного рассеяния ( $s_a$ ) является мерой энергии, отраженной слоем, ограниченным определенным диапазоном глубин, и протяженностью 1 EDSU. Большинство эхоинтеграторов позволяют получать данные, просуммированные для одного или более слоев. Масштабированной версией  $s_a$  ( $m^2/m^2$ ) является коэффициент поверхностного рассеяния (NASC), приведенный к квадратной морской миле ( $nm^2$ ), для обозначения которого используется символ  $s_A$  ( $m^2/nm^2$ ). Формула пересчета:  $s_A = 4\pi (1852)^2 s_a$ .

Силу цели можно использовать для расчета профиля сферического сечения,  $\sigma_{sp}$  ( $m^2$ ) 1 кг рыбы по формуле:

$$\sigma_{sp} = 4\pi 10^{(TS/10)}.$$

Эта формула, в свою очередь, используется для оценки константы интегрирования?  $C$ :

$$C = \frac{w}{\sigma} \times 10^{-6}, \quad \text{где } w - \text{вес в граммах.}$$

Чтобы рассчитать биомассу рыб ( $t/nm^2$ ), обнаруженных в некотором слое  $i$ , достаточно умножить константу интегрирования на коэффициент NASC и на площадь этого слоя  $A_i$  ( $nm^2$ ):

$$B_i = C s_A A_i.$$

Общая биомасса рассчитывается как сумма значений биомассы для всей исследованной площади.

### 3.1.4 Видовой состав

Как отмечалось выше, если в распоряжении исследователей имеется необходимое оборудование, например, эхолот с расщепленным лучом, то TS можно измерить на месте. Хотя значения силы цели у особей разных биологических родов будут, вероятно, различны, у видов одного рода они могут быть схожими, что требует контроля результатов акустических съемок с помощью пелагических и/или донных тралов. Кроме того, траловые уловы также позволяют прояснить возрастной и размерный состав как одновидовых косяков, так и смешанных скоплений рыб. Данные по траловым уловам дают возможность рассчитать эквивалентную акустическую энергию, которую можно использовать для сравнения с наблюдаемым поверхностным рассеянием ( $s_A$ ). Для этого нужны следующие данные об уловах:

- Количество особей в уловах.
- Средняя длина особей в уловах.
- Зависимость TS от длины особей (для каждого вида).

Calculation:

1. Mean length of fish from catch data.
2. Convert to a TS using  $TS = 20 \text{ Log}L + b$ , where  $b$  is a specific value for each species (see Table 3 for values of related species).
3. Calculate the expected backscatter from one fish of that species using the species-specific TS and equation  $\sigma_{sp} = 4\pi 10^{(TS/10)}$ .
4. Multiply the backscatter of one fish (species specific) by the number of fish caught in the trawl: NASC equivalent (of catch, i.e. expected acoustic energy) = number of fish  $\times \sigma_{sp}$ .
5. For comparison with the observed NASC, we might also want to standardize this by the swept area of the trawl, because the observed NASC is already a standardized density value whereas the trawl catch in number is not. To make it a comparable density we divide by the swept area.

Swept area = Tow length  $\times$  door spread.

Standardized NASC equivalent = (number of fish  $\times \sigma_{sp}$ )/swept area

The partitioning of the relationship between observed acoustics and equivalent acoustics (based on the catch) can subsequently be used to interpolate species biomass between the stations.

Abundance estimations based on fisheries acoustics vary, *inter alia*, with availability to sampling equipment. Factors such as diurnal variation in fish size, fish position in the water column, and difference in distribution by size class should be considered because they can bias volume calculations and fish stock assessments. Additionally, some pelagic fish species are often found near the surface at certain times of the day, out of reach of hull-mounted vertical echosounders; this will require adaptability in the field. Seasonal differences in distribution and abundance (particularly in the case of anadromous species) have to be taken into account, and communications with local fishers and scientists should provide information on peak recruitment and spawning seasons and locations.

### 3.1.5 Other acoustics

Although the emphasis of this acoustic manual is on the application of acoustic research in fisheries science, progress has been made in the identification and biomass and/or density estimations of micronekton and plankton (including krill; Kizner, 1988). For such taxa, the traditional ideas of echo-counting cannot be used because the targets are too small and their echoes too weak, although numerous. Wideband or multi-frequency measurements are more likely to reveal the size and structure of planktonic targets (Stanton *et al.*, 1996). Some TS measurements have been reported for gelatinous plankton such as jellyfish (Wiebe *et al.*, 1990; Mutlu, 1996) and it should be possible to incorporate density and/or biomass estimates for the resident Caspian species (see Table 3 for measured parameters).

Последовательность расчетов:

1. Вычислить среднюю длину рыб из данных об уловах
2. Преобразовать среднюю длину в силу цели (TS) с помощью формулы:

$TS = 20 \text{ Log } L + b$ , где  $b$  – конкретное значение для каждого вида (см. таблицу значений  $b$  для родственных видов).

3. Рассчитать акустическое сечение обратного рассеяния одной рыбы данного вида с помощью видового значения TS и уравнения:

$$\sigma_{sp} = 4\pi 10^{(TS/10)}.$$

4. Умножить акустическое сечение обратного рассеяния одной рыбы (значение для данного вида) на число рыб в траловом улове:

Эквивалент NASC для улова (т.е. ожидаемая величина акустической энергии) = количество рыб  $\times \sigma_{sp}$ .

5. Для сравнения с наблюдаемым NASC можно стандартизовать этот показатель по протральной площади, потому что наблюдаемый NASC является уже стандартизованным значением плотности, в отличие от численности рыб в траловом улове. Чтобы получить сравнимую плотность, следует разделить NASC на протраленную площадь.

Протраленная площадь = Протяженность траления  $\times$  расстояние между траловыми досками.

Стандартизованный эквивалент NASC = (количество рыб  $\times \sigma_{sp}$ ) / протраленная площадь.

Разделение связи между наблюдаемой акустикой и эквивалентной акустикой (основанной на улове) можно впоследствии использовать для интерполяции биомассы видов между станциями.

Оценки численности, основанные на промысловой акустике, меняются, помимо прочего, в зависимости от доступности рыб для имеющегося оборудования. Необходимо учитывать такие факторы, как суточные изменения размеров косяков рыб, положение рыб и различия в распределении рыб по размерным группам, поскольку они могут внести погрешность в оценку запасов. Кроме того, в определенное время суток некоторые пелагические виды рыб находятся у поверхности и быть недоступными для обнаружения смонтированными на корпусе судна вертикальными эхолотами. Это требует коррекции в полевых условиях. Следует также принять во внимание сезонные различия в распределении и численности рыб (особенно в случае с анадромными видами); консультации с местными рыбаками и учеными дадут информацию о пике пополнения, сезонах нереста и районах концентрации изучаемых видов.

### 3.1.5 Другие направления акустических исследований

Хотя упор в этом разделе делается на применении акустических методов для изучения запасов рыб, определенный прогресс достигнут в идентификации, а также оценке плотности и биомассы планктона, микронектона и криля (напр., Kizner, 1988). Традиционные принципы гидролокации неприемлемы для этих таксонов, поскольку цели слишком малы и их эхосигналы слишком слабы, хотя и многочисленны. Применение широкополосных или многочастотных измерений дает больше шансов получить необходимые сведения о размерах и структуре планктонных целей (Stanton *et al.*, 1996). Сообщалось об измерении силы цели (TS) таких видов, как медузы (Wiebe *et al.* 1990; Mutlu, 1996). На основе уже известной информации можно было бы попытаться получить оценки плотности и/или биомассы для оседлых каспийских видов (см. Таблицу 3).



As already noted, several of the commercial species of interest in the Caspian Sea are anadromous. Acoustics approaches lend themselves to assessment of the biomass of adult stocks migrating to spawning grounds within the rivers, and the biomass of juveniles travelling down the rivers to the Caspian Sea. The use of acoustic approaches within estuaries at the appropriate time of year will allow the estimation of those values with minimal impact to either the spawning stock or the natural juvenile recruitment when compared with the static nets often used to assess this. Indeed, the gear can be left in place to obtain a time-series of estimates. It is often difficult to apply traditional echosounding methods in shallow waters, because areas near the surface and the bottom are missed using these vertical methods. Where the width of the river largely exceeds the depth, a fixed horizontal sonar can be appropriate (MacLennan and Simmonds, 1992; Simmonds and MacLennan, 2005). Although this technique has many advantages, a range of practical problems has been summarized by MacLennan and Simmonds (1992) and Simmonds and MacLennan (2005):

- static equipment will affect the horizontal *distribution* of the species of interest, which may result in decreasing densities at short range and changes in orientation of the fish (and subsequently the TS). Furthermore, the vertical profile of the beam may be distorted by stratification of the water (e.g. thermocline).
- *boundary echoes* may occur. These can be direct reverberation from the bottom and/or the surface, or multi-path reflections from targets of interest, i.e. the signal from target contains two echoes with a time delay (one on the direct path from Target to receiver, and other via the longer path that includes a boundary reflection).

### 3.2 Trawl survey data analysis

Once completed, trawl survey data can be assessed to estimate the total fish biomass available. This can be done through the 'swept area' estimation method, with accompanying estimates of precision.

#### 3.2.1 Swept area estimation

The area swept by a trawl ( $a$ ) can be calculated from:

$$a = D * hr * X2$$

$$D = V * t,$$

where  $V$  is the velocity of the trawl over the ground when trawling,  $hr$  the length of the headrope,  $t$  the time spent trawling, and  $X2$  is the fraction of the headrope length, ( $hr$ ), equal to the width of the path swept by the trawl – the "wing spread",  $hr * X2$ . For bottom trawls, a value of 0.5 is often used for  $X2$  (Sparre and Venema, 1998). Catch per unit area (CPUA) is estimated by dividing the catch weight by the swept area. The use of the estimate of swept area assumes that the bridles of the trawl have no herding effect, while the wing spread is known to vary with hauling speed, weather, current velocity and direction, and warp length. Use of electronic sensors (e.g. SCANMAR gear) may improve wing-spread estimates. Escapement may also be considered (section 2.4.4).

Where exact positions of the start and end of the haul are available, the distance ( $D$ ) covered can be estimated in units of nautical miles (nm) as:

$$D = 60 * \sqrt{(\text{Lat}_1 - \text{Lat}_2)^2 + (\text{Lon}_2 - \text{Lon}_1)^2 * \cos^2(0.5 * (\text{Lat}_1 + \text{Lat}_2))},$$

where  $\text{Lat}_1$  is the latitude at the start of haul (degrees),  $\text{Lat}_2$  is the latitude at the end of haul (degrees),  $\text{Lon}_1$  is the longitude at the start of haul (degrees) and  $\text{Lon}_2$  is the longitude at the end of haul (degrees).

Как уже отмечалось, несколько промысловых видов на Каспии являются анадромными. Акустическая съемка позволяет оценить биомассу взрослых особей, мигрирующих на участки нагула в реках, а также биомассу молоди, скатывающейся в Каспийское море по рекам. Применение акустической съемки в дельтах в соответствующее время года позволит определить эти показатели с меньшим воздействием на нерестящийся запас или естественное пополнение по сравнению со ставными сетями. Можно установить это орудие лова, чтобы получить временные ряды данных. Часто трудно применять традиционный эхолот на мелководье, поскольку из вертикальной съемки убирается поверхность и дно. Если ширина реки значительно превышает глубинно, можно использовать стационарный горизонтальный эхолот (MacLennan and Simmonds, 1992; Simmonds and MacLennan, 2005). Хотя эта технология имеет ряд преимуществ, есть следующие практические проблемы (MacLennan and Simmonds, 1992; Simmonds and MacLennan, 2005):

- Стационарное оборудование повлияет на горизонтальное *распределение* соответствующего вида, что может привести к снижению плотности и изменениям в ориентации рыб (впоследствии TS). Более того, вертикальный профиль акустического луча может изменяться из-за стратификации воды (термоклина).
- Может возникнуть граничное эхо. Это может быть отражение от дна и/или поверхности или отражение от цели в разных направлениях, т.е. сигнал, исходящий от цели, может содержать два эха с задержкой по времени (один прямой сигнал от цели к приемному устройству, другой – окружный, с граничным отражением).

### 3.2 Анализ результатов траловой съемки

После завершения траловой съемки полученные данные можно использовать для оценки общей биомассы рыб. Это можно сделать методом площадей с сопутствующими оценками точности.

#### 3.2.1 Метод площадей

Протраленную площадь ( $a$ ) можно рассчитать по следующей формуле:

$$a = D * hr * X2$$

$$D = V * t,$$

где  $V$  – скорость трала при проведении съемки,  $hr$  – длина верхней подборы,  $t$  – время траления, а  $X2$  – отношение ширины захвата трала («размаха крыльев») к длине верхней подборы; ширина захвата =  $hr * X2$ . Для донных тралов часто используется значение  $X2$ , равное 0.5 (Sparre and Venema, 1998). Улов на единицу площади (CPUA) оценивается как вес улова, деленный на протраленную площадь. При использовании метода площадей подразумевается, что кабели трала не вызывают эффект скосячивания (т.е. повышение концентрации рыб в устье трала), тогда как известно, что расстояние между крыльями трала может меняться в зависимости от скорости траления, погоды, скорости и направления течения, а также длины ваеров. Применение электронных датчиков (например, системы SCANMAR) может улучшить оценку размаха крыльев трала. Можно также учесть и уход рыбы из трала (раздел 2.4.4).

Если есть точные координаты начала и конца траления, можно определить покрытое тралом расстояние ( $D$ ) в морских милях (nm):

$$D = 60 * \sqrt{(\text{Lat}_1 - \text{Lat}_2)^2 + (\text{Lon}_2 - \text{Lon}_1)^2 * \cos^2(0.5 * (\text{Lat}_1 + \text{Lat}_2))},$$

где  $\text{Lat}_1$  – широта начала траления (в градусах),  $\text{Lat}_2$  – широта окончания траления (в градусах),  $\text{Lon}_1$  – долгота начала траления (в градусах) и  $\text{Lon}_2$  – долгота окончания траления (в градусах).

If exact positions are not available, but the velocity and course together with the direction and speed of the current are, then the distance (nm) covered per hour can be calculated from:

$$D = \sqrt{VS^2 + CS^2 + 2 * VS * CS * \cos(\text{dir}V - \text{dir}C)},$$

where  $VS$  is the velocity of the vessel (knots = nautical mile/h),  $CS$  the current velocity (knots),  $\text{dir}V$  the course of the vessel (degrees) and  $\text{dir}C$  is the current direction (degrees).

### 3.2.2 Biomass estimation by the swept area method

If  $C_w$  is the catch weight in a haul and  $C_w/t$  the catch weight per hour ( $t$  being the time spent trawling in hours) and  $a$  the area swept, then  $a/t$  is the area swept per hour and

$$\frac{C_w/t}{a/t} = \frac{C_w}{a} \text{ kg nautical mile}^{-2}$$

is the catch in weight per unit area. Where  $X1$  is the fraction of the biomass in the effective path swept by the trawl which is retained in the gear, and  $\overline{C_w/a}$  is the mean catch per unit area of all hauls, the average biomass per unit area,  $\bar{b}$ , is:

$$\bar{b} = \frac{\overline{C_w/a}}{X1} \text{ kg nautical mile}^{-2}.$$

If  $A$  nm<sup>2</sup> is the total size of area under investigation, then the total biomass  $B$  in area  $A$  is:

$$B = \frac{\overline{C_w/a} * A}{X1}$$

An issue is the value of  $X1$  used. Commonly this lies between 0.5 and 1. Obviously, use of a value of 0.5 doubles the estimate of biomass compared with that obtained using  $X1 = 1$ . Duration of the trawl can also affect  $X1$ . Some species may be herded by the trawl, soon tire and get captured, while others can swim in front of the trawl for longer and avoid capture. The duration of the trawl must therefore be standardized so that results from different trawls can be compared. Issues with changing catchability and escapement have been discussed in section 2.4.4.

As total biomass ( $B$ ) is estimated from a number of random hauls ( $n$  hauls), and assuming that  $X1$  is 1 (so giving a minimum estimate of biomass), total biomass and an estimate of precision can be calculated. Let  $Ca(i)$  be the catch (in weight) per unit of area of haul  $i$ , where  $i = 1, 2, \dots, n$  and  $A_j$  is the area of stratum  $j$ . The estimate of biomass ( $b$ ) for each stratum ( $j$ ) is then:

$$b_j = \frac{A_j}{X1} * \frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n Ca(i) = \frac{A_j}{X1} * \overline{Ca},$$

and the variance:

Если точных координат нет, но известны скорость, курс, направление и скорость течения, можно рассчитать расстояние в морских милях (nm), покрываемое за час траления, по следующей формуле:

$$D = \sqrt{VS^2 + CS^2 + 2 * VS * CS * \cos(\text{dir}V - \text{dir}C)},$$

где  $VS$  – скорость судна (в узлах; 1 узел = mn/h),  $CS$  – скорость течения (в узлах),  $\text{dir}V$  – курс судна (в градусах) и  $\text{dir}C$  – направление течения (в градусах).

### 3.2.2 Оценка биомассы методом площадей

Если  $Cw$  – вес улова за траление,  $Cw/t$  – вес улова за час траления ( $t$  – время траления в часах),  $a$  – протраленная площадь, тогда  $a/t$  – площадь, протраленная за час, и вес улова на единицу площади рассчитывается по формуле:

$$\frac{Cw/t}{a/t} = \frac{Cw}{a} \text{ kg nm}^{-2}$$

Если  $X1$  – доля биомассы запаса на протраленной площади, которая остается в трале (т.е. попадает в улов),  $\overline{Cw/a}$  – средний улов на единицу протраленной площади, то средняя биомасса запаса на единицу площади,  $\bar{b}$ , составит:

$$\bar{b} = \frac{\overline{Cw/a}}{X1} \text{ kg nm}^{-2}.$$

Если  $A \text{ nm}^2$  – общая площадь исследуемого района, общая биомасса запаса  $B$  на площади  $A$  составляет:

$$B = \frac{\overline{Cw/a} * A}{X1}.$$

Возникает вопрос, какой должна быть величина  $X1$ . Обычно она лежит в пределах от 0.5 до 1. Очевидно, что использование в расчетах значения 0.5 удваивает оценку биомассы по сравнению с  $X1 = 1$ . Продолжительность траления также влияет на  $X1$ . Особи некоторых видов скосячиваются перед тралом, вскоре устают и попадают в улов, тогда как особи других видов могут плыть перед тралом дольше и избежать поимки. Поэтому продолжительность траления следует стандартизировать, чтобы можно было сравнивать результаты, полученные для различных тралов. Вопросы, связанные с изменением уловистости орудий лова и темпов выхода рыбы из трала, обсуждались в разделе 2.4.4.

Принимая во внимание, что оценка общей биомассы ( $B$ ) осуществляется по результатам некоторого числа случайных тралений ( $n$  тралений), и предполагая, что  $X1$  равен 1 (что дает минимальную оценку биомассы), можно рассчитать общую биомассу запаса и точность полученной оценки. Пусть  $Ca(i)$  – улов (в весе) на единицу площади траления  $i$ , где  $i = 1, 2, \dots, n$  и  $A_j$  – площадь слоя  $j$ . В этом случае оценка биомассы ( $b$ ) для каждого слоя ( $j$ ) равна:

$$b_j = \frac{A_j}{X1} * \frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n Ca(i) = \frac{A_j}{X1} * \overline{Ca},$$

а дисперсия:

$$\text{VAR}(b_j) = \left[ \frac{A_j}{X1} \right]^2 * \frac{1}{n} * \frac{1}{n-1} * \sum_{i=1}^n [Ca(i) - \overline{Ca}]^2 .$$

Total biomass ( $B$ ) is then:

$$B = \sum_{j=1}^n b_j ,$$

and the variance:

$$\text{VAR}(B) = \sum_{j=1}^n \text{VAR}(b_j) * \left( \frac{A_j}{A} \right)^2 ,$$

where  $A$  is the total area of all strata.

### 3.2.3 Further reading

- Kadilnikov, Yu. V. 2001. Statistical probability theory of fisheries systems and technical availability of aquatic biological resources. AtlantNIRO Publications, Kaliningrad. 277 pp. (*in Russian*)
- Grosslein, M. D., and Laurec, A. 1982. Bottom trawl surveys design, operation and analysis. FAO CECAF/ECAF series 81/22.
- Lewy, P., Nielsen, J. R., and Hovgård, H. 2004. Survey gear calibration independent of spatial fish distribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61: 636–647.
- Pelletier, D. 1998. Intercalibration of research survey vessels in fisheries: a review and an application. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 2672–2690.
- Schnute, J. T., and Haigh, R. 2003. A simulation model for designing groundfish trawl surveys. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 640–656.

### 3.3 CPUE and surplus production models

This section comments on the use of fishery-dependent data for landings or catch per unit effort (LPUE or CPUE respectively) as indices of relative abundance of fish (Fszli, 2002), and their use in surplus production models. Surplus production models can be used to determine the optimum level of effort – e.g. effort that produces maximum sustainable yield (MSY) without affecting the long-term productivity of the stock. However, issues with MSY must be recognized in both single-species (Sissenwine, 1978) and multispecies context (Sutton *et al.*, 2005) – see also section 4.4.1.

The LPUE or CPUE data usually represent a time-series of years, and usually come from sampling the commercial fishery. CPUE is usually taken to be proportional to numbers of fish,  $N$ , in the stock present in an area:

$$\text{CPUE} = q.N.$$

The constant of proportionality,  $q$ , is called the ‘catchability’. The equation could be re-written with subscripts,  $l$ , to refer to specific length classes if required. Strong assumptions are inherent in the general relationship (Maunder and Punt, 2004), e.g.

- Mean CPUE is estimated for the same time period, depths, and geographic region as those supporting the  $N$  fish of the stock.
- $q$  is constant under all fishing conditions.
- $q$  does not vary with  $N$ .

$$\text{VAR}(b_j) = \left[ \frac{A_j}{X1} \right]^2 * \frac{1}{n} * \frac{1}{n-1} * \sum_{i=1}^n [Ca(i) - \overline{Ca}]^2 .$$

Тогда общая биомасса ( $B$ ) составит:

$$B = \sum_{j=1}^n b_j ,$$

а ее дисперсия:

$$\text{VAR}(B) = \sum_{j=1}^n \text{VAR}(b_j) * \left( \frac{A_j}{A} \right)^2 ,$$

где  $A$  – общая площадь всего слоя.

### 3.2.3 Дополнительная литература

- Кадильников Ю.В. 2001. Вероятностно-статистическая теория рыболовных систем и технической доступности для них водных биологических ресурсов.- Калининград: Изд.АтлантНИРО. – 277 с.
- Grosslein, M. D. and Laurec, A. 1982. Bottom trawl surveys design, operation and analysis. FAO CECAF/ECAF series, 81/22.
- Lewy, P., Nielsen, J. R. and Hovgård, H. 2004. Survey gear calibration independent of spatial fish distribution. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 61: 636–647.
- Pelletier, D. 1998. Intercalibration of research survey vessels in fisheries: a review and an application. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 55: 2672–2690.
- Schnute, J. T. and Haigh, R. 2003. A simulation model for designing groundfish trawl surveys. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 60: 640–656.

### 3.3 Улов на промысловое усилие и продукционные модели

В данном разделе рассматриваются вопросы сбора и первичной обработки данных о выгрузках или уловах на единицу промыслового усилия (соответственно, LPUE и CPUE), как индексах относительной численности рыб (Fszli, 2002) и их использования в продукционных моделях (моделях прибавочной продукции). Продукционные модели могут применяться для определения оптимального уровня усилия, например, усилия, которое продуцирует максимальный устойчивый улов (MSY) и не оказывает негативного влияния на долгосрочную продуктивность запаса. При этом вопросы, связанные с MSY, должны рассматриваться как в одновидовом (Sissenwine, 1978), так и в многовидовом контексте (Sutton *et al.*, 2005) – см. также раздел 4.4.1

Данные по LPUE или CPUE обычно представляют собой временные ряды с шагом 1 год и формируются с помощью анализа промысловых уловов. Обычно принимается, что CPUE пропорционален численности запаса ( $N$ ) в некотором районе:

$$\text{CPUE} = q \cdot N.$$

Коэффициент пропорциональности  $q$  называется коэффициентом улавливаемости\*. Это уравнение можно переписать с подстрочным индексом  $l$ , чтобы при необходимости отнести его к определенным размерным группам. Общее соотношение будет справедливо при выполнении ряда серьезных допущений (Maunder and Punt, 2004), в частности:

- Среднее CPUE оценивается для тех же временного интервала, глубин и географического района, которые соответствуют запасу численностью  $N$ ,
- $q$  постоянен для любых условий промысла,
- $q$  не меняется с изменением  $N$ .

\* не путать с коэффициентом уловистости орудия лова (прим. ред.).

The difference between LPUE and CPUE unfortunately creates further uncertainty if no information about discard mortality (due to minimum size limits or commercial pressures) or other losses or unreported landings of fish is available. When estimating abundance as an index based on mean LPUE or CPUE by time–area strata, it is necessary to consider many factors, e.g.

- whether fishing covered the same area as the stock;
- whether fishing covered the same depths as the stock;
- what the effects of migrations, both horizontally and vertically, would be on local abundance (or  $q$ );
- whether fish aggregate and become less catchable at low stock numbers; and
- whether the fishing technologies and strategies are sufficiently stable to assume that  $q$  is constant. A gradual improvement in the fishing power and hence in  $q$  might result from improved equipment or fishing practices. This is referred to as ‘technological creep’.

The fourth bullet, which can result in the CPUE of shoaling species being artificially high, or reducing more rapidly, is relevant for kilka in the Caspian Sea. Clear answers to these questions are seldom available, so it will be necessary either to accept the proportionality assumption with great caution, or to undertake modelling to try to improve LPUE or CPUE as an index of abundance (Xiao *et al.*, 2004, part I). Regression trees offer another, less prescriptive, model-based approach.

### 3.3.1 Standardizing CPUE

The use of time-series of CPUE data as a measure of abundance assumes that effort is proportional to fishing mortality and that this proportionality remains constant over time. Before time-series of CPUE data are applied to surplus production models, therefore, the measure of effort should be standardized to ensure that the levels of effort are comparable.

Modelling of CPUEs is a research exercise. The predictor variables usually have to be selected from a long list of possibilities that should include the interactions among the variables. Omission of one important variable could cause the model to perform erratically when used to predict outside the time or space frame of the observations used to fit the model. Prior biological knowledge is the best guide for an initial selection of predictor variables that can subsequently be refined by statistical methods (Burnham and Anderson, 2002). An approach to avoid is that of stepwise selection through all available variables. This is because the statistical significance of a predictor with one set of data and one set of additional predictors will often change substantially when slightly different conditions prevail. The distribution of ‘error’ (= observed – fitted) values around the model has to be chosen from several statistical possibilities that include allowance for zero CPUE values. The modelling method has to be chosen to suit the error distribution. The simplest situation is when  $\log(\text{CPUE})$  can be treated as approximately normally distributed around a linear model with zeros ignored; least squares linear regression methods, described in many textbooks, are then suitable. Other distributions, e.g. Poisson, would require a Generalized Linear Model (McCullagh and Nelder, 1989). Non-linear relationships can be estimated with



Различие между LPUE и CPUE создает, к сожалению, еще большую неопределенность, если нет информации о выбросах (вызванных ограничениями на минимальную промысловую меру или коммерческими соображениями), а также других потерях или неучтенном вылове. Когда оценка численности основывается на значениях LPUE или CPUE, усредненных по пространственно-временным слоям, необходимо учитывать множество факторов, например:

- полностью ли совпадает район промысла с районом обитания запаса;
- охватывает ли промысел те же глубины, на которых обитает запас;
- каково влияние горизонтальных и вертикальных миграций на численность в районе промысла (или на коэффициент улавливаемости  $q$ );
- собираются ли рыбы в косяки и становятся ли они менее уязвимыми для промысла при малой численности запаса;
- достаточно ли стабильны промысловые технологии и стратегии, чтобы предположить, что  $q$  является константой. (Последовательное повышение промысловой мощности, а следовательно, и  $q$ , может быть обусловлено совершенствованием оборудования и промыслового опыта. Этот процесс называется «технологической ползучестью».)

Четвертый из приведенных выше факторов, который в случае стайных рыб может привести к искусственно завышенным или, наоборот, - существенно заниженным значениям CPUE, актуален, в частности, для каспийских килек. На перечисленные выше вопросы редко можно получить ясные ответы, поэтому необходимо либо принимать допущение о пропорциональности уловов на усилие величине запаса с большой осторожностью, либо с помощью моделирования попытаться улучшить значения LPUE или CPUE как индексов численности запаса (Xiao *et al.*, 2004, часть I). Еще один, менее строгий подход, основан на построении регрессионных моделей.

### 3.3.1 Стандартизация CPUE

Применение временных рядов CPUE в качестве меры численности подразумевает, что промысловое усилие пропорционально промысловой смертности и что эта пропорциональность с течением времени остается постоянной. Следовательно, прежде чем использовать временные ряды CPUE в продукционных моделях, мера промыслового усилия должна быть стандартизирована, чтобы обеспечить сопоставимость значений усилия.

Моделирование CPUE является научным исследованием. Предикторные переменные обычно приходится выбирать из длинного списка кандидатов, учитывая и взаимосвязи между ними. Если хотя бы одна из важных переменных будет упущена, это может привести к некорректным результатам прогностических модельных расчетов за пределами временного или пространственного диапазона наблюдений, которые были использованы для параметризации и настройки модели. Лучшим руководством для первоначального отбора предикторных переменных, который в последствии можно будет уточнить с помощью статистических методов, являются ранее накопленные биологические знания (Burnham and Anderson, 2002). Подход, которого следует избегать, - пошаговый отбор по всем имеющимся переменным. Это связано с тем, что статистическая значимость предиктора с одним набором данных и одним набором дополнительных предикторов часто значительно меняется даже при незначительном изменении преобладающих условий. Необходимо выбрать закон распределения ошибки модели (= наблюдаемое – модельное значение) из нескольких статистических возможностей, которые включают допустимость нулевых значений CPUE. Метод моделирования выбирается в соответствии с распределением ошибки. В простейшей ситуации переменная  $\log(\text{CPUE})$  приближенно может считаться нормально распределенной относительно линейной модели без нулевых значений. В этом случае приемлемы линейные регрессионные модели, основанные на методе наименьших квадратов и описанные во многих учебниках. Другие распределения, например, распределение

Generalized Additive Models (Hastie and Tibshirani, 1990). They require a decision on the degree of flexibility to be allowed in the fitted curves, in addition to specification of the model function. Differential weighting of observations having different degrees of reliability is another consideration for modelling (Cotter and Buckland, 2004). A useful general summary of modelling theory in a fisheries context is that of Venables and Dichmont (2004).

***Given all this flexibility associated with modelling approaches to standardization of LPUE and CPUE, it is essential that those reporting the results of modelling work should summarize all the choices and assumptions made and, as far as possible, explain the reasons for them. The resulting diagnostic plots (e.g. residuals, QQ plots) should also be presented to demonstrate appropriate selection of model and error structure.*** General understanding of the foundations of a modelling study and of its strengths and weaknesses is of considerable assistance when weighing up the information it produces for the purposes of assessment and management of a stock.

CPUE data may also be available from fishery-independent sources such as research vessel surveys. The advantage of these is that they are not influenced by commercial decisions about fishing locations and times, or, if well standardized and documented in SOPs, by changes of fishing gear and technique over time. The disadvantages of such surveys are that they are unlikely to cover the whole area occupied by a stock, and that the degree of overlap may itself vary with season and migrations, and possibly also annually. The design of the survey is also important. A systematic grid, for example, will be poor for finding fish when the stock is small and aggregated in localized concentrations that fall between the nodes of the grid. Generally, survey abundance indices are likely to have greater variance than mean LPUE values from a widespread commercial fishery. They are also likely to be biased because of the mismatch between locations of fish and survey observation points. Use of a time-series of survey results requires the assumption that survey bias is constant over time.

### **3.3.2 Analysis of CPUE**

Details of the classical approaches (e.g. Schaeffer, Fox, Gulland, Munro and Thompson) can be found in most fisheries textbooks (e.g. Hart and Reynolds, 2002). Computer packages, such as CEDA (Holden *et al.*, 1995a) and FiSAT (Gayanillo *et al.*, 1994) are also readily available to fit these models to CPUE data.

Many approaches incorporate biological information within the models. Delay difference models for population biomass over time consist of process models for survival, growth, and recruitment, which are substituted into a general equation defining population biomass. Generally, three assumptions are made: 1) that growth in mean body weight at age can be described through a linear relationship; 2) all fish that are of an age fully vulnerable to fishing (i.e. knife-edge selection) and older are equally vulnerable; and 3) all fish of this age and older have the same annual natural mortality. The basic equations are:

Пуассона, требуют использования обобщенной линейной модели (GLM) (McCullagh and Nelder, 1989). Нелинейные зависимости можно оценивать с помощью обобщенных аддитивных моделей (GAM) (Hastie and Tibshirani, 1990). При их использовании помимо спецификации используемых в модели функций требуется задавать степень гибкости, которой могут обладать кривые, построенные с помощью модели. Еще одним приложением моделирования является дифференциальное взвешивание наблюдений, обладающих разными степенями надежности (Cotter and Buckland, 2004). Полезное обобщение теории моделирования в контексте рыбохозяйственных исследований выполнили Венаблз и Дичмонт (Venables and Dichmont, 2004).

Учитывая гибкость подходов моделирования к стандартизации LPUE и CPUE, в отчете о результатах моделирования крайне важно изложить все принятые допущения и, насколько это возможно, объяснить стоящие за ними причины. В отчете также должны быть представлены итоговые диагностические графики (например, графики остатков и графики QQ), чтобы подтвердить правомочность выбора модели и структуры ошибки. Знание теоретических основ математического моделирования, его сильных и слабых сторон оказывает большую помощь при анализе имеющейся информации с целью оценки запасов и управления ими.

Данные о CPUE можно также получить из источников, не связанных с промышленным рыболовством, например, из материалов научных съемок. Преимущество последних заключается в том, что на них не влияют производственные решения о времени и месте лова, или, если значения CPUE стандартизированы и внесены в SOP, - изменения в орудиях и способах лова. Недостаток научных съемок состоит в том, что они вряд ли смогут охватить весь ареал запаса, и что степень охвата может меняться в зависимости от сезона и миграций и, возможно, даже ежегодно. Планирование съемки также играет важную роль. Например, систематическая (не произвольная) сетка съемки оказывается малоэффективной для поиска небольшого, состоящего из локальных концентраций запаса, если эти концентрации оказались между узлами сетки. В общем случае, полученные в ходе научной съемки индексы численности будут, вероятно, иметь более высокую дисперсию, чем средние значения CPUE, полученные с крупномасштабного промысла. Эти индексы также будут, вероятно, смещены из-за несоответствия между пространственным распределением рыб и координатами тралений. Использование временных рядов результатов съемки требует допущения, что систематическая погрешность съемки постоянна во времени.

### 3.3.2 Анализ CPUE

Подробное описание классических подходов, например, подходов Шефера, Фокса, Галланда, Манро и Томсона (Schaefer, Fox, Gulland, Munro and Thompson) можно найти в большинстве рыбохозяйственных учебников (например, Hart and Reynolds, 2002). Для построения этих моделей по данным CPUE имеется легкодоступное программное обеспечение, в частности, CEDA (Holden *et al.*, 1995a) и FiSAT (Gayanillo *et al.*, 1994).

Многие подходы включают в модели биологическую информацию. Модели с запаздыванием, предназначенные для описания динамики биомассы популяции, состоят из моделей («моделей процесса») выживания, роста и пополнения, которые подставляются в общее уравнение биомассы популяции. Для этого обычно принимаются три допущения: 1) рост в терминах «вес особи по возрастам» можно описать линейным уравнением; 2) все особи, начиная с некоторого возраста и старше полностью уязвимы для промысла; 3) все особи, начиная с некоторого возраста и старше, имеют одинаковую годовую естественную смертность. Основные уравнения модели с запаздыванием:

$$\bar{B}_t = \bar{B}_{t-1} + r\bar{B}_{t-1} \left( 1 - \frac{\bar{B}_{t-1}}{k} \right) - C_{t-1}$$

$$\bar{C}_t = \bar{B}_t (1 - e^{-qE_t})$$

$$MSY = \frac{rK}{4}$$

$$E_{MSY} = \frac{r}{2q},$$

where  $t$  is the time in years,  $\bar{B}_t$  the modelled biomass at time  $t$ ,  $\bar{B}_{t-1}$  the modelled biomass at time  $t-1$ ,  $r$  the intrinsic rate of population increase,  $k$  the population carrying capacity,  $C_{t-1}$  the observed catch at time  $t-1$ ,  $\bar{C}_t$  the predicted catch at time  $t$ ,  $q$  the catchability coefficient, and  $E_t$  is the fishing effort at time  $t$ .

Gabbasov *et al.* (submitted) has developed a dynamic model examining the important processes affecting the population dynamics of sturgeon. The model simulates the dynamics of four age groups and describes the migratory behaviour between sea and river of each age group. The model can be applied to simulate scenarios of stock dynamics accounting for alternative management and/or environmental regimes. When fitted to retrospective abundance and catch data, the model can forecast future stock abundance and catches.

Stock reduction analysis is a developed form of a delay-difference model (Quinn and Deriso, 1999). The method uses biologically meaningful parameters and information for time delays attributable to growth and recruitment to predict the basic biomass dynamics of populations without requiring information on age structure. Therefore it can be considered to be a conceptual hybrid between dynamic surplus production and full age-based models (Hilborn and Walters, 1992). A description of the general approach can be found in Kimura and Tagart (1982) and Kimura (1988). The stock reduction model used is part of program suite (PMOD) developed by Francis (1992, 1993). This software forms part of the larger computer package CASAL (<http://www.niwascience.co.nz/ncfa/tools/casal>). Stochastic stock reduction analyses aim to provide probability distributions for stock size over time under alternative hypotheses about unfished recruitment rates and variability around assumed stock–recruitment relationships. These can be expanded through re-sampling Monte Carlo simulation trials using likelihood weights (sampling-importance re-sampling method), moving towards fully Bayesian state-space assessment modelling, allowing visualization of how much the data help to reduce uncertainty about historical fishing impacts and stock status (Walters *et al.*, 2006).

Considerable changes in effort within the dataset are required for the models to function appropriately. This allows the methods to optimize model fits appropriately. However, the way in which the effort and CPUE or LPUE data change is also important. Where data are available from early in the fishery, and the effort level is continually increased, CPUE data often decrease monotonically. This 'one-way trip' provides little information for the models, despite considerable ranges of effort in the data. Care must always be taken when fitting stock reduction models, therefore, and appropriate diagnostic outputs should be presented with all model fits.

$$\bar{B}_t = \bar{B}_{t-1} + r\bar{B}_{t-1} \left(1 - \frac{\bar{B}_{t-1}}{k}\right) - C_{t-1}$$

$$\bar{C}_t = \bar{B}_t (1 - e^{-qE_t})$$

$$MSY = \frac{rK}{4}$$

$$E_{MSY} = \frac{r}{2q},$$

где  $t$  – время в годах,  $\bar{B}_t$  – моделируемая биомасса в год  $t$ ,  $\bar{B}_{t-1}$  – моделируемая биомасса в год  $t-1$ ,  $r$  – внутренняя скорость экспоненциального роста популяции,  $k$  – емкость среды (т.е. биомасса девственной популяции, которую может поддерживать среда обитания),  $C_{t-1}$  – фактический улов в год  $t-1$ ,  $\bar{C}_t$  – прогнозируемый улов на год  $t$ ,  $q$  – коэффициент улавливаемости,  $E_t$  – накопленное промысловое усилие в год  $t$ .

М.Габбасов с соавтрами (Gabbasov *et al.*, в печати) предложили динамическую модель, которую можно применить для исследования наиболее важных процессов, влияющих на популяционную динамику осетровых. Она имитирует динамику четырех возрастных групп и описывает поведение каждой из этих групп во время их миграций между рекой и морем. Модель можно применять для разработки сценариев динамики популяции с учетом различных альтернатив управления и/или экологических режимов. При наличии данных о численности и уловах за прошлые годы, модель может быть использована для прогнозирования ожидаемой численности популяций и возможных уловов.

Модель снижения запаса является развитием модели с запаздыванием (Quinn and Deriso, 1999). В этом методе используются биологически значимые параметры и информация для определения задержки во времени, связанной с процессами роста и пополнения. Метод позволяет прогнозировать динамику общей биомассы популяции, не требуя информации о возрастной структуре. Метод можно считать концептуальным гибридом динамических продукционных моделей и методов анализа возрастного состава уловов (Hilborn and Walters 1992). В работах Кимуры и Тагарта (Kimura and Tagart, 1982) и Кимуры (Kimura, 1988) приводится общее описание подхода. Модель снижения запаса является частью компьютерной программы (PМOD), разработанной Фрэнсисом (Francis, 1992, 1993). В свою очередь, эта программа – часть более крупного пакета прикладных программ CASAL (<http://www.niwasience.co.nz/nafa/tools/casal>). Стохастический анализ снижения запаса предназначен для нахождения распределений вероятностей оценки величины запаса во времени для альтернативных гипотез о темпах пополнения и изменчивости предполагаемых зависимостей запас – пополнение. Этот анализ можно расширить с помощью метода Монте-Карло и, далее, переходя затем к байесовскому моделированию, позволяющему оценить количество данных, которое требуется для уменьшения неопределенности, связанной с многолетним влиянием промысла на состояние запасов (Walters *et al.*, 2006).

Для корректного использования перечисленных выше моделей требуется, чтобы в имеющихся данных по промысловому усилию наблюдались значительные межгодовые колебания. Это позволяет обеспечить оптимальную подгонку модели. Важно, однако, и то, каким образом изменяются данные по промысловым усилиям и CPUE (или LPUE). Например, если имеются данные с начала промысла, которые показывают постоянный рост усилия, то данные по CPUE обычно монотонно уменьшаются. Такая «дорога в одном направлении» дает мало информации для моделей, несмотря на большой диапазон изменения величины промыслового усилия. Поэтому необходимо всегда с большим вниманием относиться к подгонке (настройке) моделей снижения запаса, а в отчет следует помещать результаты соответствующей диагностики.

### 3.4 Mass-balance models

Mass-balance models are founded on a static description of the ecosystem assuming mass-balance between production, mortality and metabolic losses. Biological species are aggregated into functional groups linked through the consumption matrix. Development of this matrix requires the potentially intensive collection of information on feeding habits and quantities. These data may also feed into multispecies models such as MSVPA (section 3.7.2).

As an example, trophic models based on Ecopath with Ecosim methodology (<http://www.ecopath.org/>) are widely used for the quantification of food webs and analyses of ecosystem dynamics (Christensen *et al.*, 2000). Ecopath with Ecosim comes in three parts: Ecopath – a static, mass-balanced snapshot of the system; Ecosim – a time dynamic simulation module for policy exploration; and Ecospace – a spatial and temporal dynamic module primarily designed for exploring impact and placement of protected areas. The model also allows dynamic simulations in time and space, as well as fitting to time-series, and evaluation of fisheries management scenarios. The Ecopath with Ecosim approach is relatively simple to apply and provides a broad perspective for ecosystem analyses. It includes functional groups, which are not routinely assessed by working groups of international commissions, and helps to evaluate their importance for the system. Hatchery populations can also be modelled within Ecosim, and hatchery production can be varied over time using time forcing functions.

Trophic-based approaches have been used to study the ecosystem of the Caspian Sea. Investigations of food available for commercial fish stocks, which is related to the carrying capacity, have been carried out (Karpyuk and Sokolskiy, 2006). Ecopath with Ecosim has been used successfully to model trophic cascade, gelatinous plankton expansions (of jellyfish *Aurelia autita* and the alien ctenophore *Mnemiopsis leidyi*) and shifts in ecosystem health in the Black Sea (Daskalov, 2000, 2002; EUROGEL, 2006). Model experiments including forcing factors like eutrophication, fishing, and invasions of ctenophores *M. leidyi* and *Beroe ovata* have simulated past and possible future changes in this system.

### 3.5 Modelling growth

Modelling growth is the determination of body size as a function of age. Age can often be determined through the counting of annual rings in hard parts including otoliths or fin spines (section 2.6), or alternatively through the collection of length frequency data and the conversion of these data into age compositions.

Note that comparing the fits of different equations to the same data and identifying the best fitting model does not imply that the model best describes biological growth. The results merely show which model best fits the data that have been collected. Further data collection may result in an alternative model fitting better.



### 3.4 Балансовые модели

Балансовые модели основаны на статическом описании экосистемы в предположении о балансе масс в ходе процессов продуцирования органического вещества, с одной стороны, и процессов смертности и метаболизма, с другой. В этих моделях биологические виды агрегируются в функциональные группы, связанные через матрицу потребления. Создание этой матрицы требует интенсивного сбора информации об особенностях и количественных характеристиках питания. Эти данные можно также использовать в таких многовидовых моделях, как MS VPA (раздел 3.7.2).

Например, для количественной оценки пищевых цепей и анализа динамики экосистемы (Christensen *et al.*, 2000) повсеместно используются трофические модели, основанные на методологиях ECOPATH и ECOSIM (<http://www.ecopath.org/>). Модельный комплекс ECOPATH / ECOSIM состоит из трех частей: ECOPATH - статическая, сбалансированная по массе модель системы; ECOSIM - динамический имитационный модуль для анализа политики эксплуатации экосистемы; и ECOPACE - пространственный и временной динамический модуль, разработанный, в первую очередь для изучения влияния на экосистему запретных районов (заповедников) и их расположения. Комплекс позволяет осуществлять динамическое имитационное моделирование пространственных и временных процессов, а также настройку моделей по временным рядам и разработку сценариев управления рыболовством. Подход ECOPATH / ECOSIM относительно прост в применении и обладает широкими возможностями для экосистемного анализа. Он включает в рассмотрение функциональные группы, обычно не оцениваемые в рабочих группах международных комиссий, и помогает определить их значимость для изучаемой экосистемы. С помощью ECOSIM можно также моделировать численность будущих поколений, а их продукцию можно менять во времени, используя для этого временные вынуждающие функции.

Модели трофических взаимодействий применялись для изучения экосистемы Каспийского моря. Были выполнены исследования кормовой базы промысловых видов рыб, которая во многом определяет емкость среды (Карпюк М. И., Сокольский А. Ф., 2006). Методология ECOPATH и ECOSIM успешно использовалась для моделирования трофической иерархии, экспансии желетелого планктона (медузы *Aurelia aurita* и вселенца гребневика *Mnemiopsis leidyi*), а также изменений в состоянии экосистемы Черного моря (Daskalov, 2000, 2002; EUROGEL, 2006). Модельные эксперименты, проведенные с учетом форсирующих факторов: эвтрофикации, рыболовства, вселения гребневиков *M. leidyi* и *Beroe ovata*, позволили смоделировать как прошлые, так и возможные в будущем изменения в экосистеме.

### 3.5 Моделирование роста

Моделирование роста - это выражение размера тела особи в виде функции возраста. Часто возраст можно определить путем подсчета годовых колец на регистрирующих структурах, включая отолиты или плавниковые лучи (раздел 2.6), или альтернативным способом, посредством сбора данных о частотном распределении длины особей и преобразования этих данных в возрастной состав.

Необходимо отметить, что подгонка различных уравнений к одним тем же данным и выявление наиболее удачно подогнанной модели не означает, что эта модель описывает биологический рост наилучшим образом. Результаты просто показывают, какая модель лучше всего соответствует собранным данным. Дальнейший сбор данных может привести к тому, что лучшей окажется другая модель.



### 3.5.1 The von Bertalanffy growth equation

Length-at-age data can be fitted to growth equations to estimate parameters important for stock assessment and management. Generally, a von Bertalanffy growth equation is fitted to the data (von Bertalanffy, 1934). This equation satisfies two important criteria, fitting most of the observed data of fish growth, and being readily incorporated into stock assessment models. This model expresses the length  $L$  as a function of the age of the fish  $t$ :

$$L_t = L_\infty [1 - e^{-K(t-t_0)}],$$

where  $L_t$  is the length at age  $t$ ,  $L_\infty$  the asymptotic length,  $K$  the coefficient of growth, and  $t_0$  is the theoretical age at zero length.

Growth equations can be fitted to hard-part-derived length-at-age data through least squares methods, or likelihood approaches (Kimura, 1980). In either case, the standard errors of the parameters should be presented.

Care should be taken when interpreting growth parameter estimates, because they are strongly affected by the quality and quantity of data available. Issues arise because of a lack of smaller younger individuals through gear selectivity, and larger individuals through historical fishing pressure. Failure to include larger, older individuals reduces the information on the  $L_\infty$  parameter of the von Bertalanffy growth equation, while a lack of younger individuals reduces the information on the  $K$  parameter. Considerable uncertainty can result, which is transferred to stock assessments when these growth parameters are used. A range of methods to cope with this has been used, including setting the value of  $t_0$  to be zero (thereby constraining the estimates of both  $L_\infty$  and  $K$ ). If this approach is used, it must be clearly documented and justified when presenting the parameter estimates. Bayesian approaches (e.g. through the use of WinBUGS – <http://www.mrc-bsu.cam.ac.uk/bugs/>) can also be used. Prior distributions for the growth parameters can be set based upon estimates derived for the same species from different areas, or similar species from the same area, or for  $L_\infty$  based upon historical knowledge of the largest fish caught from the population. The prior and posterior distributions should be documented with resulting estimates.

### 3.5.2 Growth from tagging data

Growth parameters can be estimated from tagging data using non-linear estimation procedures with the equation of Fabens (1965):

$$C_i = (L_\infty - L_i)(1 - e^{-Kt_i}) + e_i,$$

where  $C_i$  is the change in weight from tagging to recovery of the  $i$ th fish recovered,  $L_i$  its length at tagging,  $t_i$  its time between tagging and recovery, and  $e_i$  is its deviation from the mean growth curve. A number of alternative equations have been developed to analyse tagging data, e.g. Sainsbury (1980) and Francis (1988).

### 3.5.3 Seasonal growth

The growth of species with clear seasonal patterns in growth can be analysed using a seasonalized von Bertalanffy growth equation (Pitcher and Macdonald, 1973):

### 3.5.1 Уравнение роста Бергаланфи

Данные длина-возраст можно использовать для подгонки уравнений роста, чтобы определить параметры, важные для оценки и управления запасами. Обычно под такие данные подгоняется уравнение роста Бергаланфи (von Bertalanffy, 1934). Уравнение удовлетворяет двум важным критериям: подходит для большинства наблюдаемых данных о росте рыб и легко вводится в модели оценки запасов. Это уравнение выражает длину  $L$  в виде функции возраста рыбы:

$$L_t = L_\infty [1 - e^{-K(t-t_0)}],$$

где  $L_t$  – длина в возрасте  $t$ ,  $L_\infty$  – асимптотическая длина,  $K$  – коэффициент роста, а  $t_0$  – теоретический возраст, соответствующий нулевой длине особи.

Параметры уравнений роста можно рассчитать по данным возраст-длина, полученным из анализа регистрирующих структур, с помощью метода наименьших квадратов или других подходов, использующих принцип правдоподобия (Kimura, 1980). В любом случае необходимо указывать стандартные ошибки в параметрах полученных уравнений.

К интерпретации оценок параметров роста следует подходить с особой осторожностью, потому что они в значительной степени зависят от качества и количества доступных данных. Проблемы возникают в связи с малым количеством молодежи в улове из-за селективности орудий лова и крупных особей – из-за многолетнего пресса промысла. Отсутствие данных о более крупных и старых особях уменьшает информацию, необходимую для получения достоверной оценки параметра  $L_\infty$  уравнения Бергаланфи, тогда как отсутствие молодежи уменьшает информацию, необходимую для надежного определения параметра  $K$ . В результате может возникнуть значительная неопределенность, которая переносится на оценку запасов, если в расчетах используются параметры роста. Для решения этой проблемы привлекаются различные способы, в частности, присвоение  $t_0$  нулевого значения, что снижает неопределенность оценок  $L_\infty$  и  $K$ . Применение этого метода должно подробно документироваться и обосновываться при представлении оценок параметров. Можно также использовать байесовские подходы (например, с помощью пакета WinBUGS – <http://www.mrc-bsu.cam.ac.uk/bugs/>). Распределения параметров роста можно установить априори на основе оценок, полученных для одних и тех же видов, но из разных районов, или для схожих видов из одного района. Для  $L_\infty$  предварительная оценка может быть получена, исходя из исторических данных о самой крупной особи, выловленной из данной популяции. Предварительные и последующие распределения должны быть задокументированы вместе с итоговыми оценками.

### 3.5.2 Рост по данным мечения

Параметры роста можно оценить по данным мечения с помощью нелинейной процедуры оценки с использованием уравнения Фабенса (Fabens, 1965):

$$C_i = (L_\infty - L_i)(1 - e^{-Kt_i}) + e_i,$$

где  $C_i$  – изменение веса с момента мечения до момента повторной поимки  $i$ -ой выловленной особи,  $L_i$  – ее длина во время мечения,  $t_i$  – время между мечением и повторным выловом,  $e_i$  – отклонение от кривой усредненного роста. Для анализа данных мечения разработан ряд альтернативных уравнений, например, уравнения Сейнсбери (Sainsbury, 1980) и Фрэнсиса (Francis, 1988).

### 3.5.3 Сезонный рост

Для проведения анализа роста видов, имеющих выраженные сезонные периоды развития, можно использовать уравнение Бергаланфи, адаптированное к сезонам роста (Pitcher and Macdonald, 1973):

$$L_t = L_\infty \left( 1 - e^{-K(t-t_0) - \left(\frac{CK}{2\pi}\right) \sin(2\pi(t-t_s))} \right),$$

where  $t_s$  is the "summer point" and  $C$  is the "amplitude" (both values between 0 and 1). At the time of year equal to the fraction  $t_s$  of the year that has passed, the growth rate is highest. Where  $C = 0$ , there is no seasonality in the growth rate.

### 3.5.4 Schmalgauzen's equation

Schmalgauzen's model (Schmalgauzen, 1984) relates size (mass) at time  $t$  ( $M_t$ ) with the initial mass ( $M_0$ ) and a growth rate ( $a_{(t)}$ ):

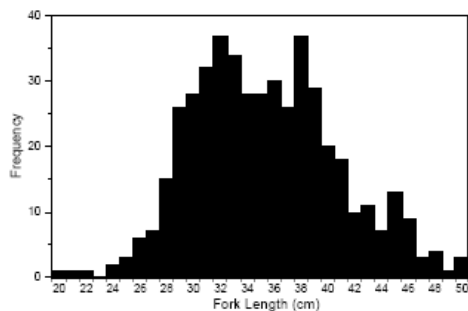
$$M_t = M_0 * 2^{\frac{1}{a_{(t)}}},$$

where.  $a_{(t)} = a_0 + kt$ ,  $a_0$  is the initial period of the doubling of mass and  $k$  is the moderating ratio of increase. This equation is based upon the logic of increasing mass in a multicellular organism through the increase and division of cells, which slows down over time. It should be noted that the formula is applicable only for the standard conditions for an increase in the organism. It does not consider variations, related to a change in feeding, etc.

### 3.5.5 Length-based estimation methods

Length-based estimation processes rely on the assumption that a sampled length frequency consists of a number of age classes. An overall length frequency distribution is therefore the result of a number of (assumed normally distributed) length frequencies for each age class. However, where growth is slow and individual variability in growth is large, these modes can overlap considerably (Figure 3.4.1). Care must be taken where knowledge of the life history characteristics of the species in question indicates these patterns.

a. Length frequency



b. Age structure

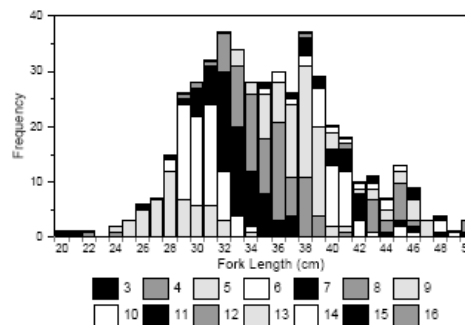


Figure 3.4.1. a) Length frequency and b) underlying age structure (years) derived from random otolith samples of *Lethrinus mahsena*.

The majority of methods based upon length frequency data use the assumption of age-specific modes in the length frequency data, and/or the progression of these modes through time, to estimate growth parameters. These methods include:

$$L_t = L_\infty \left( 1 - e^{-K(t-t_0) - \left(\frac{CK}{2\pi}\right) \sin(2\pi(t-t_s))} \right),$$

где  $t_s$  – «летняя точка»,  $C$  – «амплитуда» (обе величины изменяются от 0 до 1). Максимальная скорость роста наблюдается при  $t$ , равном доле  $t_s$  предыдущего года. При  $C = 0$ , эффект сезонности в скорости роста отсутствует.

### 3.5.4 Уравнение Шмальгаузена

Модель Шмальгаузена (1984) связывает массу особи в момент времени  $t$  ( $M_t$ ) с начальной массой ( $M_0$ ) и скоростью роста ( $a_{(t)}$ ):

$$M_t = M_0 * 2^{\frac{1}{a_{(t)}}},$$

где  $a_{(t)} = a_0 + kt$ ,  $a_0$  – начальный период удвоения массы, а  $k$  – коэффициент. Это уравнение основано на логике увеличения массы в многоклеточном организме посредством роста и деления клеток, процессов, которые замедляются со временем. Необходимо отметить, что формула применима только для случая стандартных условий роста организма. Она не учитывает колебаний роста, связанных с изменениями в питании и другими причинами.

### 3.5.5 Методы оценки, основанные на размерном составе уловов

Процедуры оценки, основанные на длине особей, опираются на допущение, что частотное распределение длин в пробе формируется особями нескольких возрастных классов. При этом допущении общее частотное распределение длины является суммарным результатом распределений длины (предполагается, – нормальных распределений) для каждого возрастного класса. Однако при медленном росте и существенной индивидуальной изменчивости роста особей моды этих распределений могут значительно перекрываться (рис. 3.4.1). Требуется особая осторожность при интерпретации данных по длине, если знание многолетних биологических характеристик исследуемых видов указывает на существование подобных особенностей.

а) Распределение длины

б) Возрастная структура

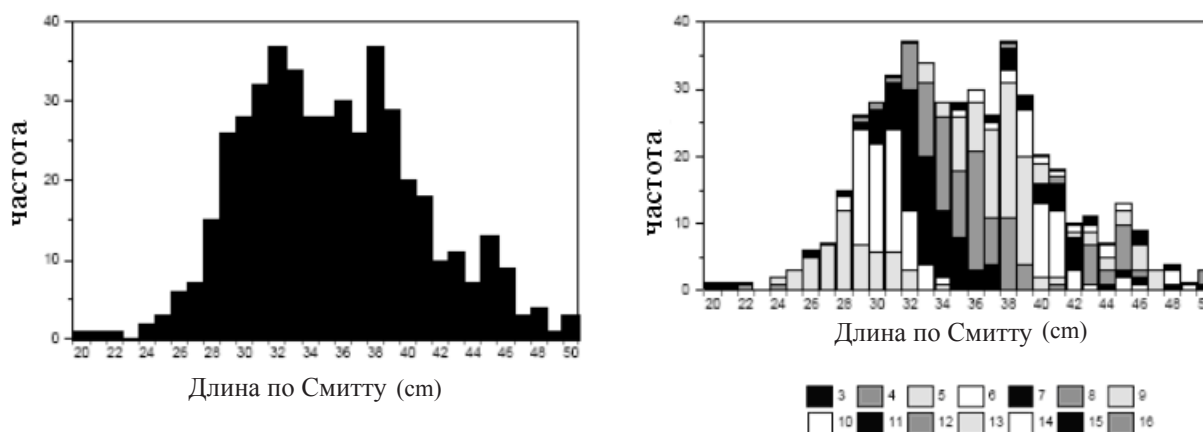


Рис. 3.4.1. а) Распределение длины; б) возрастная структура (в годах), полученная из случайных проб отолитов *Lethrinus mahsena*.

Большинство методов оценки параметров роста, основанных на данных о частотном распределении длины, используют допущение о существовании возрастных особенностей в частотном распределении длины, и/или прогрессировании этих особенностей со временем. Эти методы включают:

- **Bhattacharya's method:** splitting a composite distribution into separate normal distributions (Bhattacharya, 1967). This method uses the fact that a normal distribution (and hence numbers at length of a cohort) is transformed into a straight line when numbers-at-length are replaced by their logarithms and differences are calculated between consecutive logarithmic values.
- **Electronic Length Frequency Analysis (ELEFAN;** Pauly, 1987) uses the number and positions of peaks in a single or series of length frequencies to estimate growth. Growth curves, derived through a specified growth model and using growth parameter sets selected from a specified range, are fitted. The coincidence between observed and expected modes in length frequency distribution(s) is used to indicate the suitability of that growth parameter set.
- **Projection matrix method (PROJMAT)** uses a modification of a method originally used to forecast catch at length by projecting length compositions forward in time (Shepherd, 1987). In this method, a 'projection matrix' is derived to project length classes through time, using a given set of growth parameters and growth equation.
- **MULTIFAN** (Fournier *et al.*, 1990) assesses growth through the analysis of multiple length frequency data sets, using a maximum likelihood estimation procedure. Using a number of length frequency distributions to produce global parameter estimates, the number of significant age classes that can be resolved (and, hence, analysis sensitivity) is increased. The model again assumes that lengths in each age class can be described by normal distributions.

Many other methods are available. Approaches are used in computer packages including FiSAT (Gayanillo *et al.*, 1994) and LFDA (Holden *et al.*, 1995b).

### 3.5.6 Reporting estimates

When reporting growth parameter estimates, the following information should be provided:

- The method used to estimate the parameters
- The age range and hence potential impacts on growth parameter estimates
- Where possible, the uncertainty around the growth parameter estimates

## 3.6 Estimating mortality and yield per recruit

Length- and age-based approaches, including VPA (section 3.7), ultimately estimate the mortality suffered by the fish population either overall (total mortality), or split into natural and fishing mortality, potentially by age class. In this section, estimation of total and natural mortality is the focus. The methods do not require estimates of total catch from the population, and hence can be used as a relative measure of overall mortality that can be assessed for trends over time. They do not provide estimates of population size (see section 3.7). The development of yield-per-recruit estimates is also discussed.

- **Метод Бхаттачарья:** деление сложного распределения на отдельные нормальные распределения (Bhattacharya, 1967). В методе используется то обстоятельство, что нормальное распределение (и, следовательно, количество особей разных размеров в когорте) преобразуется в прямую линию, если численности особей, сгруппированные по размерам, заменить их логарифмами и вычислить разности между последовательными значениями этих логарифмов.
- **Электронный анализ частотного распределения длины (ELEFAN; Pauly, 1987)** для оценки роста учитывает количество и расположение пиков в одиночном или в серии частотных распределений длины. На основе набора значений параметров роста, отобранных из некоторого диапазона, с помощью определенной модели строятся кривые роста. Совпадение между наблюдаемыми и расчетными модами частотных распределений (или распределений) длины служит критерием для суждения о пригодности использованных значений параметров роста.
- **Метод прогностической матрицы (PROJMAT)** использует модификацию метода, изначально применявшегося для прогнозирования уловов по размерным группам с помощью экстраполяции размерного состава на заданную перспективу (Shepherd, 1987). В этом методе «прогностическая матрица» создается с целью прогнозирования численности размерных групп, при котором используется заданный набор параметров и уравнений роста.
- **MULTIFAN (Fournier et al., 1990)** оценивает рост путем анализа многочисленных наборов данных о частотном распределении длины с привлечением процедуры оценки максимального правдоподобия. Использование многих частотных распределений длины для получения обобщенных оценок параметров повышает количество включаемых в анализ важных возрастных групп, а, следовательно, и чувствительность анализа. В этом методе, как и в рассмотренных ранее, принято допущение, что распределение длин в каждой возрастной группе можно описать с помощью нормального распределения.

Существуют и другие методы анализа размерного состава. Различные подходы используются в ряде пакетов прикладных программ, в частности, в FiSAT (Gayanillo *et al.*, 1994) и LFDA (Holden *et al.*, 1995b).

### 3.5.6 Отчеты о результатах оценки

В отчетах о результатах оценки параметров роста необходимо приводить следующую информацию:

- метод оценки параметров;
- рассматриваемый возрастной диапазон, а значит, и возможное его влияние на оценки параметров роста;
- когда это возможно, для найденных параметров роста приводить оценки неопределенности.

## 3.6 Оценка смертности и улова на рекрута

Подходы, основанные на анализе размерной и возрастной структур улова, включая VPA (раздел 3.7), в конечном счете оценивают смертность популяции рыб по отдельным возрастным группам: либо общую смертность, либо раздельно естественную и промысловую смертности. В данном разделе основное внимание уделено оценке общей и естественной смертностей. Рассматриваемые здесь методы не требуют оценки общего вылова из популяции и поэтому служат для определения относительной меры общей смертности, оценку которой можно использовать для выявления временных трендов. Эти методы не позволяют получить оценку величины популяции (см. раздел 3.7). В данном разделе также обсуждаются методы оценки улова на рекрута.

### 3.6.1 Total mortality from CPUE data

Total mortality can be estimated when estimates of the number of fish in a cohort are available from two different periods of the exploited phase,  $t_1$  and  $t_2$ :

$$Z = \frac{1}{t_2 - t_1} * \ln\left(\frac{N(t_1)}{N(t_2)}\right).$$

Only the ratio between  $N(t_1)$  and  $N(t_2)$  is needed, and hence CPUE, which is assumed to be proportional to the number of fish in the sea, can be used with some knowledge of the catchability coefficient ( $q$ ):

$$\frac{N(t_1)}{N(t_2)} = \frac{q * N(t_1)}{q * N(t_2)} = \frac{CPUE(t_1)}{CPUE(t_2)},$$

and the equation for  $Z$  can then be rearranged. For vessel surveys, where  $q$  is kept constant, this is relatively straightforward. Where age data are available, the numbers of fish caught per unit of effort of each age group (cohort) can be determined directly. Where commercial data are used, CPUE is commonly an average value ( $\overline{CPUE}$ ) over a longer period (e.g. monthly, quarterly, annual):

$$\overline{CPUE}(t_1, t_2) = q * \overline{N}(t_1, t_2),$$

being the catch of a cohort during the period from  $t_1$  to  $t_2$  divided by the effort in that period.

### 3.6.2 Linearized catch curves

The linearized catch curve graphically represents the logarithms of numbers caught against age. Where ages of fish can be readily obtained, this is straightforward. Where only length data are collected, a growth curve must be used to convert length into age.

Where there is a constant time interval (i.e.  $t_2 - t_1$  is constant, e.g. 1), the catch equations simplify to:

$$\ln C(t, t + \Delta t) = g - Z * t,$$

where

$$g = d + \ln[1 - \exp(-z * (t_2 - t_1))].$$

The catch data (e.g. number caught in year  $y$  of age between  $t$  and  $t+1$  years;  $C(y, t, t+1)$ ) can then be linearized by taking the natural logarithm. Younger ages may not be fully exploited, and hence will not lie on the line of the catch curve. Assuming that recruitment and other parameters have remained constant (a strong assumption!), the gradient of the straight line through the remaining points is then  $-Z$ . Methods to cope with variable time intervals, likely when length-converted catch curves are used, are reported in most fisheries assessment texts and fisheries software packages.



### 3.6.1 Общая смертность по данным CPUE

Оценку общей смертности ( $Z$ ) можно получить, если имеются оценки количества рыб в некотором поколении (когорте) за два разных периода промысловой стадии его жизни,  $t_1$  и  $t_2$ :

$$Z = \frac{1}{t_2 - t_1} * \ln \left( \frac{N(t_1)}{N(t_2)} \right).$$

Для расчета  $Z$  достаточно знать только соотношение  $N(t_1)$  и  $N(t_2)$ . Следовательно, зная величину коэффициента уловистости ( $q$ ), можно вместо  $N$  использовать CPUE, который предположительно пропорционален количеству рыб в море. Это позволяет преобразовать выражение в скобках следующим образом:

$$\frac{N(t_1)}{N(t_2)} = \frac{q * N(t_1)}{q * N(t_2)} = \frac{CPUE(t_1)}{CPUE(t_2)}.$$

В случае научных съемок, когда  $q$  является константой, это относительно простой метод. Если есть данные о возрасте, можно непосредственно определить количество рыб каждой возрастной группы (когорты) на единицу усилия. При использовании промысловых данных CPUE обычно является средним значением ( $\overline{CPUE}$ ) за длительный период (например, за месяц, квартал, год):

$$\overline{CPUE}(t_1, t_2) = q * \overline{N}(t_1, t_2),$$

и рассчитывается как улов из рассматриваемой генерации за период с  $t_1$  по  $t_2$ , деленный на промысловое усилие, затраченное за этот период.

### 3.6.2 Линеаризованные кривые улова

Линеаризованная кривая улова представляет собой график логарифма численности улова по возрастам. Если имеется информация о возрасте рыб, построение кривой не вызывает никаких трудностей. Если имеются только данные о длине особей, для преобразования длины в возраст необходимо использовать кривую роста.

При постоянном временном интервале (т.е.,  $t_2 - t_1$  - константа, равная, например, 1) уравнение улова упрощается до следующей формулы:

$$\ln C(t, t + \Delta t) = g - Z * t,$$

где

$$g = d + \ln[1 - \exp(-z * (t_2 - t_1))].$$

Данные об улове (например, улов в год  $y$  рыб в возрасте с  $t$  по  $t+1$  лет;  $C(y, t, t+1)$ ) можно затем линеаризовать, перейдя к их натуральным логарифмам. Младшие возрастные группы эксплуатируются не полностью, поэтому они не включаются в кривую улова. Допуская, что пополнение и другие параметры остаются постоянными, наклон прямой, проведенной через оставшиеся точки, будет равен  $-Z$ . В большинстве учебников по оценке рыбных запасов и в прикладном программном обеспечении описаны методы решения рассматриваемой задачи для переменных интервалов времени, которые, как правило, сопутствуют использованию кривых улова, полученных путем преобразования данных по размерному составу уловов.

### 3.6.3 Other approaches

There is a range of other equations to estimate total mortality. These include Beverton and Holt's  $Z$  equations (Beverton and Holt, 1956), which rely on length frequency data and growth parameter estimates, and the Powell–Wetherall method (Powell, 1979; Wetherall *et al.*, 1987). Readers should refer to standard assessment texts (e.g. Hart and Reynolds, 2002).

### 3.6.4 Natural mortality

Natural mortality is a key variable in most fisheries assessment approaches. However, it remains a very difficult parameter to estimate. It can be estimated by regressing instantaneous total mortality rate on (standardized) fishing effort, and projecting back to the level of zero effort. The resulting estimate of total mortality is assumed to be the level of natural mortality. Total mortality estimates in an unfished (or recently exploited) population also provide estimates of natural mortality. Predation mortality can be considered through use of MSVPA (section 3.7.2), although this forms only a part of total natural mortality. Empirical estimators have been developed which relate von Bertalanffy growth parameters (section 3.5) to natural mortality. Pauly's empirical formula (Pauly, 1980), for example, describes natural mortality as a function of  $K$ ,  $L_\infty$  and the average annual sea surface temperature ( $T$ , °C):

$$\ln(M) = -0.015200.279 * \ln(L_\infty) + 0.6543 * \ln(K) + 0.463 * \ln(T).$$

Rikhter and Efanov (1976) related natural mortality to the age at which 50% of the population were mature ( $T_{m50\%}$ ):

$$M = \frac{1.521}{T_{m50\%}^{0.720}}.$$

Like other empirical formulae, the resulting estimates represent qualified guesses.

Tagging and telemetry data provide alternative approaches to estimating natural mortality levels for a stock. Tag reporting rates are needed to estimate natural mortality from tagging, through either a reward tagging study or creel survey/port sampling (Pollock *et al.*, 1991). Hoenig *et al.* (1998) incorporated fishing effort into multi-year tag return studies to estimate the natural mortality rate and catchability coefficient, by assuming that tag reporting and retention-survival rates (short-term probability of retaining a tag and surviving the tagging process) were known. However, the approaches assume that newly tagged animals are completely mixed within the population and have the same survival rates as previously tagged ones after release. Telemetry methods allow the natural mortality of animals to be obtained at shorter time intervals than tagging (which in multi-year tagging programmes is generally on an annual scale). Combining tagging and telemetry uses more available information for estimation, and can provide an estimate of tag reporting rates. A suggested approach is given by Pollock *et al.* (2004).

### 3.6.3 Другие подходы

Существует ряд других уравнений для оценки общей смертности. Сюда входят уравнения Бивертон и Холта (Beverton and Holt, 1956), которые основаны на данных о частотном распределении длины и на оценках параметров роста, а также метод Пауэлла-Уэзеролла (Powell, 1979; Wetherall *et al.*, 1987). За подробностями следует обратиться к учебникам по стандартным методам оценки запасов (например, Hart and Reynolds, 2002).

### 3.6.4 Естественная смертность

Естественная смертность является важнейшей переменной в большинстве подходов к оценке запасов. Однако она остается параметром, который крайне сложно оценить. Оценку можно выполнить путем построения регрессии мгновенной общей смертности на (стандартизированное) промысловое усилие и оценки смертности для нулевого значения усилия. Полученная оценка общей смертности считается оценкой естественной смертности. Оценка общей смертности неэксплуатируемой (или недавно эксплуатируемой популяции) также позволяет оценить естественную смертность. Смертность, вызванную хищничеством, можно рассмотреть в контексте MSVPA (раздел 3.7.2), хотя смертность от хищничества - только часть общей естественной смертности. Были разработаны эмпирические оценки, связывающие параметры роста уравнения Бергаланфи (раздел 3.5) с естественной смертностью. Например, эмпирическая формула Поли (Pauly, 1980) описывает естественную смертность в виде функции  $K$ ,  $L_\infty$  и среднегодовой температуры поверхности моря ( $T$ , °C):

$$\ln(M) = -0.015200.279 * \ln(L_\infty) + 0.6543 * \ln(K) + 0.463 * \ln(T).$$

В формуле Рихтера и Ефанова (Rikhter and Efanov, 1976) естественная смертность связана с возрастом, в котором 50% особей популяции достигают половой зрелости ( $T_{m50\%}$ ):

$$M = \frac{1.521}{T_{m50\%}^{0.720}}.$$

Как и в случае других эмпирических формул, полученные с ее помощью оценки представляет собой не более чем компетентные предположения.

Данные мечения и телеметрии позволяют разработать альтернативные подходы к оценке естественной смертности в изучаемом запасе. Для оценки смертности от мечения необходимы данные о возвратах меток. Такие данные получают с помощью специальных программ, которые предусматривают либо вознаграждение за возврат меток, либо проведение выборочного обследования выгрузок в порту (Pollock *et al.*, 1991). Чтобы оценить темп естественной смертности и коэффициент улавливаемости, Хениг и др. (Hoenig *et al.*, 1998) включили сбор данных по промысловому усилию в многолетний эксперимент мечения. При этом допускалось, что известны данные о возвратах меток, выживании особей после мечения и краткосрочной вероятности сохранения на них меток. Однако подобные подходы предполагают, что особи, будучи выпущены после мечения, сразу же смешиваются с остальной популяцией и имеют тот же коэффициент выживания, что и ранее меченные. Методы телеметрии позволяют определить естественную смертность за более короткие интервалы, чем мечение, которое обычно проводится по этапам продолжительностью 1 год в рамках многолетних программ. Сочетание мечения и телеметрии дает больше необходимой информации для расчетов и позволяет оценить коэффициент возврата меток. Такой подход предложен Поллоком и др. (Pollock *et al.*, 2004).

### 3.6.5 Yield-per-recruit

Beverton and Holt's yield-per-recruit model (Beverton and Holt, 1957) is a development of the catch equation (Baranov, 1918). By summing across cohorts and taking into account increases in weight, the familiar equation is derived:

$$\frac{Y}{R} = F * \exp[-M * (T_c - T_r)] * W_\infty * \left[ \frac{1}{Z} - \frac{3S}{Z+K} + \frac{3S^2}{Z+2K} - \frac{S^3}{Z+3K} \right],$$

where  $S = \exp[-K * (T_c - T_0)]$ ,  $K$  and  $t_0$  are the von Bertalanffy growth parameters,  $T_c$  and  $T_r$  are the ages at first capture and recruitment,  $W_\infty$  is the asymptotic body weight,  $F$  the fishing mortality,  $M$  the natural mortality, and  $Z = F + M$ , the total mortality.

YPR analysis was used by Taghavi Motlagh (2001) for *Huso huso* in the Caspian Sea. Sex-specific yield curves indicated  $F_{MSY} = 0.07$  for female and  $F_{MSY} = 0.16$  for males. More recently, Abdolmalaki and Psuty (2007) estimated the MSY of pikeperch (*Sander lucioperca*) for Iran's coastal waters, and found that 2000–2001 catches exceeded the MSY level.

A similar function can be used to derive spawner-stock biomass per recruit ( $B/R$ ). If all individuals die at age  $n$ , then  $B/R$  is given by:

$$B/R = \sum_{a=r}^n e^{-\sum_{i=r}^{a-1} S_i E + M_i} W_i Q_i,$$

and for a plus-group (i.e. summation of all ages from the last age to infinity):

$$B/R = \sum_{a=r}^{n-1} e^{-\sum_{i=r}^{a-1} S_i E + M_i} W_i Q_i + e^{-\sum_{i=r}^{n-1} S_i E + M_i} \frac{W_n Q_n}{1 - e^{-S_n E + M_n}},$$

where  $a$  is the age,  $n$  the oldest age,  $r$  the age at recruitment,  $W_a$  the mass-at-age in the catch,  $S_a$  the selectivity-at-age,  $M_a$  the natural-mortality-at-age,  $Q_a$  the proportion mature-at-age, and  $E$  is the overall  $F$ .

### 3.6.6 Reporting results

Care must be taken when using catch curves to estimate total mortality. Besides the strong assumption of a constant system, the approach is subjective because the points to be included within the regression of the linearized data are selected arbitrarily by the user.

The resulting plots and justification for the points selected, as well as the uncertainty around the estimate of  $Z$  (obtained simply from the confidence intervals around the gradient), should be reported.

### 3.6.5 Улов на рекрута

Модель улова на единицу пополнения (Бивертон и Холт, 1957) является развитием уравнения улова Ф.И.Баранова (1918). Суммируя параметры запаса по возрастным группам и учитывая весовой рост особей, получим известное уравнение:

$$\frac{Y}{R} = F * \exp[-M * (T_c - T_r)] * W_\infty * \left[ \frac{1}{Z} - \frac{3S}{Z+K} + \frac{3S^2}{Z+2K} - \frac{S^3}{Z+3K} \right],$$

где  $S = \exp[-K * (T_c - T_0)]$ ,  $K$  и  $t_0$  – параметры роста Бергаланфи,  $T_c$  и  $T_r$  – возраст соответственно первого появления в уловах и возраст достижения промыслового размера (возраст пополнения),  $W_\infty$  – асимптотический вес тела,  $F$  – промысловая смертность,  $M$  – естественная смертность, а  $Z = F + M$  – общая смертность.

Тагави Мотлах (Taghavi Motlagh, 2001) применил YPR-анализ для белуги (*Huso huso*) на Каспии. Кривые улова показали, что  $F_{MSY} = 0.07$  для самок и  $F_{MSY} = 0.16$  для самцов. Позднее Абдолмалаки и Псути (Abdolmalaki and Psuty, 2007) оценили MSY судака (*Sander lucioperca*) в прибрежных водах Ирана и обнаружили, что уловы 2000-2001гг. превышали найденный ими уровень MSY.

Аналогичное выражение можно использовать для вывода уравнения биомассы нерестового запаса на единицу пополнения ( $B/R$ ). Если предположить, что все особи изучаемого запаса погибают в возрасте  $n$ , то:

$$B/R = \sum_{a=r}^n e^{-\sum_{i=r}^{a-1} S_i E + M_i} W_i Q_i.$$

Если ввести в рассмотрение плюс-группу (т.е. сумму всех старших возрастных групп, начиная от последней идентифицированной возрастной группы), выражение примет вид:

$$B/R = \sum_{a=r}^{n-1} e^{-\sum_{i=r}^{a-1} S_i E + M_i} W_i Q_i + e^{-\sum_{i=r}^{n-1} S_i E + M_i} \frac{W_n Q_n}{1 - e^{-S_n E + M_n}},$$

где  $a$  – возраст,  $n$  – самый старший возраст,  $r$  – возраст пополнения,  $W_a$  – средняя масса особи в возрасте  $a$ ,  $S_a$  – селективность для особей в возрасте  $a$ ,  $M_a$  – естественная смертность в возрасте  $a$ ,  $Q_a$  – доля половозрелых особей в возрасте  $a$ ,  $E$  – общий мгновенный коэффициент промысловой смертности.

### 3.6.6 Отчет о результатах

Необходимо с особой осторожностью использовать кривые улова для оценки общей смертности. Помимо чрезмерно «сильного» допущения о постоянстве системы, этот подход отличается субъективностью, поскольку точки, по которым строится регрессия линеаризованных данных, выбираются произвольно.

В отчет о результатах исследования с применением описанных в этом разделе методов следует включать результирующие графики и обоснования выбора исходных точек, а также показать неопределенность в оценке  $Z$  в виде ее доверительного интервала.

Full details of the parameters used in the yield-per-recruit analysis, with examination of potential uncertainty (e.g. the impact of variations in parameters on the resulting estimates) should be included.

### 3.7 Age-based methods of assessment and forecasting

Where information on age can be obtained, age-based methods of assessment currently represent the state-of-the-art in fisheries science.

Cohort analysis, or Virtual population analysis (VPA), estimates the historical status of a population. This approach is also available for length-based analyses (e.g. Pauly, 1984). VPA analyses catches of commercial fisheries, obtained through fisheries statistics, combined with detailed information on the contribution of individual cohorts to the catch (through sampling programmes and age readings). Using this information, the approach analyses what can be measured (the catch), to calculate the population that must have been present in the water to produce that catch. By tracking cohort catches back through time, and with assumptions on the level of natural mortality, estimates of fishing mortality can be obtained. The underlying equation (from Pope's approximation; Pope, 1972) is:

$$P_{y,a} = \exp\left[\frac{M_a}{2}\right] C_{y,a} + \exp^{M_a} P_{y+1,a+1},$$

where  $P_{y,a}$  is the population at age  $a$  in year  $y$ , and  $C_{y,a}$  is the catch at age  $a$  in year  $y$ .

#### 3.7.1 Assumptions and issues with VPA

The results of VPA tend to be more certain where fishing mortality is high; where the catch constitutes a small fraction of the stock (i.e. fishing mortality is low) estimates of stock size are highly uncertain.

As natural mortality is assumed, the reliability of VPA is also dependent on the level of natural mortality relative to fishing mortality. Again, where fishing mortality is high, uncertainty in natural mortality has less impact.

For each step of the process, there are three unknowns (number in current year at age, fishing mortality in current year at age, and number in previous year at previous age) for each set of two equations. This would make the equations insoluble. However, in all cases except the first set at the oldest age group, the number in current year at age is known from the solution of the preceding set of equations. However, with this first set of equations, some assumptions need to be made to allow them to be solved. Commonly, this involves an assumption of a value for fishing mortality of the oldest age group, the "terminal  $F$ ".

For a given terminal  $F$ , estimates of the historical population can be derived. However, additional information is needed to narrow down potential estimates. These can be additional assumptions (specifying a stronger and less highly parameterized model – separable VPA), or using standardized time-series of CPUE (section 3.3.1) and survey abundance information for tuning the VPA.

Pope and Shepherd (1985) simulation tested a range of VPA tuning methods to examine their performance where there were both random and systematic changes in the data. Where

В отчете необходимо указать все особенности параметров, использованных в анализе улова на единицу пополнения, включая исследование потенциальной неопределенности полученных оценок (например, влияние колебаний величин параметров на конечные результаты).

### 3.7 Когортные методы оценки и прогнозирования

Если можно собрать информацию о возрасте, следует использовать методы, основанные на анализе возрастного состава, которые входят в золотой фонд рыбохозяйственной науки.

Когортный анализ, или анализ виртуальной популяции (VPA), оценивает историческое состояние популяции. Этот подход можно использовать и для анализа размерного состава (например, Pauly, 1984). VPA анализирует коммерческие уловы, данные о которых берутся из промысловой статистики, в сочетании с подробной информацией о вкладе отдельных когорт в уловы (полученной с помощью программ отбора проб и определения возраста). Используя эту информацию данный подход анализирует то, что поддается измерению (улов), чтобы получить оценку популяции, которая должна находиться в водоеме, чтобы обеспечить получение этого улова. Проследив уловы из разных возрастных групп за прошлые годы и приняв допущение о величине естественной смертности, можно оценить промысловую смертность. Основным уравнением в аппроксимации Поупа (Pope, 1972) является:

$$P_{y,a} = \exp\left[-\frac{M_a}{2}\right] C_{y,a} + \exp^{M_a} P_{y+1,a+1},$$

где  $P_{y,a}$  – численность возрастной группы  $a$  в год  $y$ , а  $C_{y,a}$  – улов из возрастной группы  $a$  в год  $y$ .

#### 3.7.1 Допущения и некоторые особенности VPA

Результаты, полученные с помощью VPA, стремятся к большей определенности, когда промысловая смертность высока; если улов составляет небольшую долю запаса (т.е. промысловая смертность незначительна), оценки величины запаса являются крайне неопределенными.

Поскольку значение естественной смертности задается, надежность VPA также зависит от уровня естественной смертности по отношению к промысловой. Если промысловая смертность велика, неопределенность в естественной смертности оказывает меньшее влияние на оценку запаса.

На каждом этапе вычислений для каждой системы двух уравнений имеются три неизвестных: численность соответствующей возрастной группы в текущем году, промысловая смертность этой возрастной группы в текущем году и численность предшествующей возрастной группы в предыдущем году. С первого взгляда задача кажется неразрешимой. Однако численность особей в любой возрастной группе (кроме самой старшей) в текущем году можно найти путем решения предыдущей системы уравнений. При этом, чтобы решить первую систему уравнений, нужно принять определенные допущения. Обычно одно из допущений касается величины промысловой смертности в самой старшей возрастной группе, так называемого «терминального  $F$ ».

При заданном терминальном  $F$  можно получить оценку ретроспективного состояния популяции. Однако для уменьшения потенциальных ошибок в оценках параметров требуется дополнительная информация. Это могут быть дополнительные допущения (уточняющие более строгую и менее параметризованную модель – сепарабельный VPA) или использование стандартизированных временных рядов CPUE (раздел 3.3.1) и информации об учетных съемках численности для настройки VPA.

Поуп и Шепард (Pope and Shepherd, 1985), чтобы проверить эффективность ряда методов настройки VPA, провели их испытания с помощью имитационного моделирования, вводя в исходные данные случайные и систематические ошибки. При постоянной улавливаемости ( $q=\text{const}$ ) все методы



catchability was constant, all tuning methods performed well, even in the presence of substantial noise on both catch and effort data. However, where catchability varied systematically, but the method assumed it constant, there could be serious bias.

Megrey (1989) provides an excellent review of the variety of age-based assessment approaches, detailing their advantages and disadvantages.

### 3.7.2 Computer packages

A range of computer packages based upon age-based and VPA concepts are available. The basis of examples are provided below, but more complete lists and details are provided on:

- <http://www.flr-project.org/fems/doku.php?id=flr:catalogue>;
- <http://www.ices.dk/datacentre/software.asp>, which also contains links to many of the packages.
- eXtended Survivors Analysis (XSA; Shepherd, 1999), which focuses on the relationship between catch per unit effort and population abundance, allowing a more complicated model for the relationship between CPUE and year-class strength at the youngest ages than usual in VPA/cohort analysis;
- Instantaneous Separable VPA (ISVPA; Kizner and Vasilyev, 1997; Vasilyev, 2005) can be specifically used to assess stocks where only catch-at-age data are available, or other data are considered to be too noisy, for example where catch-at-age data time-series for species are short (within a year) due to periodic fishing. It can estimate the natural mortality coefficient and terminal fishing parameters, without using any auxiliary data (survey data, fishing effort series etc.);
- Integrated Catch-at-age Analysis (ICA; Patterson and Melvin, 1996) that combines a statistical separable model of fishing mortality for recent years with a conventional VPA for the more distant past. Approximate estimates of the variance of many of the estimated parameters of interest can be calculated. Catches at age are assumed to be measured with an error that has an independent lognormal distribution, unlike conventional VPA where it is assumed that the catches at age are measured without error;
- Time-Series Analysis (TSA; Harvey, 1989) of the Kalman filter algorithm, which is thought to encapsulate the uncertainty in terminal-year estimates, and can model bycatch separately from human consumption and discard catch components;
- ADAPT (Gavaris, 1988) combines VPA with statistical procedures to estimate model parameters from tuning data. It is a flexible framework that bridges between *ad hoc* tuning and integrated methods, and can be applied even when just a few parameters are estimable. Conser and Powers (1990) extended the original framework to incorporate data from highly migratory species (tuna and swordfish);
- Multispecies VPA (MSVPA; Gislason and Helgason, 1985), which divides natural mortality into predation mortality and other natural mortality. The data for this approach require considerable knowledge of the feeding habits of the major predatory fish in the area being considered, and the approach is highly data-intensive as a result. Even then, it generally remains a snapshot of predation mortality at a given time. The use of MSVPA for predator species is limited, because most predation occurs at pre-recruit ages.

настройки показали хорошие результаты даже при значительной «зашумленности» данных по уловам и усилиям. Однако если улавливаемость систематически менялась, тогда как метод предполагал ее постоянство, возникала возможность серьезной погрешности.

Мегре (Megrey, 1989) подготовил обзор различных подходов к оценке запасов, основанных на данных о возрастном составе уловов, детально рассмотрев их преимущества и недостатки.

### 3.7.2 Пакеты прикладных программ

Существует большой перечень доступных программных средств, предназначенных для оценки запасов с использованием данных по возрастному составу уловов и концепции VPA. Подробные сведения о программах можно найти на сайтах:

- <http://www.flr-project.org/fems/doku.php?id=flr:catalogue;>
- <http://www.ices.dk/datacentre/software.asp> (содержит ссылки на другие пакеты)

Основу многих программ составляют следующие методы:

- «Расширенный анализ выживания» (eXtended Survivors Analysis (XSA; Shepherd, 1999), который делает упор на связи между уловом на единицу усилия и численностью популяции, что делает возможным создание более сложной модели связи между CPUE и связи год-класс в самом раннем возрасте, чем обычный VPA (когортный анализ).
- «Мгновенный сепарабельный VPA» (Instantaneous Separable VPA (ISVPA); Kizner and Vasilyev, 1997; Vasilyev, 2005); представляющий собой семейство сепарабельных когортных моделей, отличительной чертой которых является целенаправленное использование принципов робастной статистики, что позволяет снизить влияние ошибок в данных на результаты анализа и полнее извлекать имеющуюся в данных полезную информацию об исследуемой системе запас-промысел.
- «Интегрированный анализ уловов по возрастам» (Integrated Catch-at-age Analysis (ICA); Patterson and Melvin, 1996), который объединяет статистическую сепарабельную модель промысловой смертности за последние годы с традиционным VPA за более долгий период. Метод позволяет рассчитать приближенные значения дисперсии для многих из оцененных параметров. При этом предполагается, что уловы по возрастам измерены с погрешностью, имеющей независимое логарифмически нормальное распределение, в отличие от традиционного VPA, в котором допускается, что данные об уловах по возрастам ошибок не содержат.
- «Анализ временных рядов» (Time-Series Analysis (TSA); Harvey, 1989) основан на алгоритме фильтра Кальмана, который, по мнению специалистов, вносит неопределенность в оценки терминального года и позволяет моделировать прилов отдельно от составляющих улова, связанных с выбросами и потреблением части добытой рыбы самими рыбаками.
- «Адапт-метод» (ADAPT; Gavaris, 1988) объединяет VPA со статистическими процедурами оценки параметров модели по данным, используемым для настройки базовой когортной модели. Это гибкая структура, которая устанавливает связь между *ad hoc* методами настройки и интегрированными методами, и может применяться, даже если лишь немногие параметры поддаются оценке. Консер и Пауэрс (Conser and Powers, 1990) расширили возможности исходной процедуры, сделав ее применимой к данным по активно мигрирующим видам (тунец и меч-рыба).
- «Многовидовой VPA» (Multispecies VPA (MSVPA); Gislason and Helgason, 1985) делит естественную смертность на смертность от хищничества и смертность от всех других природных причин. Для реализации этого метода требуются обширные знания пищевых привычек основных хищников в исследуемом районе, что в результате делает метод чрезвычайно информационно емким. Но даже и при наличии необходимых данных метод обычно дает только разовую оценку смертности от хищничества в некоторый заданный момент времени. Применение MSVPA для хищных видов ограничено, поскольку хищничество происходит в основном в возрастах, предшествующих возрасту пополнения.

Packages commonly differ on the objective functions used to optimize fits to the data, options for constraints on parameters, and the assumptions of separability (splitting fishing mortality at age and year into fishing mortality in year and average selection at age).

Daskalov and Mamedov (2007) demonstrated the utility of ICA for anchovy kilka (*Clupeonella engrauliformis*) in the Caspian Sea, using commercial catch data and research survey relative abundance indices. They related patterns in the stock status to environmental (e.g. the arrival of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi*) and anthropogenic (e.g. overfishing) impacts (see also Mamedov, 2006).

### 3.7.3 Forecasting

After estimating the current status, management considerations require short-term forecasts of catch and biomass against management objectives (section 4.4). Note, however, that the ultimate aim is generally long-term stability and sustainable maximization of benefits from the fishery; short-term analyses should form part of these considerations, rather than being the focus of management.

Classical dynamic pool models, based upon estimates of population and fishing mortality for each age group, are commonly used. Alternative approaches use simpler multiplicative models and length compositions, or stock-production models. Essentially, short-term forecasts require an estimate of current population size, the likely exploitation pattern, estimates of the size of recruiting year classes, and assumptions of future overall levels of fishing mortality. The latter may be constrained by management goals or harvest control rules (section 4.4.2). The basic projection equation by age  $a$ , and that taking into account fish in the 'plus group'  $g$  (those fish of a particular age, e.g. that which can be readily aged through hard parts, and older) are:

$$P_{y+1,a+1} = P_{y,a} \exp^{-Z_{y,a}},$$

and

$$P_{y+1,g} = P_{y,g} \exp^{-Z_{y,g}} + P_{y,g-1} \exp^{-Z_{y,g-1}},$$

where  $P$  is the population in number at the beginning of each year, and  $Z$  is total mortality (fishing + natural mortality) in year  $y$ .

Often, future fishing mortality levels are calculated using a set of  $F$ -multipliers, representing a range of increases and decreases of fishing mortality relative to current levels (calculated, for example, as an average of fishing mortality-at-age estimates over the last three years. This average is used because single final-year  $F$  estimates from VPA contain the full sampling errors of the catch and CPUE data), reflecting the options for future stock management. Estimates of future year-class strength are often the most important ingredient. Ideally these should come from rigorous analysis of survey indices. Alternatives include the use of stock–recruitment analyses or averages, but where these contribute substantially to the fishery during the period covered by the forecast, considerable uncertainty will result. Indeed, calculations should always be started from the best possible estimates of the current surviving populations for each age group, as free as possible from sampling errors (Shepherd and Pope, 2002).

Пакеты прикладных программ обычно отличаются целевыми функциями, используемыми для оптимизации подгонки моделей к имеющимся данным; ограничениями на параметры и допущениями о сепарабельности (выражении промысловой смертности особей данного возраста в данном году через общую промысловую смертность в этом году и среднюю селективность в этом возрасте).

Даскалов и Мамедов (Daskalov and Mamedov, 2007) продемонстрировали возможность применения ИСА для каспийской анчоусовидной кильки (*Clupeonella engrauliformis*), используя данные промысловой статистики и индексы относительной численности по результатам съемки. Они связали изменения в состоянии запасов с экологическим (появлением гребневика *Mnemiopsis leidyi*) и антропогенным (переловом) воздействием (тоже Mamedov, 2006).

### 3.7.3 Прогнозирование

После оценки текущего состояния запаса необходимо разработать краткосрочный прогноз улова и биомассы для целей управления (раздел 4.4). Заметим, однако, что конечная цель управления обычно заключается в обеспечении общей долгосрочной стабильности и устойчивой максимизации доходов от рыболовства. Поэтому краткосрочный анализ должен стать частью этих соображений, а не основной задачей управления.

Широко используются классические аналитические модели, основанные на оценках численности и промысловой смертности каждой возрастной группы. Альтернативные подходы используют более простые мультипликативные модели, а также модели размерной структуры и продукционные модели. Строго говоря, для краткосрочного прогнозирования требуется оценка текущей величины популяции, вероятной модели эксплуатации, оценок численности пополнения по вступающим в промысел возрастам, и допущений относительно будущих значений промысловой смертности. Задача определения этих величин может быть ограничена целями управления или правилами регулирования рыболовства (ПРП) (раздел 4.4.2). Базовое прогностическое уравнение для возраста  $a$ , а также уравнение, учитывающее рыб в «плюс-группе»  $g$  (совокупность особей, начиная с последнего возраста, который можно с уверенностью определить по регистрирующим структурам, и старше):

$$P_{y+1,a+1} = P_{y,a} \exp^{-Z_{y,a}},$$

и

$$P_{y+1,g} = P_{y,g} \exp^{-Z_{y,g}} + P_{y,g-1} \exp^{-Z_{y,g-1}},$$

где  $P$  – численность в начале каждого года,  $Z$  – общая смертность (промысловая + естественная смертность) в году  $y$ .

Часто уровни будущей промысловой смертности вычисляются с помощью системы  $F$ - множителей, представляющих диапазон возможных изменений промысловой смертности относительно ее текущих уровней (рассчитанных, например, в виде среднего значения оценок промысловой смертности по возрастам за последние три года). В дальнейших расчетах используется это среднее значение, поскольку значение  $F$  за последний год, полученное с помощью VPA, подвержено суммарному влиянию ошибок выборки в данных по уловам и по CPUE, определяющих варианты будущего управления запасом. Оценка урожайности будущего годового класса часто является самым важным этапом прогнозирования. В идеале ее можно осуществить с помощью строгого анализа индексов численности, полученных по результатам съемок. Альтернативой может служить применение различных видов анализа зависимости запас-пополнение или анализа средних, однако все эти методы приводят к большой неопределенности, если прогнозируемые поколения будут вносить весомый вклад в промысел на протяжении прогнозируемого периода. Разумеется, расчеты всегда следует начинать с наилучших из оценок текущей численности возрастных групп, как можно более свободных от ошибок выборки (Shepherd and Pope, 2002).

Longer-term forecasts, for advice on the time-scale of stock recovery or to examine the likely impact of management interventions (e.g. target fishing mortalities, fishing gear changes) require additional thought. Yield- and biomass-per-recruit calculations can provide indications for likely effects in the long term. For other studies, stochastic projections are required, with recruitment potentially modelled by bootstrapping variability around a mean stock–recruitment relationship (section 3.8). Estimates of future weight-at-age are also critical. The longer the projection, the more uncertain the output. For example, future simulated trends under management control may reach stock status levels in which stock dynamics have not been seen historically. Projections are unlikely to be able to predict shifts in the environment, or the impact of multispecies interactions. Outputs are therefore highly uncertain, and should only be treated as ‘predictions’ in the most general sense. Their use is more in examining the potential effects of alternative management interventions. This area is expanded upon in section 4.4.3.

### 3.7.4 Reporting results

When reporting the results of age-based stock assessments, a number of different inputs and outputs should be reported for clarity and repeatability, and to allow quality assurance:

- Clear definition of the region encompassed by the assessment;
- Background to the fishery, including changes since the last assessment;
- Reference points used (for definition of  $F$ -multiplier);
- All settings used in the assessment, including the names of the data files used, should be reported to allow the assessment to be repeated;
- All changes in the software should be clearly documented;
- Justification for inclusion or exclusion of particular time-series of data;
- The input data should be presented, including the biological parameters, exact time-series of catch, effort, tuning data, and survey data, and the justification for changes from previous assessments;
- The output data should be presented in tabular and graphic form;
- All diagnostic results (e.g. residual distributions, retrospective analyses, standard errors of prediction of  $\ln(q)$ ) should be presented.

### 3.8 Stock–recruitment relationships

There is a general assumption that there is a relationship between the ‘stock’ and the number of recruits generated from that stock. Indeed, assumption of constant recruitment is dangerous because a stock capable of this cannot be collapsed, however great a fishing mortality is applied. Relationships between the number of recruits produced by a given spawning-stock biomass, SSB (a stock–recruitment model) have been developed by (for example) Ricker (1954), Beverton and Holt (1957) and Shepherd (1982):

Более долгосрочные прогнозы, целью которых являются рекомендации о временных границах восстановления запасов или изучение вероятных последствий воздействия управления на запас (например, изменения целевых значений промысловой смертности, изменений в используемых орудиях лова), требуют дополнительного обоснования. Оценки улова и биомассы на единицу пополнения могут служить индикаторами эффективности управления в долгосрочной перспективе. Для других исследований требуются стохастические прогнозы, при разработке которых потенциальное пополнение моделируется путем генерирования (методом «бутстрепа») случайных отклонений от усредненной зависимости запас-пополнение (раздел 3.8). Важное значение имеет также оценка ожидаемого распределения средней массы особи по возрастам. Чем больше заблаговременность прогнозирования, тем более неопределенны его конечные результаты. Например, смоделированные будущие тенденции в состоянии регулируемого запаса могут достичь таких уровней, которые не отвечают наблюдаемой динамике запаса. Маловероятно, чтобы прогнозы смогли предсказать изменения в окружающей среде или влияние межвидовых взаимодействий. Следовательно, результаты прогнозирования будут крайне неопределенными и могут рассматриваться только как «предсказания» в самом общем смысле. Они могут применяться скорее для изучения потенциальных последствий альтернативных вариантов управления. Эта тема развивается далее в разделе 4.4.3.

#### 3.7.4 Отчет о результатах

В отчеты о результатах оценки запасов, основанных на анализе возрастного состава, следует включать различные входные и выходные данные, чтобы обеспечить прозрачность и воспроизводимость результатов, а также необходимое качество расчетов:

- Строгое определение района, для которого проводилась оценка запасов.
- Исторические данные о промысле, включая информацию об изменениях, произошедших со времени последней оценки.
- Используемые ориентиры (для определения  $F$ -множителя).
- Все источники информации, использованные в процессе оценки, включая названия файлов с данными, чтобы процедуру оценки можно было повторить.
- Хорошо задокументированные изменения в программном обеспечении.
- Обоснования для включения или исключения из рассмотрения конкретных временных рядов данных.
- Входные данные, включая биологические параметры, временные ряды уловов, усилий, индексов съемок и данных для настройки, а также обоснование отличий от предыдущих оценок.
- Выходные данные в табличной и графической формах.
- Результаты диагностики (например, распределения остатков, ретроспективный анализ, стандартные ошибки в прогнозе  $\ln(q)$ ).

### 3.8 Зависимости «запас – пополнение»

Принято считать, что между «запасом» и численностью рекрутов, продуцированных этим запасом, существует определенная связь. Действительно, допущение о постоянстве пополнения опасно, поскольку запас, обладающий такой особенностью, не может истощиться, как бы ни высока была промысловая смертность. Зависимости между числом рекрутов и биомассой родительского нерестового запаса (модель «запас – пополнение») были предложены, в частности, Рикером (Ricker, 1954), Бивертон и Холтом (Beverton and Holt, 1957), Шепардом (Shepherd, 1982):



Ricker:

$$R = \alpha * SSB * \exp^{-\beta * SSB}$$

Beverton and Holt:

$$R = \frac{SSB}{\alpha * SSB + \beta}$$

Shepherd:

$$R = \frac{\alpha * SSB}{1 + \left(\frac{SSB}{\beta}\right)^{\gamma}}$$

The stock–recruitment relationship forms a cornerstone of fisheries assessment and management through biological reference points. Unfortunately, however, there is generally a poor relationship between SSB and the subsequent numbers of fish that recruit to the population each year. Actual stock–recruit pairs tend to lie in a cloud, through which the mean recruitment model passes. Indeed, recruitment is so variable it often appears to vary independently of stock size, until stock sizes are very low (Koslow, 1992). To increase the explanatory power of these models, which is generally weak, additional parameters and assumptions need to be introduced.

### 3.8.1 Data

To estimate the stock–recruitment relationship, two sets of data are required: the spawning-stock biomass (SSB, biomass to take into account the impact of size and weight on fecundity) and recruitment level (commonly numbers). These two datasets must be carefully matched so that the proposed causal link between SSB and recruits is maintained. If data on recruit numbers is at age 1 (and commonly it is the age at which the fish enter the fishery), the data must be offset so that last year's SSB is related to this year's recruitment level.

Both sets of data are often developed from the outputs of VPA. Recruits are the number of individuals at the recruitment age from the VPA. Given information on the proportion mature at age, weight- and numbers-at-age from the VPA, SSB is calculated by multiplying these values together and summing within a year. However, unbiased information on maturity is often difficult to come by, with research cruises often the best source of information. Annual estimates of maturity-at-age are expensive, and often maturity is assumed constant over time – a strong assumption likely to lead to biases where there are fishing- or environmentally-induced trends in maturity-at-age.

### 3.8.2 Predictive power

Stock–recruitment relationships can be used in projections of population status (section 3.7.3) where particular exploitation patterns are assumed. Within these, the mean recruitment for a given spawning-stock biomass is often used. However, there will be considerable uncertainty around the estimate, given uncertainty in the data, and bootstrapping estimates of recruitment sampling residuals around the mean stock–recruitment fit, is advisable.



Модель Рикера:

$$R = \alpha * SSB * \exp^{-\beta * SSB}$$

Модель Бивертон и Холта:

$$R = \frac{SSB}{\alpha * SSB + \beta}$$

Модель Шепарда:

$$R = \frac{\alpha * SSB}{1 + \left(\frac{SSB}{\beta}\right)^{\gamma}}$$

Зависимость между запасом и пополнением является краеугольным камнем оценки запасов и управления рыболовством с помощью биологических ориентиров. К сожалению, связь между биомассой нерестового запаса (SSB) и численностью особей, которые ежегодно пополняют запас, обычно слаба. На практике пары данных «запас-пополнение» образуют облако точек, через которое проходит модель усредненного пополнения. В действительности пополнение настолько изменчиво, что часто колеблется независимо от величины запаса, пока величина запаса не станет очень малой (Koslow, 1992). Чтобы повысить описательную способность этих моделей, которая обычно невелика, в зависимость «запас-пополнение» вводят дополнительные параметры и допущения.

### 3.8.1 Данные

Чтобы оценить зависимость запас-пополнение, необходимо иметь два набора данных: значения биомассы нерестового запаса (SSB), с помощью которой учитывается влияние величины родительского стада на плодовитость, и соответствующих величин пополнения (обычно в штуках). Эти два набора данных должны быть хорошо согласованы, чтобы поддерживать предполагаемую причинную связь между SSB и пополнением. Если данные о пополнении относятся к особям в возрасте одного года (обычно в этом возрасте особи вступают в промысловую стадию жизни), эти данные должны быть смещены таким образом, чтобы величине пополнения текущего года соответствовала величина SSB предыдущего года.

Оба набора данных часто формируются с помощью VPA. Под пополнением понимается количество особей в возрасте пополнения, полученное методом VPA. Имея информацию о долевом распределении половозрелых особей по возрастам, а также о биомассе и численности возрастных групп из VPA, можно рассчитать SSB, перемножив эти величины и просуммировав результаты по конкретному году. Однако получить несмещенную информацию о долевом составе половозрелых особей в возрастных группах обычно сложно; лучшими источниками такой информации являются научные экспедиции. Ежегодные оценки доли половозрелых особей по возрастам требуют больших затрат, поэтому часто допускается, что данные по половозрелости со временем не меняются. Это очень серьезное допущение, которое может привести к ошибкам, если существуют промысловые или экологические причины возникновения тенденций в темпах полового созревания.

### 3.8.2 Прогностическая способность

Если сделаны предположения относительно модели эксплуатации, то зависимости «запас – пополнение» можно использовать при прогнозировании состояния популяции (раздел 3.6.3). В этих прогнозах часто используется среднее пополнение для заданной биомассы нерестового запаса. Однако поскольку из-за неопределенности в исходных данных оценка пополнения будет иметь значительную погрешность, рекомендуется осуществлять «бутстреп»-оценку пополнения и строить график усредненной зависимости «запас–пополнение» с отложенными на нем значениями остатков.

### 3.8.3 Alternative formulations

Francis (1992) re-parameterized the Beverton and Holt stock–recruitment relationship in terms of steepness ( $\tau$ ) and virgin biomass ( $\gamma$ ). Steepness is the fraction of the virgin recruitment ( $R\gamma$ ) expected when SSB ( $B$ ) has been reduced to 20% of its maximum, (i.e.  $R = \tau R\gamma$  when SSB =  $\gamma/5$ ), and represents the resilience of the stock to exploitation:

$$\alpha = 4\gamma \frac{(B/R)_{F=0}(1-\tau)}{(B/R)_{F=0}(5\tau-1)}$$

$$\beta = \frac{\alpha(B/R)_{F=0}(\tau^{-1}-1)}{4}$$

Additional stock–recruitment relationships have been developed. Barrowman and Myers (2000) noted that commonly used spawner-recruitment functions assumed that with decreasing spawner abundance, the number of recruits per spawner was actually increasing. They advocated the use of a generalized ‘hockey-stick’ model, which has since been used by the International Council for the Exploration of the Sea (ICES). In its simplest form:

$$R = \alpha \min(S, S^*) = \begin{cases} \alpha S & \text{if } S < S^* \\ \alpha S^* & \text{if } S \geq S^* \end{cases}$$

Where recruitment is log-normally distributed, the model can be fitted by maximizing the log-likelihood:

$$-\frac{n}{2} \log \sum_i \left\{ \log R_i - \left( \overline{\log \alpha} + \log \min(S_i, S^*) \right) \right\}^2$$

### 3.8.4 Depensation

While all stock–recruit relationships are expected to go through the origin, their behaviour close to the origin may vary through depensatory responses (also known as the Allee effect). This is where the SSB produces fewer than the expected numbers of recruits. In the Caspian Sea, this may result from the removal of mature females from the population prior to their reaching spawning grounds in the rivers. Depensation can have a critical effect where stocks are low and recovery is underway, reducing or eliminating recovery dependent on the level of depensation. However, identifying depensatory responses means entering the lower left hand corner of the stock–recruitment relationship, and is generally not advised!

### 3.8.5 Age structure and stock reproductive potential

For many species, older, larger and better conditioned fish produce more batches of eggs and more eggs per batch, and which consist of larger and more viable eggs than those produced by smaller, lower conditioned fish (e.g. Marteinsdottir and Begg, 2002). Size-/age-related changes in reproductive output correlates with influence the variability in recruitment (Marteinsdottir and Thorarinsson, 1998). Incorporation of age-structure effects into the SSB has the potential to explain additional variation in recruitment levels. There is also recognition that the male portion of a population could have a significant effect on the reproductive potential of a stock (see Trippel 1999, 2003; Tomkiewicz *et al.*, 2003).

### 3.8.3 Альтернативные формулировки

Фрэнсис (Francis, 1992) перепараметризировал зависимость «запас – пополнение» Бивертон-Холта в терминах ее крутизны ( $\tau$ ) и биомассы девственного запаса ( $\gamma$ ). Параметр  $\tau$  численно равен доли пополнения девственного запаса ( $R\gamma$ ), ожидаемого при снижении SSB(B) до 20% от своего максимума (т.е.  $R = \tau R\gamma$ , когда  $SSB = \gamma/5$ );  $\tau$  характеризует устойчивость запаса по отношению к промыслу:

$$\alpha = 4\gamma \frac{(B/R)_{F=0}(1-\tau)}{(B/R)_{F=0}(5\tau-1)}$$

$$\beta = \frac{\alpha(B/R)_{F=0}(\tau^{-1}-1)}{4}.$$

Были разработаны и другие зависимости «запас-пополнение». Барроумэн и Майерс (Barrowman and Myers, 2000) отметили, что широко используемые формализации зависимости «нерестовый запас-пополнение» допускают, что при снижении численности производителей количество рекрутов в пересчете на одного производителя будет повышаться. Они высказались в пользу применения обобщенной модели «хоккейная клюшка», которая нашла применение в рабочих группах Международного совета по исследованию моря (ICES). Простейшая форма этой модели имеет вид:

$$R = \alpha \min(S, S^*) = \begin{cases} \alpha S & \text{if } S < S^* \\ \alpha S^* & \text{if } S \geq S^* \end{cases}.$$

Если пополнение распределено по логнормальному закону, параметры модели можно найти путем максимизации функции правдоподобия:

$$-\frac{n}{2} \log \sum_i \left\{ \log R_i - \left( \overline{\log \alpha} + \log \min(S_i, S^*) \right) \right\}^2.$$

### 3.8.4 Депенсация

Хотя ожидается, что графики зависимостей «запас-пополнение» должны проходить через начало координат, их поведение вблизи нуля может меняться благодаря депенсаторным реакциям (также известным как «эффект Олли»). Это случай, когда SSB продуцирует менее урожайное пополнение, чем ожидалось. (На Каспии такой эффект может быть вызван изъятием зрелых самок из популяции до того, как они достигнут речных нерестилищ.). Депенсация может иметь решающее значение при восстановлении подорванных запасов, замедляя или даже прекращая процесс восстановления, который зависит от ее уровня. Однако обнаружение депенсаторного эффекта означает переход в левую нижнюю часть зависимости «запас – пополнение», что обычно не рекомендуется.

### 3.8.5 Возрастная структура и репродуктивный потенциал запаса

У многих видов более старые и крупные особи, а также особи в хорошем физиологическом состоянии продуцируют больше порций икры с большим количеством икры в каждой порции, причем икра у них более крупная и жизнеспособная, чем у меньших по размеру особей и особей в худшем состоянии (Marteinsdottir and Begg, 2002). Изменения, связанные с размером и возрастом производителей, в конечных результатах воспроизводства коррелируют с изменчивостью пополнения (Marteinsdottir and Thorarinsson, 1998). Совместный учет влияния возрастной структуры и величины SSB потенциально может объяснить дополнительную изменчивость численности пополнения. Также считается, что значительное воздействие на репродуктивный потенциал запаса может оказывать половая структура популяции (см. Trippel, 1999, 2003; Tomkiewicz *et al.*, 2003).

An alternative to SSB, the Stock Reproductive Potential (SRP), was coined by Trippel (1999). The SRP is designed accurately to represent a stock's ability to produce viable eggs and larvae that can recruit to the parent population or the fishery. The SRP is the inclusion of the variable parental contribution to the stock–recruit relationship and a formalization of the ideas presented in many other studies, such as that of Marshall *et al.* (1998). Trippel (1999; in his Table 4) gives a comprehensive list of the maternal and paternal reproductive attributes that need to be considered when evaluating the SRP of a stock. That table also makes reference to the potential influence of temperature (or environment) on the SRP.

Marteinsdottir and Thorarinsson (1998) included an element of the diversity of mature ages in the population in the stock–recruitment relationship for Icelandic cod using a Shannon diversity index, leading to an improved fit to the recruitment levels. They used Generalized Linear Modelling to relate SSB and age diversity to recruitment. While this approach may explain more of the variance in recruitment, there are difficulties in relating the results to the estimation of many biological reference points, which rely on more traditional stock–recruitment relationship formulations.

### 3.8.6 Incorporating environmental effects

Reliably identifying environmental effects on fish production requires long time-series of observations of both the fish stock and a number of environmental factors that can affect its population dynamics. Hypotheses must be subject to additional testing through the accumulation of more observations (Drinkwater and Myers, 1987). It seems logical that environment will affect recruitment, with currents affecting the distribution of fertilized eggs (in broadcast spawners), temperature affecting developmental rates, etc. Multiple linear regressions can then be fitted to the data incorporating the environmental covariates, e.g. for a Ricker model:

$$\ln \frac{R_t}{B_t} = \ln(s_0) - \beta_B B_t + \beta_L L_t + \dots + \varepsilon_t,$$

where  $R_t$  is the recruitment in year  $t$ ,  $B_t$  the spawning-stock biomass in year  $t$ ,  $s_0$  the slope at the origin of stock recruitment curve,  $\beta_x$  the regression coefficient for the main effects  $B$ ,  $L$ , etc. (see Sinclair and Crawford, 2005). Of course, care must be taken when incorporating environmental effects to identify causal mechanisms, while their use to estimate future recruitment levels relies on uncertain knowledge of future environmental conditions. Operational use of these models is therefore limited.

Bulgakova (2004) proposed a modified version of the Ricker model assuming that the quantity of spawned eggs is proportional not to SSB but to the population fecundity, and therefore related to the age structure of the stock, and that natural mortality of recruitment depends on the inflow of Atlantic water into the Barents Sea. The model describes variations in Barents Sea cod recruitment, and appears to forecast it two years ahead reasonably well.

Bondarenko *et al.* (2003) showed a lack of clear dependence between year-class strength and SSB, and proposed use of the link between categories of environmental conditions and subsequent year-class strength. The proposed approach allows a generalized relative index to be obtained, characterizing environmental conditions and their impact on a stock in its period of

В качестве альтернативы SSB Триппель (Trippel, 1999) ввел новый показатель: «репродуктивный потенциал запаса» (SRP). SRP разработан исключительно с целью представить способность запаса к продуцированию жизнеспособной икры и личинок, которые смогут пополнить родительское стадо или промысловый запас. Понятие SRP включает в себя изменчивость родительского вклада в зависимость «запас–пополнение» и формализацию идей, высказанных во многих других исследованиях, таких как работа Маршалл и др. (Marshall, 1998). Триппель (Trippel, 1999; таблица 4) дает подробный список характеристик производителей, самцов и самок, которые необходимо учитывать при оценке SRP запаса. В таблице также есть ссылка по возможное влияние температуры (или окружающей среды) на SRP.

Мартейнсдоттир и Тораринссон (Marteinsdottir and Thorarinsson, 1998) включили фактор разнообразия возрастов половозрелых особей в популяции в зависимость «запас–пополнение» для исландской трески с помощью индекса разнообразия Шэннона, что улучшило подгонку зависимости к значениям численности пополнения. Чтобы связать SSB и разнообразие возрастов с пополнением, они использовали обобщенную линейную модель (GLM). Хотя этот подход и может объяснить большую часть колебаний пополнения, остаются трудности, которые касаются результатов оценки многих биологических ориентиров, основанных на более традиционных зависимостях «запас–пополнение».

### 3.8.6 Учет воздействия окружающей среды

Для надежной оценки воздействия окружающей среды на воспроизводство рыб требуются многолетние ряды наблюдений за запасом и рядом экологических факторов, которые могут повлиять на его динамику. Гипотезы должны проверяться с помощью дополнительных наблюдений (Drinkwater and Myers, 1987). Логично допустить, что окружающая среда будет влиять на пополнение, поскольку течения влияют на распределение оплодотворенной икры (на рассеяние нерестующих производителей), температура влияет на темпы развития и т.д. Тогда по данным, включающим несколько показателей среды, можно построить многофакторные линейные регрессии, например, для модели Рикера:

$$\ln \frac{R_t}{B_t} = \ln(s_0) - \beta_B B_t + \beta_L L_t + \dots + \varepsilon,$$

где  $R_t$  – пополнение в год  $t$ ,  $B_t$  – биомасса нерестового запаса в год  $t$ ,  $s_0$  – наклон кривой «запас–пополнение» в начале координат,  $\beta_x$  – коэффициент регрессии для основных факторов  $B$ ,  $L$ , и т.д. (см. Sinclair and Crawford, 2005). Разумеется, включая в рассмотрение факторы окружающей среды, чтобы установить причинно-следственные связи, необходимо соблюдать осторожность, так как их использование для прогнозирования численности пополнения опирается на неопределенное знание будущих условий окружающей среды. Поэтому применение этих моделей в качестве операционных ограничено.

Модификация модели Рикера для северо-восточной арктической трески (Булгакова, 2004) включает предположения, что количество отложенной икры пропорционально не биомассе нерестового запаса, а популяционной плодовитости, т.е. связано с возрастной структурой запаса, а естественная смертность в период формирования пополнения зависит от устойчивости притока атлантических вод в Баренцево море. Модель хорошо описывает вариабельность пополнения трески и позволяет прогнозировать его численность с заблаговременностью в 2 года.

Бондаренко и др. (2003) показали отсутствие строгой зависимости между численностью годовых классов и биомассой нерестового запаса. Авторы предложили показатели окружающей среды, позволяющие рассматривать зависимости «запас–пополнение» в соответствии с категориями условий среды. Такой подход позволяет получить обобщенный индекс, характеризующий условия окружающей среды и их воздействие на особей в период раннего онтогенеза, что может

early ontogeny, which may be feasible to use in assessing year-class abundance dependent on changes in climate. Bondarenko and his co-authors noted too that the approach might provide a robust value of biological reference points, although the environmental conditions in place at the time of recruitment would need to be estimated. Applicability of this approach to Caspian Sea species is currently limited owing to the lack of necessary time-series data.

### 3.8.7 Further reading

Mullon, C., Fréon, P., and Cury, P. 2005. The dynamics of collapse in world fisheries. *Fish and Fisheries*, 6: 111–120.

## 3.9 Dealing with unknown removals

The quality of stock assessments relies on the quality of the data they are based upon. This is particularly true of those, like VPA, that rely principally on catch data from commercial fisheries; survey data are only used in calibration. Management interventions designed to protect stock collapse can therefore have implications for stock assessments if they result in discarding and catch misreporting. However, assessment scientists can attempt to improve stock assessments by developing estimates of the level of unknown removals.

Obtaining an estimate of unknown removals for a single year is unlikely to improve a stock assessment. More likely is that it will lead to increased uncertainty as models attempt to compensate for the increased assumed catch. Assuming that a similar level of unknown removals has been taken in previous years is likely to be just as uncertain; while trends in mortality may remain similar, for example, the absolute stock level will be unknown.

Current approaches to illegal and unreported (IU) catch assessment usually relate stock estimators based upon official catch data to stock levels estimated from research survey data. For instance, comparing Russian sturgeon (*Acipenser gueldenstaedtii*) stock biomass estimated with an age-structured model using official catch statistics with an independent estimate of biomass derived from a trawl/acoustic survey, brings us closer to solving the problem of assessing IU catches of sturgeon in the Caspian Sea (Babayan *et al.*, 2006).

Darby (2004) developed a modelling approach to estimate unknown removals of North Sea cod. This used the ADAPT model structure to estimate the bias in landings. This approach related potentially biased estimates of numbers of age in year with those related to fishery-independent survey-based CPUE estimates. The time-series was divided into two, the first period having relatively unbiased catch data, and the second (more recent) period containing biased data.

Patterson (1998) used a modification of an ADAPT-style model developed by Haist *et al.* (1993) to explore the precision, accuracy and bias of estimates of parameters of management interest when catch information is incomplete but survey estimates of stock size and biological sampling of the age structure of catches are known. He found that the model can be used to estimate stock size, and hence the future catch at a known fishing mortality, with quite good accuracy even when catches are under-reported. However, estimates of actual catches and of fishing mortality were highly imprecise and very inaccurate. Parameter estimates from the model had less bias, similar precision, and greater accuracy than a conventional “tuned-VPA” calculation.



быть использовано для оценки численности возрастного класса, которая зависит от изменений океанического климата. Бондаренко и др. (2003) тоже отметили что этот подход может дать надежные оценки биологических ориентиров, если известны оценки условий среды в период формирования пополнения. Применение этого подхода для каспийских видов сдерживается ограниченной доступностью необходимых данных.

### 3.8.7 Дополнительная литература

Mullon, C., Fréon, P., and Cury, P. 2005. The dynamics of collapse in world fisheries. *Fish and Fisheries*, 6: 111–120.

## 3.9 Оценка неучтенного вылова

Качество оценки запаса зависит от качества данных, на которых она основана. Это особенно справедливо в отношении тех методов оценки (например, VPA), которые опираются, прежде всего, на данные о промысловых уловах, а данные съемок используются только для настройки. Меры по управлению, разработанные для защиты запасов от истощения, могут повлиять на оценку запасов, если они стимулируют выбросы рыбы и сокрытие данных об уловах. Однако можно попытаться улучшить качество оценки, разработав методы определения величины неучтенного вылова.

Маловероятно, что оценка неучтенного вылова за какой-либо один год улучшит оценку запасов. Вероятнее всего, что она только повысит неопределенность, поскольку модели попытаются сгладить предполагаемое увеличение улова. Допущение, что неучтенный вылов был на том же уровне и в прошлые годы, является таким же неопределенным. В то время как тенденции в темпах смертности могут оставаться схожими, абсолютная величина запаса будет неизвестна.

Существующие методы определения величины неучтенного вылова обычно построены на сопоставлении оценок запаса, основанных на официальных данных об уловах, с независимыми оценками, найденными с помощью учетных съемок. Так, к решению проблемы оценки неучтенного вылова осетровых видов рыб в Каспийском море позволило подойти сопоставление оценок биомассы запаса русского осетра (*Acipenser gueldenstaedtii*), рассчитанных с использованием когортной модели и официальной статистики вылова, с оценками запаса за те же годы, полученными методом площадей по результатам научной тралово-акустической съемки (Бабаян и др., 2006).

Дарби (Darby, 2004) разработал модельный подход к оценке неучтенного вылова трески в Северном море. Для оценки изменений в уловах был использован алгоритм ADAPT-метода. Подход связывает потенциально смещенные оценки численностей возрастных групп по годам промысла с независимыми от промысла оценками, полученными на основании значений CPUE из научных съемок. Динамический ряд уловов был разделен на две части: первая - с относительно объективными величинами улова и вторая (для последнего периода) – со смещенными данными.

Паттерсон (Patterson, 1998) использовал модификацию модели, аналогичной ADAPT-методу, которая была разработана Хайстом и др. (Haist *et al.*, 1993) для изучения точности и смещенности оценок параметров, представляющих интерес для управления запасами при неполной информации об уловах, но известных оценках величины запаса по съемкам и возрастной структуре уловов по биологическим пробам. Паттерсон обнаружил, что модель можно использовать для оценки величины запаса и, следовательно, - будущего улова при известной промысловой смертности с достаточно высокой точностью, даже при неполной статистике вылова. Однако оценки фактических уловов и промысловой смертности оказались крайне неточными и смещенными. Полученные на основе модели оценки искомых параметров имели меньшее смещение и большую точность, чем результаты традиционных расчетов, выполненных с помощью VPA с настройками.



Where landings are highly uncertain, data from systematic research vessel surveys can be used to model the population dynamics of commercially important fish stocks (Beare *et al.*, 2002). This is a field of increasing interest, and work is currently underway as part of an EU project (<http://www.ifremer.fr/drvecohal/fisboat/>) to develop new methods of fishery-independent assessment. In contrast to fishery data that can be biased but precise, survey data can be unbiased but imprecise. Therefore, survey-based assessment methods need be robust to variability in survey data. Methods to construct abundance estimates that are constrained across years by the coherence in the spatial distribution and in the time trend (statistical model-based estimates) and in the demography dynamics (population dynamics model-based estimates) are being considered (Collie and Sissenwine, 1983; Pope and Darby, 1995; Cook, 1997).

Catch-Survey Analysis (CSA; Mesnil 2003) aims to estimate absolute stock abundance given a time-series of catches and relative abundance indices, typically from research surveys. Needle (2003) presents an assessment approach based solely on survey results: SURBA. The approach develops the separable survey model of Cook (1997). This approach uses a variation of the standard catch equation to model the abundance index from surveys ( $I_{a,y}$ ):

$$I_{a,y} = \frac{F_{a,y} N_{a,y} (1 - \exp(-s_a f_y - M_{a,y}))}{s_a f_y + M_{a,y}},$$

where  $M_{a,y}$  and  $F_{a,y}$  are the natural and fishing mortality at age  $a$  during year  $y$ ,  $N_{a,y}$  the number at age  $a$  and year  $y$ ,  $s_a$  the age effect, and  $f_y$  the year effect. This model can be fitted to data by minimizing the sum of squares (with age-weighting factors), assuming log-normal error distributions, and by assuming that the terminal value  $f_y$  is fixed so that the mean of all the temporal trends is 1.0. A smoother also constrains the minimization to reduce the impact of noise in the data. SURBA relies on the specification of age-based catchabilities. These may be specified in a number of ways:

- SURBA can be allowed to estimate them internally; this approach is not recommended and is prone to dubious results because, effectively, the model is allowed too much freedom.
- The user can specify appropriate values. Often this involves iteratively running SURBA with different catchabilities until the age effects are non-negative. This has been the standard approach in recent years, but is less than ideal.
- Catchability estimates derived from an XSA or other such method, rescaled to a value of 1, may be specified. There is a problem here too. Very often SURBA needs to be run to obtain a fishery-independent perception of stock status. Catchability estimates from assessments using commercial catch data may be biased if the catch data are "contaminated" by misreporting.

Discarding can have serious impacts on stocks that will not be assessed from fishery data. It cannot be assumed that all fish that are discarded survive. Estimates of bycatch and discard mortality can come from observers aboard fishing vessels. Where bycatch estimates are required for stock assessment, the level of precision required may depend on the stock assessment methodology and the management system itself, defining the observer coverage

При очень неопределенной информации об уловах, для моделирования популяционной динамики коммерчески значимых запасов можно использовать данные регулярных научных съемок (Beare *et al.*, 2002). Интерес к этому подходу растет, и в настоящее время уже ведется работа в этом направлении как часть проекта ЕС по разработке новых методов оценки, не зависящих от промысловой статистики (<http://www.ifremer.fr/drvecohal/fisboat/>). В отличие от промысловых данных, которые могут быть смещенными, но точными, данные съемок могут не иметь смещения, но быть неточными. Поэтому методы оценки, основанные на научных съемках, должны быть устойчивыми к изменчивости полученных с их помощью данных. В ряде работ рассматривается возможность создания методов оценки численности, согласованных по времени с пространственным распределением, временным трендом (оценки на основе статистических моделей) и демографической динамикой (оценки на основе моделей популяционной динамики) (Collie and Sissenswine, 1983; Pope and Darby, 1995; Cook, 1997).

Меснил (Mesnil, 2003) разработал метод анализа уловов, полученных во время съемки (CSA), который предназначен для оценки абсолютной численности запаса при наличии временных рядов уловов и индексов относительной численности, обычно формируемых по результатам научных съемок.

Нидл (Needle, 2003) предложил подход к оценке запасов SURBA, основанный исключительно на данных съемок. Подход является модификацией сепарабельной модели съемки (Cook, 1997), в которой используется версия стандартного уравнения улова, позволяющая смоделировать индекс численности по данным съемок ( $I_{a,y}$ ):

$$I_{a,y} = \frac{F_{a,y} N_{a,y} (1 - \exp(-s_a f_y - M_{a,y}))}{s_a f_y + M_{a,y}},$$

где  $M_{a,y}$  и  $F_{a,y}$  – естественная и промысловая смертности особей в возрасте  $a$  в год  $y$ ,  $N_{a,y}$  – количество особей в возрасте  $a$  в год  $y$ ,  $s_a$  – фактор возраста,  $a f_y$  – фактор года. Эту модель можно построить по имеющимся данным методом наименьших квадратов (с весовыми коэффициентами по возрастам), допуская, что ошибки имеют логнормальное распределение, и предполагая, что терминальное значение  $f_y$  фиксировано. SURBA основан на определении коэффициентов улавливаемости по возрастам. Их можно определить различными способами:

- Оценить искомые коэффициенты как эндогенные параметры с помощью самой SURBA. Такой подход, однако, не рекомендуется, поскольку он может привести к сомнительным результатам, так как модель обладает слишком большим числом степеней свободы.
- Определить приемлемые значения коэффициентов может сам пользователь. Часто это осуществляется путем многократной прогонки модели SURBA с различными значениями коэффициентов улавливаемости, пока оценки возрастных факторы не станут неотрицательными (т.е.  $\geq 0$ ). В последнее время такой подход принят в качестве стандартного, хотя и он далеко не идеален.
- Определить оценки коэффициентов улавливаемости с помощью XSA или других подобных методов. Однако и здесь есть своя проблема. Дело в том, что оценки улавливаемости, которые получены на основе других оценок, зависящих от данных об уловах, могут оказаться смещенными, если эти данные искажены в результате неполной отчетности. Поэтому очень часто возникает необходимость в использовании SURBA, чтобы найти независимую от промысла оценку состояния запаса.

Выбросы пойманной рыбы могут оказать серьезное влияние на запасы, которое не поддается определению на основе промысловых данных. Нельзя с уверенностью предположить, что все выпущенные рыбы выживут. Оценка смертности, обусловленная приловом и выбросами, может быть получена от наблюдателей, находящихся на промысловых судах. Если оценка прилова требуется для оценки запасов, уровень необходимой точности может зависеть от методики оценки, а также от системы управления, которая определяет полноту охвата изучаемого запаса наблюдениями. Если

required. Where bycatch mortality is high compared with other sources of mortality on a stock, higher levels of coverage may be needed. Methodology for estimating discard rates will not be detailed here. As references, Brown (2001) and O'Brien *et al.* (2003) present approaches to estimating discard rates and overall discard levels.

смертность в прилове высока по сравнению с другими источниками смертности особей в данном запасе, то может потребоваться более интенсивная программа наблюдений. Методология оценки темпов выбросов здесь не приводится. Для ознакомления с современными подходами к оценке темпов и общего уровня выбросов можно обратиться к работам Брауна (Brown, 2001) и О'Брайена и др (O'Brien *et al.*, 2003).

## 4. Provision of advice and management

The goals of fisheries management are enshrined in the United Nations Convention on the Law of the Sea and the Code of Conduct for Responsible Fisheries (FAO, 1995) and the Precautionary Approach to Capture Fisheries and Species Introductions (FAO, 1996). As the Code notes, "States and users of living aquatic resources should conserve aquatic ecosystems. The right to fish carries with it the obligation to do so in a responsible manner...[promoting] the maintenance of the quality, diversity and availability of fishery resources in sufficient quantities for present and future generations..."

This principle can be said to underpin the aims of fishery management in the Caspian Sea. The mechanisms of TAC allocation (sturgeon and kilka species), effort limitation (kilka in Iran), closed seasons (kilka) and gear restrictions (both groups) have been used as instruments to limit fishing impacts on Caspian Sea commercial stocks. However, the process of assessment and determination of TAC levels has been described as opaque, preventing the replication of results from available documentation (FAO, 2004).

Long-term management objectives are generally the sustainable use of fisheries resources. States and sub-regional or regional fisheries management organizations and arrangements should therefore adopt appropriate measures, based on the best scientific evidence available, designed to maintain or restore stocks at levels capable of producing maximum sustainable yield. However, issues with MSY as a management target should be noted (see also section 3.3). Often, MSY is only noted after it has been surpassed, and productivity is falling on the descending limb of the yield curve. Recovery to and maintenance of MSY is difficult, and more robust reference points should be considered. ***Whichever the management objective, it should be clearly stated to allow appropriate assessment approaches and hence data collection strategies to be developed.***

### 4.1 Uncertainty and the precautionary approach

Management of fisheries operates in an environment of uncertainty. This encompasses uncertainty from a range of sources (Rosenberg and Restrepo, 1994):

- process error attributable to natural variation in dynamic processes (e.g. recruitment, somatic growth, natural mortality);
- measurement error (generated when collecting observations from a population);
- estimation error that arises from trying to model the dynamic process (during the assessment process);
- model error (because the model used in the assessment procedure will never capture the true complexity of the dynamics); and
- implementation error (because management actions are never implemented perfectly).

## 4. Научные рекомендации и управление

Цели управления рыболовством включены в Конвенцию ООН по морскому праву, «Кодекс поведения при ответственном рыболовстве» (FAO, 1995) и «Предосторожный подход к рыболовству во внутренних водоемах и вселению видов» (FAO, 1996). Как отмечается в «Кодексе», «Государства и пользователи живых водных ресурсов должны сохранять водные экосистемы. Право на промысел влечет за собой обязательство осуществлять его ответственно... [содействуя тем самым] поддержанию на достаточном уровне качества, разнообразия и доступности рыбных ресурсов для настоящего и будущих поколений...».

Можно сказать, что этот принцип подводит фундамент под цели управления рыболовством Каспийского моря. В качестве инструментов, ограничивающих промысловое воздействие на рыбные запасы Каспия, использовались механизмы распределения ОДУ (осетровые и кильки), ограничения усилия (на иранском промысле кильки), установления закрытых сезонов промысла (килька) и ограничения количества орудий лова (осетровые и килька). Однако процесс оценки запасов и величины ОДУ остается «непрозрачным», что не позволяет повторить результаты, изложенные в доступных источниках (FAO, 2004).

Долгосрочные цели управления обычно заключаются в устойчивой эксплуатации ресурсов рыболовства. Государства и региональные рыбохозяйственные организации и объединения, связанные с управлением рыболовством, должны принимать соответствующие меры, основанные на лучших научных рекомендациях, разработанных для поддержания или восстановления запасов до уровней, на которых они способны продуцировать максимальный устойчивый улов. Следует, однако, отметить, что использование MSY в качестве цели управления вызывает разногласия у специалистов (см. также раздел 3.3). Часто о MSY вспоминают только тогда, когда он превышен и продуктивность запаса снижается по ниспадающей ветви кривой уравновешенного улова. Восстановление запаса до уровня MSY и его поддержание на этом уровне – трудная задача, поэтому желательно рассмотреть и более устойчивые ориентиры. Какова бы ни была цель управления, она должна быть четко сформулирована, чтобы можно было разработать соответствующие подходы к оценке запасов и, соответственно, стратегии сбора данных.

### 4.1 Неопределенность и предосторожный подход

Управление рыболовством осуществляется в условиях неопределенности. Источниками неопределенности могут быть многие причины (Rosenberg and Restrepo, 1994):

- Ошибка процесса, связанная с естественными колебаниями в динамических процессах (например, процессах пополнения, соматического роста, естественной смертности).
- Ошибка измерений (связана с измерениями величин, характеризующих состояние популяции).
- Ошибка оценки, которая возникает в связи с попытками смоделировать динамический процесс (в рамках процедуры оценки запасов).
- Ошибка модели (поскольку модель, используемая в процедуре оценки, никогда не охватит всю истинную сложность динамики запаса).
- Ошибка реализации (поскольку намеченные меры управления никогда не реализуются полностью).

The basis of the precautionary approach is that the absence of adequate scientific information (because of uncertainty) should not be used as a reason for postponing or failing to take conservation and management measures. When implementing a precautionary approach, uncertainties relating to the size and productivity of the stocks, reference points, stock condition relative to these reference points, level and distribution of fishing mortality and the impact of fishing activities (including discards) on non-target and associated or dependent species, as well as environmental and socio-economic conditions need to be taken into account. This underpins the discussions under section 4.4. The precautionary approach also forms the basis of the Strategic Action Plan derived by the Caspian Environment Programme (<http://www.caspianenvironment.org/newsite/index.htm>).

#### 4.2 Shared stocks

To be effective, fisheries management needs to be concerned with the whole stock unit, over its entire area of distribution. To conserve and manage transboundary fish stocks (including in the Caspian Sea), highly migratory fish stocks and high seas fish stocks throughout their range, management approaches must be consistent between countries, and within regional bodies, taking into account the competences of relevant States. With specific reference to the Caspian Sea, international cooperation in information gathering and exchange, fisheries research, management and development are required. Scientists throughout the Caspian Sea region have noted the need for shared stock studies and the development of joint ventures, examining fish migratory patterns and the dynamics of abundance, to name but two areas of study.

#### 4.3 The ecosystem approach

The Ecosystem Approach, which is being adopted around the world, puts emphasis on a management regime that maintains the health of the ecosystem alongside appropriate human use of the marine environment, for the benefit of current and future generations. The Convention on Biological Diversity (CBD) defines the Ecosystem Approach as “a strategy for the integrated management of land, water, and living resources that promotes conservation and sustainable use in an equitable way”, and the ecosystem can be defined as “an interacting complex of living communities and the environment, functioning as a largely self-sustaining unit.” Humans are part of the ecosystem.

The Ecosystem Approach to management is based on a long-term perspective, and highlights the dependence of economic and social sustainability on ecological sustainability. Setting and achieving ecological objectives that protect ecosystem structure and function from serious or irreversible harm will achieve ecological sustainability. Economic and social objectives should be met without compromising ecological objectives.

Best practice for the development of an ecosystem approach include:

- The need for clear, operational objectives, agreed by all groups of users and managers, which eventually affect decision-making.
- The need for reliable indicators that can be used in support of decision-making, and whose information content and performance under different conditions is known.
- The importance of explicit risk assessment, qualitative or quantitative, as a part of support to management. Correspondingly, it is important that modelling and analytical tools that are used deal realistically with uncertainty.



Предосторожный подход основан на том, что отсутствие адекватной научной информации (из-за неопределенности) не должно быть причиной для отсрочки или отказа от принятия мер по сохранению и управлению. При реализации предосторожного подхода необходимо учитывать неопределенности, связанные с величиной и продуктивностью запасов, биологическими ориентирами, состоянием запасов (относительно этих ориентиров), уровнем и распределением промысловой смертности и воздействием промысловой деятельности (включая выбросы рыбы) на нецелевые, ассоциированные или зависимые виды, а также экологические и социально-экономические условия. Эти положения послужили основой дискуссии, приведенной в разделе 4.4. Предосторожный подход является также концептуальной основой Стратегического плана действий, разработанного в рамках Каспийской экологической программы (<http://www.caspianenvironment.org/newsite/index.htm>).

## 4.2 Общие запасы

Чтобы управление промыслом было эффективным, оно должно распространяться на всю единицу запаса во всем районе ее распространения. Для сохранения и управления трансграничными запасами рыб, запасами далеко мигрирующих видов рыб и запасами рыб в открытом море на всем их ареале необходимо, чтобы подходы к управлению были согласованы между всеми заинтересованными странами и региональными органами и учитывали полномочия этих сторон. В случае Каспийского моря необходимо международное сотрудничество в рыбохозяйственных исследованиях, при сборе и обмене информацией, управлении и развитии. Ученые Каспийского региона отмечают необходимость в исследовании общих запасов и разработке совместных программ с целью сотрудничества, по крайней мере, в двух областях: изучения миграций и динамики численности этих запасов.

## 4.3 Экосистемный подход

Экосистемный подход, постепенно завоевывающий мировое признание, делает основной упор на режим управления, который поддерживает благополучие морской экосистемы наряду с ее разумным использованием на благо нынешнего и будущих поколений. Конвенция о биологическом разнообразии (CBD) определяет экосистемный подход как «единую стратегию управления наземными, водными и живыми ресурсами, которая в равной степени способствует их сохранению и устойчивому использованию», а экосистема может быть определена как «динамичный комплекс сообществ растений, животных и организмов, взаимодействующих как единое функциональное целое». Человек тоже является частью экосистемы.

Экосистемный подход к управлению ориентирован на долгосрочную перспективу и особо учитывает зависимость экономической и социальной устойчивости от устойчивости экологической. Определение и достижение экологических целей, которые защищают структуру и функции экосистемы от серьезного или необратимого вреда, обеспечат экологическую устойчивость. Достижение экономических и социальных целей не должно осуществляться в ущерб экологическим целям.

Современный опыт реализации экосистемного подхода позволяет сформулировать следующие требования и замечания:

- Необходимость в понятных и достижимых целях, согласованных между всеми группами пользователей и менеджеров, которые в конечном счете влияют на принятие решений.
- Необходимость в надежных показателях, которые можно использовать для информационной поддержки принятия решений и смысловое содержание и характеристики которых известны для разных условий.
- Важность качественной или количественной оценки риска как неотъемлемой части информационной поддержки управления. Важно, следовательно, чтобы используемые методы моделирования и аналитический аппарат учитывали неопределенность в явном виде.

- There are already several tools available to use in applying an ecosystem approach. Key tools include management strategy evaluation methods, incentives – particularly economic ones, and spatial management approaches including marine protected areas.
- Social and economic science experts need to be well integrated with experts from the traditional marine science disciplines.
- Multi-sectoral engagement among science, management, policy, the fishing industry, and other stakeholder groups is essential. This engagement is essential at the objective-setting step, to have societal agreement on what management should be attempting to achieve, but is important at many other steps as well.
- Good communication among all groups is essential, and often requires different approaches to transferring information to different audiences.

The Caspian Sea has a number of ecosystem issues that can be addressed. These include the spread of *Mnemiopsis leidyi* and invasion of other alien species, biodiversity, phytoplankton blooms and resulting fish kills, pollution and potential impacts on fish biology (reproduction, health and behaviour) and human health, and the impact of dams on anadromous stocks. The Caspian Environment Programme aims to investigate these and other issues to achieve the goal of environmentally sustainable development and management of the Caspian environment for the sake of long-term benefit for the Caspian inhabitants.

#### 4.4 Standard management procedures

Once defined, stated long-term management objectives need to be translated into management actions, formulated as a management plan or framework. These can be interpreted through operational targets and constraints.

##### 4.4.1 Reference points

Caddy and Mahon (1995) define a reference point as a conventional value, derived from technical analysis, that represents a state of the fishery or population, and whose characteristics are believed to be useful in managing the unit or stock. This reflects that in practical terms, reference points may frequently assume arbitrary values and are often specified without variance terms. Reference points do not stand alone, and must be considered with the types of data and methods that can be used to assess the status of the stocks within a management plan (section 4.4.2)

There are two main 'groups' of reference point. "Target" reference points represent indicators of a stock status that are a desirable target for management, e.g. maximizing yield from the fishery, or maximizing employment. However, dangers are encountered when target reference points are overshot, and hence additional reference points to avoid this situation have been developed. These have been referred to as "limit" reference points (Caddy and Mahon, 1995), and they indicate the area where the sustainability of the resource is in danger. These can be based upon operational constraints that explicitly define the undesirable outcomes to be avoided (e.g. declining recruitment, minimum spawning stock biomass).

Operational targets and constraints need to be expressed in measurable terms, producing stock-specific target and limit reference points, defining the goals and the safe limits within which a stock should be maintained with a high probability. There is therefore a need to consider an appropriate level of risk in the face of uncertainty through measurement error, model error, and process error (Caddy and Mahon, 1995; Caddy, 1998). For example, in ICES, the precautionary

- Специалисты в области социально-экономических наук должны работать в тесном сотрудничестве с экспертами в области традиционных морских дисциплин.
- Существенное значение имеет межведомственное сотрудничество ученых, менеджеров, политиков и других заинтересованных групп. Это сотрудничество особенно существенно на этапе определения целей, чтобы достичь общего согласия в отношении выбора стратегии управления, но так же важно и на других этапах.
- Существенное значение имеет хорошая связь между группами, что часто требует различных подходов к передаче информации для различных аудиторий.
- Разработано несколько технологий для применения в рамках экосистемного подхода. Основные технологии включают методы обоснования стратегии управления, стимулы (особенно экономические), а также подходы к пространственному управлению, включающее введение морских охраняемых районов.

Можно выделить ряд экологических проблем, свойственных региону Каспийского моря. К ним относится распространение *Mnemiopsis leidyi* и вселение других чужеродных видов, проблема сохранения биоразнообразия, цветение фитопланктона и вызванная им гибель рыб, загрязнение и его возможное воздействие на биологию рыб (воспроизводство, состояние и поведение) и здоровье человека, а также влияние плотин на запасы анадромных видов. Каспийская Экологическая Программа ставит своей целью изучение этих и других проблем, чтобы добиться экологически устойчивого развития и управления экосистемой Каспийского моря во имя долговременных выгод для населения прибрежных стран.

#### 4.4 Стандартные процедуры управления

Долгосрочные цели управления реализуются с помощью конкретных действий, упорядоченных в виде плана (схемы) управления. План управления формулируется в терминах операционных целей и ограничений.

##### 4.4.1 Ориентиры управления

Кадди и Маон (Caddy and Mahon, 1995), определили ориентир управления как согласованную, полученную на основе специального анализа величину, которая отражает состояние промысла или популяции, и чьи характеристики считаются полезными для управления данной единицей запаса. Это означает, что на практике ориентирами управления могут служить произвольные величины, которые зачастую определяются без указания статистических характеристик разброса (т.е. дисперсии). Ориентиры существуют не сами по себе, и должны рассматриваться совместно со всеми данными и методами, которые используются для оценки состояния запасов в рамках принятого плана управления (раздел 4.4.2).

Существуют две основные группы ориентиров управления. «Целевые» ориентиры – это индикаторы состояния запаса, которое является желаемой целью управления, например, максимизации улова или занятости. Существует, однако, опасность, что целевые ориентиры могут быть превышены, поэтому была разработана другая группа ориентиров, позволяющих избежать этой ситуации. Они называются «граничными» ориентирами (Caddy and Mahon, 1995) и определяют границы области, в которой биологическая устойчивость запаса находится под угрозой. Эти ориентиры могут быть основаны на операционных ограничениях, определяющих нежелательные исходы, которых необходимо избежать (например, снижение пополнения или минимальной биомассы нерестового запаса).

Операционные цели и ограничения необходимо выражать в измеримых терминах, определяющих специфичные для конкретного запаса целевые и граничные ориентиры, которые представляют, соответственно, цели и безопасные пределы, запас в которых необходимо поддерживать с высокой степенью вероятности. Это ставит задачу оценить приемлемый уровень риска на фоне неопределенности, вызванной ошибкой измерения, ошибкой модели и ошибкой процесса (Caddy and Mahon, 1995; Caddy, 1998). Например, в ИКЕС основой предосторожности в рекомендациях

basis for advice is that for a given stock “the probability of exceeding the limit reference point will be no greater than 5% in any given year” (Serchuk *et al.*, 1997). The resulting levels are called ‘precautionary’ reference points and currently act as *de facto* target reference points.

It is not only the absolute level of factors that is important. Attention should be given to the rate at which targets or limits are approached, to avoid overshooting them and hence violating the constraints. Actions to be taken if targets are exceeded, or to ensure that limits are not exceeded (and alternative actions if they are exceeded) should be developed prior to the management plan being implemented.

There is a wide range of target and limit reference points (Caddy and Mahon, 1995), and the selection of particular ones will depend on the data available, and their robustness to uncertainty within the fishery system of interest. Caddy (1998) broke them down into:

- Those based on stock–recruitment relationships (e.g.  $B_{lim}$  of ICES);
- Those based on yield- and SSB-per-recruit (e.g.  $F_{max}$ ,  $F_{0.1}$ );
- Those based on production models (e.g.  $F_{MSY}$ );
- Those based on economic considerations (e.g. optimal fishing effort  $F_{mey}$ );
- Those based on survey data (e.g.  $T$  of Ruppert *et al.*, 1985);
- Those based on past fisheries yields (e.g. maximum constant yield);
- Those based on other empirical approaches (e.g. Gulland’s estimate of MSY).

In some cases the management regime suggested by the precautionary approach in the UN Agreement (including both target and limit reference points; UN, 1995) can be modified. For example, target reference points are not explicitly used within ICES, whereas the procedure in NAFO includes so-called “buffer” reference points, which are not mentioned in the UN Agreement.

In terms of the Caspian sturgeons, some have suggested excluding limit reference points for spawning-stock biomass from the management scheme because they believe that current volumes of hatchery production are able to prevent stock collapse (Babayán *et al.*, 2006). They stress, however, that this does not mean that natural reproduction becomes less important, because it supports genetic diversity, crucially important for the existence of stocks under natural conditions, and supplies hatchery broodstock. Indeed, Caddy and Agnew (2004) stress that stock enhancement through hatchery rearing cannot alone lead to recovery (section 4.5), while there are still issues with stock enhancement that need to be addressed (section 4.6). Debate on this issue continues.

It is not always possible to attain selected fishery targets without exceeding particular limits. For example, fishing mortality at levels needed to achieve MSY may reduce spawning-stock biomass to levels near the specified limits. Under precautionary management, targets must be adjusted to be consistent with the constraints. A way to examine the likely compatibility of reference points is through simulation testing (section 4.4.3).

Managers (and other resource users) need to define the limit reference points for a stock by consensus, based upon the level of risk they are willing to incur. Scientists then have a key role in defining precautionary reference points that will ensure that the limits are avoided with specific probability levels. Definition of precautionary reference points requires the definition of uncertainty, involving the recognition of gaps in knowledge, and explicit identification of the range of interpretations reasonable given current information.

является условие, что для данного запаса «вероятность превышения граничного ориентира не должна превосходить 5% в любой заданный год» (Serchuck *et al.*, 1997). Соответствующие этому условию значения ориентиров называются «предосторожными» и фактически используются как целевые ориентиры.

Важны не только абсолютные значения рассматриваемых ориентиров. Необходимо обращать внимание и на скорость достижения целей или пределов, чтобы избежать их превышения и, следовательно, не нарушить принятых ограничений. До начала реализации плана управления необходимо разработать необходимые меры на случай, если будут превышены целевые ориентиры, или для того, чтобы обеспечить гарантию, что установленные пределы не будут нарушены (а также альтернативные меры, если это уже произошло).

Существует большой диапазон целевых и граничных ориентиров управления (Caddy and Mahon, 1995), конкретный выбор которых будет зависеть от имеющихся данных и их устойчивости к неопределенности в рамках рассматриваемой системы запас-промысел. Кадди (Caddy, 1998) разбил их на группы, основанные на

- зависимостях запас - пополнение (напр.,  $B_{lim}$  в ICES);
- зависимостях  $Y/R$  и  $SSB/R$  (напр.,  $F_{max}$ ,  $F_{0.1}$ );
- продукционных моделях (напр.,  $F_{MSY}$ );
- экономических соображениях (напр., оптимальное промысловое усилие  $F_{mey}$ );
- результатах съемок (напр.,  $T$  по Ruppert *et al.*, 1985);
- ретроспективных уловах (напр., максимальный постоянный улов);
- других эмпирических подходах (напр., оценка MSY по Галланду).

Следует отметить, что каноническая схема управления для предосторожного подхода, предусматривающая использование целевых и граничных ориентиров, которая приводится в Соглашении ООН по трансграничным запасам и запасам далеко мигрирующих видов рыб (UN, 1995), может быть модифицирована. Так, в практике ИКЕС не применяются (по крайней мере, в явном виде) целевые ориентиры, а схема НАФО включает третью пару ориентиров (буферные ориентиры), не предусмотренных Соглашением.

Некоторые специалисты предлагают исключить из схемы управления запасами каспийских осетровых граничный ориентир по нерестовой биомассе на том основании, что существующие объемы искусственного воспроизводства способны предотвратить коллапс запасов (Бабаян и др., 2006). Из этого, однако, не следует, что естественное воспроизводство утрачивает свое значение, - оно поддерживает генетическое разнообразие, жизненно необходимое для существования вида в естественных условиях. Кадди и Агню (Caddy and Agnew, 2004), например, подчеркивают, что пополнение запаса за счет только искусственного воспроизводства не может обеспечить восстановление запаса (4.5) и что все еще остаются вопросы, связанные с восстановлением запасов, которые требуют обсуждения (4.6). Дискуссия по этой проблеме продолжается.

Не всегда можно добиться поставленных целей, не превышая отдельных ограничений. Например, промысловая смертность на уровне, необходимом для достижения MSY, может снизить биомассу нерестового запаса до величины, близкой к установленному пределу. При предосторожном управлении цели должны быть согласованы с принятыми ограничениями. Проверка совместимости ориентиров управления осуществляется с помощью модельных экспериментов (раздел 4.4.3).

Менеджеры (и другие пользователи ресурсов) должны определить граничные ориентиры для запаса путем консенсуса, основанного на уровне риска, с которым они готовы согласиться. После этого ученым передается ключевая роль в определении предосторожных ориентиров, которые должны гарантировать, что с заданной вероятностью установленные пределы не будут нарушены. Оценка предосторожных ориентиров требует исследования неопределенности, включая выявление пробелов в знаниях и подробное обоснование диапазона разумных интерпретаций (ориентиров) с учетом имеющейся информации.



For new or exploratory fisheries, States need to adopt as soon as possible cautious conservation and management measures, including catch and effort limits. These should remain in force until sufficient data are available to assess the fisheries impact on long-term stock sustainability, when conservation and management measures based on that assessment should be implemented.

Most reference points indicated are based on single-species considerations. However, most fisheries are multispecies in nature, so impacts on the ecosystem should be incorporated within reference points. Multispecies reference points taking into account impacts on target species, bycatch species, predators, prey and competitors, as well as the ecosystem as a whole, are still under development (Caddy and Mahon, 1995). However, they would normally have to be more conservative than single-species reference points. Multispecies considerations generally fall into three categories:

- Technical interactions – the technical problem of managing groups of species that are harvested together, regardless of whether there are biological interactions among them;
- Species interactions – the effects of predation and competition on the population for which management advice is being provided;
- Ecosystem interactions – the effect which the reduction of biomass of exploited species may have on other organisms in the ecosystem.

Healey (1984) proposed an analytical approach to determining optimum yield under multiple objectives, based on multi-attribute utility analysis. The approach quantifies and weights objectives of users, and may be a suitable way to agree decisions in these cases (Caddy and Mahon, 1995).

In the United States, definitions of overfishing are provided in an attempt to ensure replacement of the stock. A high proportion of these is based upon threshold level of spawner-per-recruit (SPR), often arbitrarily set within a range of 20–35% of the level that would occur if there were no fishing (%SPR). Mace and Sissenwine (1993) found a positive correlation of replacement %SPR with natural mortality, and a negative relationship with both maximum body weight and body weight at 50% maturity.

Reference points are usually assumed constant through time. However, changes in stock resilience and productivity can strongly influence the values of these parameters. The effects of climate change, sea level change, or other anthropogenic impacts may lead to the stock being less robust to fishing than previously, and fisheries management based upon historical conditions and reference points will then lead to stock collapse. The choice of reference points robust to these changes is important (see below).

#### **4.4.2 Management procedures**

Reference points are only relevant if placed in their management context as part of a management procedure (Caddy and Mahon, 1995). A management procedure should therefore be developed which indicates the management measures to be applied, and the situations under which the measures are to be varied. This procedure should involve decision rules, which specify in advance the action to be taken when the specified deviations from the operational targets and constraints are observed. Specifications should include minimum data requirements for the types of assessment methods to be used for decision-making.

To be precautionary, decision rules need to cover responses to unexpected or unpredictable events with minimum delay. For example, these should include explicit effort-reduction measures

Для новых или экспериментальных промыслов государства должны как можно скорее принять предосторожные меры по сохранению и управлению запасами, включая ограничения по улову и промысловому усилию. Они должны оставаться в силе до тех пор, пока не будут собраны данные, необходимые для оценки воздействия промысла на долгосрочную устойчивость запаса, после чего меры по сохранению и управлению будут основываться на полученной оценке.

Большинство рассматриваемых ориентиров основано на модельном анализе одновидового промысла. Однако большинство промыслов по своей природе многовидовые, поэтому ориентиры должны учитывать воздействие рыболовства на экосистему. Работа по созданию многовидовых ориентиров, учитывающих влияние промысла на целевые виды, прилов, хищников и конкурентов, а также на экосистему в целом, все еще продолжается (Caddy and Mahon, 1995). Однако уже сейчас можно утверждать, что такие ориентиры должны быть более консервативными, чем одновидовые ориентиры. Обычно в рамках многовидового подхода различают три вида взаимодействий:

- технические взаимодействия – техническая проблема управления группами видов, которые облавливаются вместе, вне зависимости от биологических взаимодействий между ними;
- взаимодействие видов – влияние хищничества и конкуренции на популяцию, для которой разрабатываются рекомендации по управлению;
- экосистемные взаимодействия – влияние снижения биомассы эксплуатируемого вида на другие организмы в данной экосистеме.

Хили (Healey, 1984) предложил аналитический подход к определению оптимального вылова в условиях многоцелевого управления на основе многокритериального анализа полезности. Этот подход заключается в количественной интерпретации и «взвешивании» целей отдельных пользователей. Возможно, в данном случае - это подходящий способ прийти к согласованным решениям (Caddy and Mahon, 1995).

В рамках программ по восстановлению запасов в США разрабатываются определения перелова. Большая часть из них основана на представлении о пороговом уровне улова на единицу пополнения (SPR), который часто произвольно выбирается из диапазона 20-35% от уровня SPR девственного запаса (%SPR). Мейс и Сисенвайн (Mace and Sissenwine, 1993) обнаружили положительную корреляцию замещающего уровня %SPR с естественной смертностью и отрицательную связь с максимальным весом особи и ее весом в возрасте массового (50%-го) созревания.

Обычно предполагается, что значения ориентиров управления остаются постоянными во времени. Однако изменения в «эластичности» и продуктивности запаса могут в значительной степени повлиять на значения этих параметров. Влияние климатических изменений, изменения уровня моря или различные антропогенные воздействия могут привести к тому, что запас будет менее устойчивым к промыслу, чем прежде, и управление рыболовством, основанное на исторических условиях и ориентирах, приведет к полному истощению запаса. В этой связи важное значение имеет выбор ориентиров, устойчивых к перечисленным изменениям (см. ниже).

#### *4.4.2 Процедура управления*

Ориентиры имеют смысл только в контексте управления, как часть процедуры управления (Caddy and Mahon, 1995). Поэтому необходимо разработать такой план управления, в котором указано, какие будут применяться меры по управлению, а также ситуации, при которых эти меры следует изменить. Процедура должна включать правила принятия решений, которые заранее обуславливают действия, которые должны быть предприняты в случае определенных отклонений от операционных целей и ограничений. В спецификацию процедуры управления должны войти минимальные требования к данным для различных методов оценки, которые будут использованы для выработки решений.

Чтобы правила принятия решений вписывались в схему предосторожного подхода, они должны обеспечивать реагирование на неожиданные или непредсказуемые события с минимальной



to be applied in response to unpredicted marked declines in recruitment. Decision rules take many forms, but essentially they imply the level of effort allowed relative to the specified reference point. For example, those of the ICES Comprehensive Fisheries Evaluation (ComFIE) Report (ComFIE, 1997, reported in Caddy, 1998) were given in three steps, starting from low and moving to high levels of exploitation in terms of biomass ( $B$ ) relative to the precautionary ( $B_{pa}$ ) and limit ( $B_{lim}$ ) reference points:

$$\begin{aligned} F &= F_{0.1} && \text{for } B > B_{pa} \\ F &= F_{0.1} * (B - B_{lim}) / (B_{pa} - B_{lim}) && \text{for } B_{lim} < B < B_{pa} \\ F &= 0 && \text{for } B < B_{lim} \end{aligned}$$

Where more than one reference point is used to include consideration of ecosystem issues as well as stock status (for example), the 'traffic light' approach of Caddy (1998) may be considered.

#### 4.4.3 Management procedure evaluation

The feasibility and reliability of management options should be evaluated prior to implementation, to ensure that they avoid undesirable outcomes. This evaluation can examine whether the data and assessment methods available for management are sufficient to meet management objectives. In addition, it should determine whether the management procedure is robust to both statistical uncertainty and to incomplete knowledge on factors such as uncertain stock identify and abundance, stock dynamics, and the impacts of environmental variability and trends.

Where possible, therefore, management procedures should be simulation tested (management procedure evaluation or management strategy evaluation; Kirkwood, 1997; Cochrane *et al.*, 1998; De Oliveira and Butterworth, 2004; Rademeyer *et al.*, 2007). Where procedures are inadequately precautionary, targets, constraints, management procedure or assessment can be modified and re-evaluated. Alternatively, the critical uncertainties in the process can be identified and further research initiated to reduce this before initiation of the procedure.

Evaluation of the likely risk associated with a particular course of action through simulation is desirable when proposing management measures (Francis, 1991). Risk will depend on the accuracy of the information available. When the available information is sparse (e.g. uncertainty about stock size or productivity is greater) or the ability to enforce catch restrictions is poor (e.g. because of bycatch), fishing mortality and/or catches should be set at a low level. However, as more information becomes available, utilization can be greater. As a result, the value of information to the fishery is positive. This is in contrast to most current approaches, which tend not to limit harvest levels until there is sufficient information to indicate that the limits have been breached.

Further consideration should be given to lags in management. In many cases, delays caused by data collation, performing stock assessments, the meeting of management representatives from different countries and the length of discussions mean that data from last year is used in the current year to set management regulations (TACs, effort levels) for next year. The results of that intervention will not be seen until the assessment in the subsequent year. At least a three-year lag in the management process is therefore in operation. This may lead to highly uncertain management implementation and unexpected behaviour.

задержкой. Например, сюда входят меры по снижению усилия в ответ на неожиданное заметное снижение пополнения. Существует множество форм правила принятия решений, но обычно оно подразумевает уровень разрешенного промыслового усилия относительно конкретного ориентира управления. Например, правило, включенное в отчет Рабочей группы ИКЕС по комплексной оценке рыболовства (ComFIE) (ComFIE, 1997, reported in Caddy, 1998), было представлено в виде решений для трех уровней состояния запаса в терминах биомассы ( $B$ ) относительно предосторожного ( $B_{pa}$ ) и граничного ( $B_{lim}$ ) ориентиров:

$$\begin{aligned}
 F &= F_{0.1} && \text{for } B > B_{pa} \\
 F &= F_{0.1} * (B - B_{lim}) / (B_{pa} - B_{lim}) && \text{for } B_{lim} < B < B_{pa} \\
 F &\geq 0 && \text{for } B < B_{lim} .
 \end{aligned}$$

Если в схеме используется более одного ориентира, то для того, чтобы при управлении учитывать не только состояние запаса, но и экосистемные соображения, можно обратиться к «методу светофора», предложенному Кадди (Caddy, 1998).

#### 4.4.3 Оценка процедуры управления

Выполнимость и надежность вариантов управления необходимо оценивать до начала их реализации, чтобы убедиться, что они не приведут к нежелательным результатам. Такая оценка позволяет проверить, являются ли доступные данные и методы их анализа достаточными для достижения целей управления. Дополнительно следует определить, устойчива ли процедура управления к статистической неопределенности и неполному знанию таких факторов, как идентичность запаса, динамика запаса и влияние тенденций и изменчивости в состоянии окружающей среды.

Следовательно, всегда, когда это возможно, процедуру управления (стратегию управления) необходимо тестировать с помощью имитационного моделирования (Kirkwood, 1997; Cochrane *et al.*, 1998; De Oliveira and Butterworth, 2004; Rademeyer *et al.*, 2007). Если процедура управления неоправданно предосторожна, то цели, ограничения, а также сама процедура и оценки запасов можно пересмотреть и модифицировать. В качестве альтернативного варианта можно выделить наиболее важные неопределенности процесса и выполнить дополнительные исследования, чтобы свести их к минимуму до начала реализации рассматриваемой процедуры.

Предлагая меры управления, желательно с помощью моделирования оценить вероятный риск, связанный с их осуществлением (Francis, 1991). Риск будет зависеть от точности имеющейся информации. Если доступная информация отрывочна (например, неопределенность относительно величины или продуктивности запаса высока) или возможности для обеспечения мер по ограничению улова недостаточны (например, из-за прилова), промысловую смертность и/или улов нужно устанавливать на низком уровне. Однако по мере получения дополнительной информации интенсивность промысла можно увеличить. Таким образом, большой объем доступной информации является позитивным фактором для промысла. Это противоречит большинству современных подходов, которые не ограничивают уровень вылова до тех пор, пока не будет получена надежная информация о том, что установленные лимиты нарушены.

Практический интерес представляет также проблема запаздывания в управлении. Во многих случаях запаздывание вызвано сверкой данных, выполнением оценки запасов, встречей представителей разных стран и продолжительными дискуссиями, в результате чего прошлогодние данные используются в текущем году для определения мер регулирования (ОДУ, уровень усилия) на следующий год. Результаты принятых мер станут известными еще через год. Следовательно, управление осуществляется, как минимум, с трехлетним запаздыванием. Это может привести к крайне неопределенным последствиям при осуществлении целей управления.

#### 4.4.4 Implementation, monitoring and enforcement

Implementation of a management procedure involves the practical interpretation of objectives and procedures, and implementation of instructions for compliance, fishery monitoring and enforcement. The public and industry are more inclined to support measures upon which they have been consulted, so public participation at the implementation phase is critical. Public advertising of issues may help in this regard. Peer review of assessments and transparency in the process prevent errors. Sutton *et al.* (2005) noted that improvements to the institutional framework for fisheries management could be pursued through enhancement of the allocation of user rights, with the efficacy of changes increased (and costs decreased) by moving towards systems of decentralized decision-making, or co-management. Within Europe, for example, Regional Advisory Councils have been set up. These Councils contain representatives from the industry, science, management and other stakeholders to examine and review the state of fish stocks within their region. A similar approach has been taken in the Caspian Environment Programme, where eleven Caspian Regional Thematic Centres (CRTCs), and five Regional Advisory Groups were created or strengthened to address multiple environmental and natural resource issues.

Monitoring involves the collection of all information relevant to ensuring the procedure is being executed and is achieving the desired results. A precautionary approach to monitoring will use many and various sources of information, and examine any related impacts including environmental and habitat changes or unwanted effects on non-target species.

A precautionary system of enforcement and penalties for non-compliance should allow prompt action by redeployment of monitoring and enforcement resources. For example, identification of bycatch problems should be followed by increased sampling in problem areas as according to the agreed procedure, or enhanced surveillance of the fishery.

FAO (1996) provides direct advice on implementation guidelines for fisheries in different states of exploitation.

#### 4.4.5 Re-evaluation

The management system needs to be periodically re-evaluated to examine:

- The degree of precaution in the objectives, operational targets and constraints in relation to observed changes in the fishery and environment;
- The use of scientific and other information in the management process;
- The applicability of contingency plans for unexpected conditions;
- Auditing of all procedures in the fisheries management system.

#### 4.4.6 Further reading

Babayan, V. K. 2000. Precautionary approach to assessment of the total allowable catch (TAC). VNIRO Publishing, Moscow. 192 pp. (*in Russian*).

#### 4.4.4 Реализация, мониторинг и исполнение

Осуществление процедуры управления включает практическую интерпретацию целей и сопутствующих процедур, а также выполнение инструкций по соответствию установленным требованиям, промысловому мониторингу и соблюдению рекомендуемых мер регулирования. Общество и промышленность более склонны оказывать поддержку мерам, которые с ними обсуждались, поэтому участие общественности на стадии реализации плана имеет важное значение. В этом отношении могут принести пользу общественные рекламные кампании. Открытое обсуждение оценок и прозрачность процесса их получения предотвращают ошибки. Саттон и др. (Sutton *et al.*, 2005) отметили, что можно усовершенствовать организационную структуру управления рыболовством, расширив права пользователей, повысив действенность преобразований (и снизив расходы) за счет перехода к децентрализованной системе принятия решений, или системе совместного управления. В Европе, например, были созданы Региональные консультативные советы. В Советы входят представители промышленности, науки, управления и других заинтересованных сторон, задачей которых является рассмотрение и пересмотр оценок состояния запасов рыб в своих регионах. Схожий подход был принят в рамках Каспийской экологической программы, где были созданы 11 Каспийских региональных тематических центров (КРТЦ) и 5 Региональных консультативных групп, предназначенных для решения многочисленных экологических и ресурсных проблем.

Мониторинг включает сбор всей информации, необходимой для обеспечения реализации процедуры управления и достижения желаемых результатов. Предосторожный подход к мониторингу включает использование многих источников информации и исследование различных воздействий на запасы, в том числе, изменений в окружающей среде, среде обитания и нежелательного влияния промысла на нецелевые виды.

Система мер регулирования и штрафных санкций за их неисполнение, основанная на предосторожном подходе к управлению рыболовством, должна обеспечивать быстрое реагирование путем использования ресурсов мониторинга и системы исполнения мер регулирования. Например, выявление проблем прилова должно повлечь за собой более масштабное выборочное обследование проблемных районов в соответствии с согласованной процедурой или ужесточение надзора за промыслом.

В публикации ФАО (FAO, 1996) приводятся рекомендации по управлению рыболовством для разных уровней эксплуатации запаса.

#### 4.4.5 Контроль системы управления

Систему управления необходимо периодически анализировать, чтобы контролировать:

- степень предосторожности в долгосрочных целях, операционных целях и ограничениях с учетом наблюдаемых изменений в промысле и окружающей среде;
- использование научной и другой информации в процессе управления;
- адекватность планов управления для непредвиденных обстоятельств;
- выполнение всех процедур в системе управления рыболовством.

#### 4.4.6 Дополнительная литература

Бабаян, В.К. 2000. Предосторожный подход к оценке общего допустимого улова (ОДУ). Анализ и рекомендации по применению. – М.: Изд-во ВНИРО.- 192 стр.

## 4.5 Recovery plans

Despite best efforts, overfishing has been frequent. Often, this is due to a failure in the management plan, be it a lack of compliance and failure in enforcement, failure in assessment methods, or uncertainty in data, or a failure to take into account the difference in precision between the assessment and management (Caddy and Mahon, 1995).

The Code of Conduct notes that measures for depleted resources and those resources threatened with depletion should be introduced that facilitate the sustained recovery of such stocks. Resources and habitats critical to the well being of resources adversely affected by fishing or other human activities should be restored. These form the basis of a recovery plan. Caddy and Agnew (2004) present detailed considerations for best practice when designing and implementing fishery recovery plans. Many of these considerations are discussed below, but the reader should refer to Caddy and Agnew (2004) for further details.

Rebuilding a stock requires that fishing effort be reduced to permit the accumulation of surplus production. This will involve short-term losses to the fishing industry in return for the expectation of higher yields per unit effort in the long term (e.g. Overholtz *et al.*, 1993). Fishing mortality targets for rebuilding must be developed, and they will depend on the extent of overexploitation and the economic impacts of action, but may need to be considerably lower than those that can be sustained at long-term target stock sizes. Mace and Sissenwine (1993) note that fishing mortality for rebuilding must be below the level at which the stock replaces itself (i.e.  $SSB/recruit = 1$ ). Where stocks are greatly depressed, a fishing mortality level at which recruitment is expected to exceed replacement in 90% of the years may be more appropriate.

The rebuilding target level will largely define the rate of recovery, as will the biology of the stock, faster-growing species recovering more quickly than long-lived, slow-growing ones. It is recommended that recovery durations should not be specified in advance (although some overall time goal should be indicated so that the required rate of recovery can be estimated). Instead, formal reviews at intervals should be held to assess the progress of the plan (Caddy and Agnew, 2004). Care must be taken to include the effects of possible changes in climatic regime, and accompanying levels of recruitment to the stock, are included. Moreover, errors in monitoring and analysis should be considered. This may be through simulation testing (see section 4.4.3). Frequently 're-tuning' the set recovery exploitation strategy is generally counter-productive.

***The rebuilding  $F$  or target level should be defined and agreed with stakeholders and interested parties prior to implementation, along with additional/alternative technical recovery mechanisms, including area restrictions, harvest schemes, gear restrictions etc.*** There should be redundancy in the mechanisms used. Definitions and targets should be written into legislation. Owing to the inevitable pressure from the fishing industry to increase effort at high catch rates and the dependence of most current management systems on short-term decision-making, the schedule for increasing  $F$  towards a long-term target in relation to the reference points chosen, should also be agreed in advance by participants and written into legislation. This reduces time-delays in actions, allowing application of the pre-agreed decision rules with minimal interference. The complex situation of multi-gear fisheries and multi-national fleets for mixed species requires prior agreement on how the restrictions on landings of species not the target of the recovery are apportioned between users.



#### 4.5 План восстановления запаса

Несмотря на все усилия, перелов остается достаточно частым явлением. Обычно это связано с неэффективностью плана управления, обусловленной несогласованностью действий, неисполнением рекомендаций, несостоятельностью методов оценки, неопределенностью в данных или неспособностью принять во внимание различия в точности между оценкой и управлением (Caddy and Mahon, 1995).

В Кодексе поведения при ответственном рыболовстве (FAO, 1995) отмечается, что для истощенных или находящихся под угрозой истощения запасов необходимо принять меры для обеспечения устойчивого восстановления этих запасов. Необходимо также восстанавливать среду обитания запасов, находящихся под негативным воздействием промысла или другой антропогенной деятельности. Эти положения лежат в основе плана восстановления. Кадди и Агню (Caddy and Agnew, 2004) подробно рассмотрели передовые технологии разработки и реализации планов восстановления ресурсов рыболовства. Ниже обсуждаются многие из рассмотренных этими авторами вопросов, однако за деталями следует обратиться к первоисточнику.

Восстановление запаса требует снизить промысловое усилие, чтобы создать условия для накопления прибавочной продукции. Это приводит к краткосрочным потерям для рыболовства, но в долгосрочной перспективе обещает более высокие уловы на единицу усилия (например, Overholtz *et al.*, 1993). Для восстановления следует оценить целевые ориентиры по промысловой смертности, которые будут зависеть от степени перелова и от влияния экономических факторов на принимаемые решения. Возможно, их придется установить гораздо ниже уровня, который обеспечивает долговременную устойчивость целевой величины запаса. Мейс и Сиссенвайн (Mace and Sissenwine, 1993) отметили, что промысловая смертность для восстановления запаса должна быть ниже замещающего уровня запаса (т.е., когда  $SSB/\text{единица пополнения} = 1$ ). Если запас находится в угнетенном состоянии, более приемлемо значение промысловой смертности, при котором ожидаемая годовая численность пополнения будет превышать его замещающий уровень в 90% случаев.

Целевой уровень восстановления в значительной степени будет определяться скоростью восстановления, так же, как и биологией запаса: быстрорастущие виды восстанавливаются скорее, чем долгоживущие, медленно растущие виды. Рекомендуется не планировать заранее продолжительность восстановления запаса (хотя все же нужно указать какое-то ориентировочное время, чтобы можно было оценить требуемую скорость восстановления). Вместо этого, через определенные интервалы следует проводить формальный анализ процесса восстановления, чтобы оценить прогресс в реализации плана (Caddy and Agnew, 2004). Особое внимание должно быть уделено тому, чтобы учитывать влияние на запас возможных климатических изменений и соответствующих колебаний величины пополнения. Более того, нужно учитывать погрешности мониторинга и анализа хода восстановления. Это можно сделать с помощью имитационного тестирования (см. раздел 4.4.3). Частая «перенастройка» стратегии восстановления обычно непродуктивна.

До начала реализации плана необходимо определить и согласовать с заинтересованными сторонами целевой уровень  $F$ , а также дополнительные и альтернативные технические механизмы восстановления, включая пространственные ограничения для промысла, схему организации промысла, ограничения для орудий лова и др. В механизмах восстановления должна быть предусмотрена избыточность. Используемые определения и принятые цели должны быть согласованы с действующим законодательством. Учитывая неизбежное давление со стороны промышленности, направленное на повышение разрешенного уровня усилия при высоких темпах вылова, и зависимость большинства существующих систем управления от краткосрочных решений, необходимо заранее согласовать между участниками промысла и внести в законодательство график увеличения  $F$  до долгосрочного целевого значения с учетом выбранных ориентиров. Это снижает запаздывание в действиях, позволяя использовать предварительно согласованные правила принятия решений с минимальными помехами. Сложная ситуация в случае промыслов, использующих различные типы орудий лова, или многовидовых промыслов, в которых участвуют рыболовные флотилии нескольких стран, требует



The conclusion of a recovery plan should be based upon the achievement of more than one test statistic, for example expressed in both spawning biomass, abundance of older fish, and evidence of satisfactory recruitment in the same year. Post-recovery issues should be considered before the stock approaches the recovery target, as political pressures for the resumption of large-scale fishing will be high. The problems leading to overfishing in the first place need to be corrected before the recovery plan ends. This may involve quite a different management regime from that operating in the past, generally within a suitably precautionary framework that recognizes the potential for irregular recruitment.

The Strategic Action Plan derived by the Caspian Environment Programme covers actions for biodiversity (e.g. the *Mnemiopsis* problem) and the recovery of overexploited fish stocks and development of fish hatcheries. National plans have also been developed.

While stock enhancement has generally provided minimal benefit to recovery, the unique nature of the Caspian Sea fisheries and species means that stock enhancement may prove useful. This approach has considerable history within the Caspian Sea, although there remains uncertainty over the most appropriate stocking approaches. Hatcheries need to be economically viable, using the latest technology to increase output. Survival rate of broodstock, particularly female, should be maximized through improved egg extraction methods (e.g. the method of S. B. Podushka, outlined by Kazanskiy *et al.*, 1978; traditional Caesarian method) and the provision of year-round holding facilities. The genetic implications of hatchery rearing should be studied (see section 4.6) to examine knock-on effects on recovery. Recovery and regeneration of natural spawning areas affected by dam-building and other impacts is desirable to maximize the impact of the spawning stock.

Stock enhancement through hatchery rearing cannot alone lead to recovery. It must be viewed as one part of an international concerted approach to stock recovery where resulting increased recruitment is allowed to survive and reproduce through increased survival from other effort reduction management interventions, reductions in the level of unknown removals, and reductions in the level of bycatch at sea (Khodorevskaya *et al.*, 1997, 2001) as well as efforts to rehabilitate spawning grounds in the river systems around the Caspian Sea, and the implementation of enforced protected areas for key life history stages.

Recovery plans have been reported as questionably successful in the southern Caspian Sea for a number of bony fish species, using artificial enhancement and control of fishing effort levels (e.g. Abdolmalaki and Psuty, 2007).

To summarize, recovery plans aim to rebuild a stock over a specific time period with reasonable certainty. Recovery plans should be simulation tested (see section 4.4.3) to ensure that they are precautionary and robust to uncertainties. However, immediate action should also be taken. These include (FAO, 1996):

предварительного согласования между пользователями ограничений на вылов видов, не являющихся объектами восстановления.

Заключение о плане восстановления должно опираться на результаты сразу нескольких статистических тестов для одного и того же года, например, на оценки биомассы нерестового запаса, численности старших особей и доказательства удовлетворительной урожайности пополнения. Прежде чем запас будет восстановлен до заданного уровня, следует рассмотреть задачи управления для последующего за восстановлением периода, поскольку политическое давление с целью возобновления широкомасштабного промысла будет значительным. До завершения плана восстановления запасов необходимо устранить причины, изначально приведшие к их перелову. Решение этой проблемы может заключаться в совершенно ином, в отличие от прежнего, режиме управления; как правило, в рамках схемы предосторожного подхода, которая учитывает неравномерность урожайности пополнения.

Стратегический план действий Каспийской экологической программы охватывает меры по обеспечению биоразнообразия (например, проблему *Mnemiopsis*), восстановлению подрванных запасов рыб и развитию рыбоводных заводов. В дополнение к Стратегическому плану рядом стран региона разработаны Национальные планы действий.

Хотя искусственное воспроизводство обычно вносит незначительный вклад в восстановление запасов, уникальная природа каспийских рыб и каспийского рыболовства говорит о том, что искусственное пополнение запасов может оказаться полезным. Этот подход давно используется на Каспии, хотя остается неопределенность в отношении наиболее приемлемых его версий для отдельных запасов. Рыбоводные заводы должны быть экономически рентабельными, благодаря использованию современных технологий для увеличения выпуска. Необходимо максимально увеличить выживаемость маточного стада, особенно самок, с помощью усовершенствованных методов получения икры (метода С.Б.Подушки, Казанский и др., 1978, кесарева сечения) и оборудования для круглогодичного содержания производителей. Нужно исследовать генетические последствия выпуска молоди с рыбоводных заводов (см. раздел 4.6), чтобы определить его влияние на восстановление запасов. Чтобы максимально повысить значение нерестового запаса, желательно проводить восстановление и регенерацию естественных нерестилищ, пострадавших от строительства плотин и других воздействий.

Само по себе искусственное воспроизводство не может привести к восстановлению запасов. К нему следует относиться как к одной лишь части согласованного международного подхода к восстановлению запасов, при котором благодаря мерам, направленным на снижение промыслового усилия, снижение уровня неучтенного вылова и снижение величины прилова в море (Ходоревская и др., 1997, 2001), а также благодаря усилиям по восстановлению естественных нерестилищ в речных системах вокруг Каспия и внедрения охраняемых закрытых районов для защиты рыб на ключевых этапах жизненного цикла, общее (искусственное и естественное) пополнение может выживать и участвовать в воспроизводстве.

Планы восстановления запасов некоторых костистых рыб в Южном Каспии были признаны не очень успешными. Планы предусматривали применение искусственного воспроизводства и контроль промыслового усилия (напр. Abdolmalaki and Psuty, 2007).

Планы по восстановлению направлены на восстановление запасов в течение ограниченного периода времени. Планы не должны отличаться излишней категоричностью. Планы восстановления необходимо тестировать с помощью имитационного моделирования (см. раздел 4.4.3), чтобы убедиться в том, что они предосторожны и устойчивы к неопределенности. Одновременно должны быть предприняты и безотлагательные действия, а именно (FAO, 1996):

- Reduction of fishing mortality rates long enough to allow rebuilding of the spawning stock. Short-term action should be taken even if there is only circumstantial evidence of the effectiveness of a particular measure.
- Where there is a good year class, recruits should be allowed to rebuild the stock rather than increasing the allowable harvest. This should be achieved in ways that discourage discarding and avoids damage to juvenile grounds, as well as take account of fisheries in which the species of interest is a bycatch (see also last bullet). Moreover, plans should give priority to rebuilding older age groups, using a variety of tools beyond the better survival of recruits (e.g. changes in the selective patterns of gears, eliminating fishing on spawning aggregations).
- Ensure monitoring, control and surveillance (MCS, including observer programmes where necessary) is sufficient to discourage misreporting, discarding of juveniles or high-grading. The MCS strategy should be easy to implement, involve the industry and aim to provide incentives rather than disincentives.
- Fishing capacity should be reduced to avoid recurrence of overutilization.
- Alternatively, allow vessels to leave the fishery, as long as the pressure from re-deployments does not jeopardize the fishery that vessels are moving into.
- Do not use artificial propagation as a substitute for the precautionary measures listed.
- In the management plan, establish biological reference points to define recovery, using measures of stock status (e.g. SSB, age structure, recruitment).
- Monitor multiple indicators (e.g. condition factor, mean age in the population, spawner per recruit, distributional extent) as measures of variable resource productivity to examine stock status, environmental condition, ecological status.
- Where possible, closely monitor the productivity and total area of required habitat as an additional indicator for management, as well as habitat health and the impacts of the recovery programme.
- Consider multispecies and multi-gear interactions that might undermine the effectiveness of the plan and its ability to achieve targets.
- Plan for the post-recovery phase before the recovery is achieved.

With specific reference to sturgeon, in addition to the above list, further issues for recovery are:

- Expansion of habitats for spawning, feeding, and development to allow additional stock to contribute to the population.
- Reduction of pollution of spawning rivers.
- Appropriate release of healthy, hatchery-reared young (see section 4.6).
- Effective migratory bypasses of river dams.
- The issue of inbreeding and other genetic effects where large numbers of young are released.

- снижение темпов промысловой смертности на достаточно продолжительный срок, чтобы дать возможность нерестовому запасу восстановиться. Должны быть приняты соответствующие краткосрочные меры, даже в случае лишь косвенного свидетельства в пользу их эффективности;
- если в промысел вступает урожайное поколение, ему следует дать возможность пополнить запас, вместо того, чтобы увеличивать разрешенный вылов. Этого можно добиться, не разрешая выброс рыбы и избегая нанесения ущерба местам нагула молоди, а также обращая внимание на промыслы, где восстанавливаемые виды попадают в прилов (см. также последний пункт). Более того, планы восстановления должны обеспечивать преимущественное восстановление старших возрастных групп, используя для этого ряд механизмов помимо мер по повышению выживания молоди (например, изменение селективности орудий лова, запрещение облова нерестовых скоплений);
- обеспечение мониторинга, контроля и надзора (MCS) на основе, если это необходимо, специальных программ с участием наблюдателей, достаточных для того, чтобы воспрепятствовать ведению неполной отчетности, выбросу молоди или малоценной части уловов. Стратегия MCS должна быть простой для осуществления, выполняться в сотрудничестве с промышленностью и в большей степени ориентироваться на поощрения, чем наказания;
- промысловую нагрузку необходимо снизить, чтобы избежать повторения чрезмерной эксплуатации;
- в качестве альтернативы можно разрешить рыболовным судам уйти с данного промысла, если только это не подвергнет опасности тот промысел, на который передислоцируются эти суда;
- не применять искусственное воспроизводство в качестве замены всех перечисленных выше мер предосторожности;
- в плане управления должны быть указаны биологические ориентиры, с помощью которых можно отслеживать ход восстановления запаса, используя текущие значения показателей состояния запаса (например, SSB, возрастную структуру, пополнение);
- осуществлять мониторинг многих показателей (например, коэффициента упитанности, среднего возраста особей в популяции, количества производителей на единицу пополнения, площади распространения запаса), являющихся индексами изменяющейся продуктивности ресурсов, чтобы оценить состояние запаса, условия окружающей среды и экологический статус запаса;
- всегда, когда это возможно, отслеживать изменения продуктивности и общей площади обитания запаса как дополнительного индикатора для управления, а также за состоянием среды обитания и влиянием на неё программы восстановления;
- рассматривать многовидовые взаимодействия и последствия применения на промысле различных типов орудий лова, которые могут подорвать эффективность плана восстановления и его способность к достижению намеченных целей;
- планировать предстоящие мероприятия по управлению восстановленным запасом, не дожидаясь, пока программа восстановления будет полностью завершена.

В дополнение к приведенному выше перечню задач, для восстановления осетровых требуется следующее:

- расширение районов нереста и нагула, чтобы обеспечить прирост популяции за счет естественного пополнения;
- снижение загрязнения рек, где происходит нерест осетровых;
- достаточные объемы выпуска жизнеспособной молоди, выращенной на рыбоводных заводах (см. раздел 4.6);
- эффективные миграционные проходы (рыбоходы) в речных плотинах;
- изучение проблемы инбридинга и других генетических воздействий, неизбежных при больших объемах выпуска молоди.

Secor *et al.* (2000) suggested sturgeon aquaculture as a method of meeting demand for sturgeon meat and caviar, achieving conservation aims through broodstock maintenance and hatchery programmes without requiring fishing of wild sturgeon. However, government support for research and development is needed, along with assistance with the extremely high start-up costs incurred by the companies involved. Moreover, aquaculture raises further disease and genetic risks to wild stocks.

#### 4.6 Hatchery production

Stocking can be used to enhance depleted stocks – releasing large numbers of artificially raised juveniles into the marine environment is assumed to compensate for the enormous natural mortality in the early stages of the life cycle or the low production of juveniles by overfished spawning stocks, so increasing the stock size and fishery production (Travis *et al.*, 1998). Its outcome, however, is difficult to predict because it involves many unknowns and complex issues such as interactions between the released and wild animals, unknown effects on population dynamics including density-dependent effects, ecosystem processes, and resource economics (Ye *et al.*, 2005).

##### 4.6.1 Identifying the contribution of stocked individuals

A practical theory of stock enhancement must allow analysis of the impacts of management variables such as stocking size and density, post-release performance, and harvest regulations on fisheries yield, as well as the status of wild and hatchery stock components (Lorenzen, 2005). In Lorenzen's approach, the stock–recruitment relationship must be evaluated in terms of natural recruitment and the effect of releasing pre-recruit juveniles. Population regulation (e.g. density-dependence) in the recruited stage must be accounted for, because it determines the impact additional recruits have on stock and yield size. Finally, biological differences between hatchery and wild fish have important implications for the dynamics of enhancements, and must be accounted for. Lorenzen goes on to detail an approach to assessing the impacts of hatchery production on stocks based upon dynamic pool theory (Beverton and Holt, 1957).

Secor *et al.* (2000) note that identification of appropriate levels of enhancement of early vital rates in the hatchery sufficient to increase spawning stocks requires good estimates of the early-stage survival in the hatchery (as well as assumptions of early-stage survival in the wild, which could come from tagging studies; see below). The approach detailed in Secor *et al.* (2000) can then be used to estimate the required level of survival enhancement sufficient to increase spawning stocks. This is key to understanding the true contribution of hatchery-reared individuals to the spawning stock within the Caspian Sea.

Techniques used include DNA analysis, scale analysis, coded wire tags (CWT) from hatchery-produced fish and other tagging programmes. Current state-of-the-art tagging involves the use of electronic technology. Since the late 1960s electronic tags that transmit acoustic signals (radio signals do not transmit effectively through seawater) have increasingly been used to track the movements of individual free-ranging fish for limited periods. Archival tags record and store environmental and behavioural data and, because there is no need for observers to follow the fish, make it possible to monitor the behaviour and movements of many fish simultaneously over longer periods, which can include entire migrations. Although most data storage tags



Секор и др. (Secor *et al.*, 2000) рассматривают аквакультуру осетровых как метод удовлетворения спроса на их мясо и икру, не требующий вылова диких особей. По мнению авторов, аквакультура поможет сохранить эти виды с помощью поддержания маточных стад и программ искусственного воспроизводства. Однако для проведения научных исследований и развития осетрового хозяйства требуется государственная поддержка, а также участие заинтересованных частных компаний в финансировании крайне высоких стартовых затрат. Кроме того, аквакультура вызывает рост заболеваний и повышает генетические риски для диких популяций.

#### 4.6 Искусственное воспроизводство

Производство рыбодных заводов можно использовать для поддержки истощенных запасов: выпуск большого количества искусственно выращенной молоди в море предполагает компенсацию чрезвычайно высокой естественной смертности на ранних стадиях жизненного цикла, или низкой численности пополнения в результате перелома нерестового запаса, повышая таким образом величину запасов и производительность рыболовства (Travis *et al.*, 1998). Тем не менее, трудно предсказать последствия масштабного искусственного воспроизводства, поскольку оно затрагивает множество малоизученных и сложных проблем, например, взаимодействие между «заводскими» и дикими особями, неизвестные воздействия на динамику популяций, включая плотностные зависимости, экосистемные процессы и экономику рыболовства (Ye *et al.*, 2005).

##### 4.6.1 Определение вклада «заводских» особей

Практические приложения теории искусственного воспроизводства запасов должны помочь исследовать влияние таких параметров управления, как численность и плотность выпускаемой молоди, ее состояние после выпуска, регулирование промыслового изъятия, а также состояние природной и «заводской» составляющих запаса (Lorenzen, 2005). В подходе Лоренсена зависимость запаса-пополнение должна оцениваться в терминах естественного пополнения и выпущенных «заводских» пререкрутов. Необходимо учитывать регулирование численности популяции (например, плотностное регулирование) на стадии пополнения, поскольку это определяет воздействие дополнительных рекрутов на запасы и объем вылова. И, наконец, поскольку биологические различия между дикими и «заводскими» особями будут иметь важные последствия для динамики восстановления, их тоже необходимо принимать во внимание. Лоренсен подробно рассматривает подход к оценке влияния продукции рыбодных заводов на запасы, основанный на теории динамического бассейна (Beverton and Holt, 1957).

Секор и др. (Secor *et al.*, 2000) отмечают, что определение приемлемых уровней улучшения жизненно важных на ранних стадиях жизни показателей состояния «заводских» рыб, достаточных для увеличения нерестовых запасов, требует надежных оценок выживания заводских особей на ранних стадиях развития в условиях рыбодного завода, а также предположений относительно их выживания на ранних стадиях в естественных условиях, что можно исследовать с помощью экспериментов мечения (см. ниже). Для оценки уровня выживания, достаточного для пополнения нерестового запаса, можно применить подход, детально описанный в процитированной выше работе. Это ключ к пониманию истинного вклада особей искусственного происхождения в нерестовые запасы каспийских осетровых.

В перечень методов, используемых на рыбодных заводах и в экспериментах мечения, входит анализ ДНК, анализ чешуи, мечение с помощью кодированных проволочных меток (CWT). Современная техника мечения включает применение электронных технологий. Начиная с конца 60-х годов, широкое распространение получили электронные метки, передающие акустические сигналы (радиосигналы передаются в морской воде недостаточно эффективно), которые в течение определенного времени позволяют отслеживать перемещения отдельных свободно плавающих особей. Архивирующие метки записывают и сохраняют данные об окружающей среде и поведении рыб и, поскольку делают необязательным для наблюдателей следовать за мечеными рыбами, дают возможность одновременно контролировать поведение и перемещения сразу множества рыб в течение длительных



currently measure only simple environmental variables such as pressure (depth), temperature (internal and external) and ambient daylight, the data can nonetheless be used to derive quite detailed information about the location and movements of fish. Future developments will include onboard sensors that can monitor more complex variables such as compass heading, swimming speed or feeding activity. Pop-up tags that automatically detach and transmit data at the surface after a given period can be useful where tag returns are likely to be low.

Tagging will permit evaluation of survival and contribution rates. As fish mature and are captured in various fisheries or return to release/recapture facilities, they are sampled to recover tags. For simple tags, release and recovery information is stored along with sampling and mark/unmarked release ratios. This information can then be used to estimate survival rates, abundance and catch contribution rates for each production lot of fish reared and released at each hatchery (Beamesderfer *et al.*, 1995; Pine *et al.*, 2003; Paragamian *et al.*, 2005). Attempts to tag sturgeon released from hatcheries has been limited (Secor *et al.*, 2000). Removal of barbels or scutes proved ineffective because mutilation of small sturgeon resulted in increased mortality, and barbels or scutes may regenerate. Isotopic short-term markers have been used, with feed oligochaetes incubated in  $^{32}\text{P}$  and  $^{45}\text{Ca}$  solutions (Vodovozova, 1971). However, the use of conventional tags or biochemical, chemical and genetic alternatives have not been applied. Their use should be considered to better understand the efficacy of hatchery output.

Whichever approach is used, it should be clearly documented with any estimate of hatchery contribution to commercial catches and the wild population biomass.

#### **4.6.2 Genetic issues with stock enhancement**

Stocking has potential genetic consequences for a stock (Tsvetnenko, 1993; Ford, 2002). This is an important consideration because the genetic make-up of native wild stocks has presumably been shaped by many years of adaptation to local conditions (Taylor, 1991), and transplanted fish (especially if not of local origin) may be less suited to local conditions (Reisenbichler and Rubin, 1999). Hatchery-reared and wild fish genes will merge in a population once hatchery fish return and spawn with wild fish. Where a hatchery stock was derived from a different population than the one being supplemented, progeny of hatchery–wild matings might exhibit reduced fitness through different local adaptations of the source and supplemented populations (Alibert and Auffray 2003). Likewise, domestication, or genetic change attributable to selective differences in the hatchery and wild environments will have a potentially negative effect. If the hatchery stock is recently derived from a local population and the hatchery and wild populations are well mixed each generation, substantial divergence between the hatchery and wild populations would not be expected. However, because of the cumulative effects of domestication, the hatchery–wild system as a whole would be expected to diverge genetically over time from the original wild population, the most likely outcome being a reduction in average fitness in the wild environment (Lynch and O’Hely, 2001; Ford, 2002). To avoid this, wild broodstock could be spawned artificially, returned to the wild, and the resulting juveniles reared for release (Paragamian *et al.*, 2005). While historically large numbers of broodstock and low indices of commercial return suggest that in-breeding in Caspian Sea sturgeon was unlikely to result from hatchery supplementation (Secor

периодов, которые могут включать полное время миграций. Хотя большинство электронных меток, способных накапливать данные, обычно измеряют только простые параметры окружающей среды, такие как, давление (глубина), температура (внутренняя и внешняя), и естественная освещенность окружающей среды, эти данные, тем не менее, можно использовать для получения достаточно детальной информации о местонахождении и перемещениях рыб. Дальнейшие разработки в этом направлении будут включать создание бортовых сенсорных датчиков, которые смогут отслеживать более сложные переменные, например, направление движения рыб по путевому компасу, скорость их плавания или кормовую активность. Там, где возвращение меток предполагается проблематичным, удобно использовать всплывающие метки, которые после определенного времени автоматически отсоединяются и передают данные с поверхности.

Мечение позволяет определить коэффициенты выживания и темпы пополнения нерестового запаса. Когда меченые особи достигают половой зрелости и попадают в промысловые или исследовательские уловы, их изымают из уловов и снимают метки. При работе с простыми метками данные о выпуске и повторной поимке хранятся вместе с другой количественной информацией, относящейся к осуществлению данного эксперимента мечения. Затем эта информация может быть использована для оценки коэффициентов выживания, численности и вклада в улов каждой порции рыб, выращенной и выпущенной с каждого завода (Beamesderfer *et al.*, 1995; Pine *et al.*, 2003; Paragamian *et al.*, 2005). Попыток мечения осетровых, выпущенных с рыбоводных заводов было немного (Secor *et al.*, 2000). Удаление усиков или «жучек» оказалось неэффективным, поскольку эта процедура вызывала повышенную смертность молоди, а усики и «жучки» могут восстанавливаться. В качестве меток также использовались изотопные маркеры с коротким периодом полураспада. Для этого рыбу подкармливали олигофетами, выращенными в растворах  $^{32}\text{P}$  и  $^{45}\text{Ca}$  (Водовозова, 1971). Однако традиционные метки или их биохимические, химические и генетические альтернативы для мечения осетровых не применялись. Следует рассмотреть возможность применения таких меток для лучшего понимания эффективности искусственного воспроизводства.

Какой бы подход не использовался, он должен подробно документироваться, также как и любые оценки вклада рыбоводных заводов в промысловые уловы и в биомассу дикой популяции.

#### 4.6.2 Генетические проблемы восстановления запасов

Искусственное воспроизводство имеет потенциальные генетические последствия для запаса (Цветенко, 1993; Ford, 2002). Это важное соображение, поскольку генетическая структура дикого запаса формировалась в течение многих лет адаптации к местным условиям (Taylor, 1991), а искусственно выведенные рыбы (особенно, если они не местного происхождения) могут быть менее приспособлены к местным условиям (Reisenbichler and Rubin, 1999). Гены «заводских» и диких особей соединятся в популяции, когда искусственно выведенные рыбы будут участвовать в нересте вместе с дикими. Если заводское стадо выведено из другой популяции, отличной от пополняемой, потомство от диких и заводских производителей может быть менее приспособленным к жизни в данных условиях из-за разной степени адаптации к ним исходной и донорской популяций (Alibert and Auffray, 2003). Потенциально негативное влияние на результаты искусственного воспроизводства могут также оказать генетические изменения в «заводских» особях, связанные с различиями селективных особенностей среды обитания на рыборазводном заводе и в естественных условиях. Если заводское стадо сравнительно недавно выведено из местной популяции, и каждое их поколение хорошо перемешано, между заводской и дикой популяциями не может ожидать значительных различий. Однако из-за суммарного воздействия доместикиции (одомашнивания) система искусственная – дикая популяция в целом будет, по всей видимости, генетически отличаться от исходной дикой популяции. Наиболее вероятным результатом этого будет снижение средней приспособленности особей к местной естественной среде обитания (Lynch and O’Hely, 2001; Ford, 2002). Чтобы избежать таких последствий, можно было бы осуществить искусственный нерест дикого родительского стада, затем вернуть его в естественную среду, а полученную молодь выращивать до выпуска (Paragamian *et al.*, 2005). Несмотря на то, что исторически большая численность родительского стада и низкие индексы промыслового возврата позволяют предположить, что инбридинг каспийских осетровых

*et al.*, 2000), the reduction of broodstock numbers available to hatcheries, and the conservation of genetic and behavioural variability in breeders is increasingly important.

Further implications arise where species are anadromous, like sturgeon. Hatchery rearing may reduce the return rate to spawning rivers suitable for successful reproduction and development, particularly where hatcheries are poorly sited and do not release fingerlings into appropriate rivers.

#### 4.6.3 Further reading

Xiao, Y. 1996. A general model for estimating tag-shedding rates and tag interactions from exact or pooled times at liberty for a double tagging experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 1852–1861.

#### 4.7 Options for presenting advice

The precautionary approach to management depends upon the information provided by scientists to the managers making the final decisions. In general, managers request simple values in assessment results – is the stock above or below the reference point? Is the stock increasing or decreasing? What is the level of catch that can be set next year? Unfortunately, this information tends to ignore the uncertainties within the assessment.

There are no standard methods for communicating uncertainty and risk to fishery decision-makers (Rosenberg and Restrepo, 1994). However, an element of probability can be used, i.e. the probability of an unwanted event occurring (probability density functions where observations are normally distributed). Cumulative probability or cumulative survivor distributions may be useful where the aim is to estimate the probability of avoiding the upper or lower limit (Caddy and Mohn, 1995). Considerations of probability are already present in precautionary reference points, because these points are specified on the basis of a given probability of ensuring that a stock remains away from the corresponding limit reference point. Use of Monte Carlo simulation techniques can provide probability distributions of risk (Restrepo *et al.*, 1992). Further options include (FAO, 1996):

- Where there are insufficient observations to assign probabilities to different states of nature, decision tables could be used to represent different degrees of management caution (“Maxmin and Minmax” criteria; Schmid, 1989).
- Where the number of different states of nature and the number of potential management actions considered are small, but probabilities can be assigned, decision tables can be used to show the consequences and probabilities of all combinations of these states and actions.
- Where the range of states of nature is large, evaluation of management procedures is complex, requiring integration across the various sources of uncertainty.

All presentations must be appropriate to the audience. Sophisticated presentations of probability and risk are useless if they fail to deliver the ultimate message. Use of simple graphical or tabular representations may be sufficient in many cases.

вряд ли связан с рыбоводными заводами (Secor *et al.*, 2000), снижение количества маточных стад на рыбоводных заводах и сохранение генетической и поведенческой изменчивости производителей приобретает все большее значение.

Воспроизводство анадромных рыб вызывает дополнительные проблемы. Продукция рыбоводных заводов может снизить темпы возврата рыб в нерестовые реки, пригодные для успешного естественного воспроизводства и развития, особенно, если места расположения рыбоводных заводов выбраны неудачно и «заводская» молодь после выпуска не попадает в нужные реки.

#### 4.6.3 Дополнительная литература

Xiao, Y. 1996. A general model for estimating tag-shedding rates and tag interactions from exact or pooled times at liberty for a double tagging experiment. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 538: 1852–1861.

### 4.7 Представление научных рекомендаций

Предосторожный подход к управлению зависит от информации, представляемой учеными менеджерам, которые принимают окончательные решения. Обычно менеджеры требуют представлять результаты оценки в виде простых ответов на вопросы: Запас находится выше или ниже данного ориентира управления? Запас увеличивается или снижается? Какой уровень вылова можно будет установить на следующий год? К сожалению, эта информация игнорирует неопределенности в оценках.

Не существует стандартных методов, позволяющих донести до лиц, принимающих решения по управлению рыболовством, представления о неопределенности и риске (Rosenberg and Restrepo, 1994). Можно, однако, использовать для этого понятие вероятности, а именно: вероятности осуществления нежелательного события (функции плотности вероятности для нормального распределения наблюдений). Если поставлена задача оценить вероятность, с которой можно избежать превышения управляемым параметром запаса верхнего предела или не допустить его падения ниже предельно допустимого нижнего уровня (Caddy and Mohn, 1995), то может оказаться полезным использование распределения накопленной вероятности. Вероятность уже учитывается в предосторожных ориентирах, потому что эти величины найдены, исходя из заданной вероятности того, что текущие значения характеристик запаса (например, биомассы или промысловой смертности) не превысят (или не окажутся ниже) соответствующих граничных ориентиров. С помощью метода имитационного моделирования Монте-Карло можно получить вероятностные распределение риска (Restrepo *et al.*, 1992). Другие варианты представления неопределенностей приводятся в публикации ФАО (FAO, 1996):

- если имеющихся наблюдений недостаточно для того, чтобы определить вероятности различных состояний природной среды, можно использовать таблицы решений, чтобы отразить разные уровни осторожности управления (критерии «Максимин и Минимакс»; Schmid, 1989);
- если число рассматриваемых состояний природной среды и вариантов управления невелико и можно оценить соответствующие вероятности, то для того, чтобы показать последствия всех комбинаций этих состояний и соответствующих управленческих решений, можно воспользоваться таблицами решений;
- если диапазон возможных состояний природной среды велик, обоснование процедур управления будет сложным и потребует проведения совместного анализа влияния разных источников неопределенности.

Все презентации научных рекомендаций должны быть ориентированы на аудиторию, для которой они предназначены. Усложненное представление вероятности и риска будет бесполезным, если не позволит донести до слушателей основную идею. Во многих случаях бывает достаточно использовать табличные или графические иллюстрации.

Within regional management initiatives, there are benefits in presenting advice that can be regionally viewed. This might involve the use of regional websites to allow the easy access to regional workshop reports, assessments and management advice.

При управлении на региональном уровне определенные преимущества имеет вынесение рекомендаций на открытое публичное обсуждение. Такое обсуждение может, в частности, включать использование региональных Web-сайтов, чтобы облегчить доступ к отчетам региональных семинаров, оценкам запасов и рекомендациям по управлению.



## 5. References

### 5.1 Russian language references – Литература на русском языке

- Бабаян В. К. 2000. Предосторожный подход к оценке общего допустимого улова (ОДУ). Анализ и рекомендации по применению. – М.: Изд-во ВНИРО.- 192 стр.
- Бабаян В. К., Булгакова Т. И., Васильев Д. А., Котенев Б. Н., Власенко А. Д., Зыкова Г. Ф., Карпюк М. И., Романов А. А., Ходоревская Р. П. 2006. Методические рекомендации по обоснованию общих допустимых уловов (ОДУ) каспийских осетровых. // Сб. Изучение экосистем рыбохозяйственных водоемов, сбор и обработка данных о водных биологических ресурсах, техника и технология их добычи и переработки, Вып.4.- М.: Изд-во ВНИРО, 60 с.
- Баранов Ф. И. 1918. К вопросу о биологических основаниях рыбного хозяйства. // Изв. Отдела рыбоводства и научно-промысл. исслед. – Т.1. – Вып.2.- С. 84–128.
- Бондаренко М. В., Кровнин А. С., Серебряков В. П. 2003. Ранжирование урожайности поколений и коэффициентов выживания поколений в раннем онтогенезе промысловых рыб Баренцева моря для определения биологических ориентиров и оценки изменчивости среды.-М.: ВНИРО, 2003.- 186 с.
- Булгакова Т. И. 2004. Экосистемный подход к оценке запасов и регулированию промысла. // Вопросы промысловой океанологии, том 1. М.: Изд-во ВНИРО. С.275–295.
- Васильев Д. А. 2001. Когортные модели и анализ промысловых биоресурсов при дефиците информационного обеспечения. М.: ВНИРО. - 110 с.
- Водовозова М. А. 1971. Результаты мечения молоди осетра на Куринском экспериментальном осетровом заводе.-«Тр. ЦНИОРХ», т.3. С. 114–119.
- Кадильников Ю. В. 2001. Вероятностно-статистическая теория рыболовных систем и технической доступности для них водных биологических ресурсов.- Калининград: Изд.АтлантНИРО. – 277 с.
- Казанский Б. Н., Феклов Ю. А., Подушка С. Б., Молодцов А. Н. 1978. Экспресс-метод определения степени зрелости гонад у производителей осетровых // М.:Рыбное хозяйство, №2 - С.24–27.
- Карпюк, М. И., Сокольский А. Ф. 2006. Методологические подходы к оценке приемной емкости моря. //Сб. Современное состояние и пути совершенствования научных исследований в Каспийском бассейне С 51–54. Астрахань: Изд-во КаспНИРХ
- Кизина Л. П. 2003. Динамика рыбного населения низовьев дельты Волги в 70-90-е годы XX века.// Бюллетень Московского общества испытателей природы, том 108, выпуск 1. - С.15–22.
- Кизнер З. И. 1989. Методические рекомендации по оптимизации съемок запасов на больших акваториях.- М.:ВНИРО.-15.с.
- Кизнер З. И., Зарипов Б. Р., Теслер В. Д. 1983. Методические рекомендации по математическому моделированию промысловых скоплений и обработка данных эхосъемок на ЭВМ. – М.: ВНИРО. – 43 с.
- Ходоревская Р. П., Красиков Е. В., Федин А. А., Федоров В. А., Шведов В. В. 2002. Численность и распределение белуги *Huso huso* в Каспийском море.- Вопросы ихтиологии, том 42, №1. - С. 56–63.
- Ходоревская Р. П., Новикова А. С. 1995. Современное состояние промысловых запасов каспийской белуги *Huso huso*.- Вопросы ихтиологии, том 35, номер 5, 1995, стр. 621–627.
- Ходоревская Р. П., Красиков Е. В., Федин А. А., Федоров В. А., Шведов В. В. 2001. Численность и распределение русского осетра *Acipenser gueldenstaedtii* в Каспийском море.- Вопросы ихтиологии, том 41, №3. - С. 324–332.
- Цветненко Ю. Б. 1993. Эффективность и генетические последствия интродукции севрюги *Acipenser stellatus* из каспийского в азовский бассейн.- Вопросы ихтиологии, том 33, №3. - С. 382–387.

- Шмальгаузен И. И. 1984. Рост и дифференцировка. –Т.1.-Киев: Наукова думка. - 176 с.
- Юданов К. И., Калихман И. Л., Теслер В. Д. 1984. Руководство по проведению гидроакустических съемок. – М.:ВНИРО-124 с.

## 5.2 All references, including those in Russian – Вся литература, вкл. литературу на русском языке

- Abdolmalaki, S., and Psuty, I. 2007. The effects of stock enhancement of pikeperch (*Sander lucioperca*) in Iranian coastal waters of the Caspian Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 973–980.
- Aksland, M. 1986. Estimating numbers of pelagic fish by echo integration. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 43: 7–25.
- Albert, O. T., Harbitz, A., and Høines, Å. S. 2003. Greenland halibut observed by video in front of survey trawl: behaviour, escapement, and spatial pattern. *Journal of Sea Research*, 50: 117–127.
- Alibert, P., and Auffray, J. 2003. Genomic co-adaptation, outbreeding, depression and developmental instability. *In Developmental Instability: Causes and Consequences*, pp. 116–134. Ed. by M. Polak. Oxford University Press, New York.
- Arai, T., Levin, A. V., Boltunov, A. N., and Miyazaki, N. 2002. Migratory history of the Russian sturgeon *Acipenser gueldenstaedti* in the Caspian Sea, as revealed by pectoral fin spine Sr : Ca ratios. *Marine Biology*, 141: 315–319.
- Arrhenius, F., Bethke, E., Cardinale, M., and Håkansson, N. 2000. Intercalibration of nautical area scattering coefficients between research vessels. *Archive of Fisheries and Marine Resources*, 48: 31–42.
- Babayan, V. K. 2000. Precautionary approach to assessment of the total allowable catch (TAC). VNIRO Publishing, Moscow. 192 pp. (*in Russian*).
- Babayan, V. K., Bulgakova, T. I., Kotenev, B. N., Vasilyev, D. A., Khodorevskaya, R. P., and Vlasenko, A. D. 2006. Caspian sturgeon TAC foundation in modern conditions. VNIRO Publishing, Moscow. 27 pp. (*in Russian*).
- Bailey, M. C., Maravelias, C. D., and Simmonds, E. J. 1998. Changes in the spatial distribution of autumn spawning herring (*Clupea harengus* L) derived from annual acoustic surveys during the period 1984–1996. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 545–555.
- Barange, M., Hampton, I., and Soule, M. E. 1996. Empirical determination of *in situ* target strengths of three loosely aggregated pelagic fish species. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 225–232.
- Baranov, F. I. 1918. On the question of the biological basis of fisheries. *Nauchnyi Issledovatel'skii Ikhtologicheskii Institut Ivestia*, 1: 81–128 (*in Russian*).
- Barrowman, N. J., and Myers, R. A. 2000. Still more spawner-recruitment curves: the hockey-stick and its generalisations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57: 665–676.
- Beamesderfer, R. C. P., Rien, T. A., and Nigro, A. A. 1995. Differences in the dynamics and potential production of impounded and unimpounded white sturgeon populations in the lower Columbia River. *Transactions of the American Fisheries Society*, 124: 857–872.
- Beamish, R. J., and McFarlane, G. A. 1983. The forgotten requirement for age validation in fisheries biology. *Transactions of the American Fisheries Society*, 112: 735–743.
- Beare, D., Needle, C. L., Burns, F., and Reid, D. 2002. Making the most of research vessel data in stock assessments: examples from ICES Division VIa. *ICES Document CM 2002/J: 01*.
- Beverton, R. J. H., and Holt, S. J. 1956. A review of methods for estimating mortality rates in exploited fish populations, with special reference to sources of bias in catch sampling. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer*, 140: 67–83.
- Beverton, R. J. H., and Holt, S. J. 1957. On the Dynamics of Exploited Fish Populations. *Fishery Investigations London, Series II, XIX*. 533 pp.

- Bhattacharya, C. C. 1967. A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics*, 23: 115–135.
- Bondarenko, M. V., Krovnin, A. S., and Serebryakov, V. P. 2003. Ranging Year-Class Strength and Survival Rates during Early Life History of the Barents Sea Food Fish to Establish Biological Reference Points and Evaluate Environmental Effects. VNIRO Publishing, Moscow. 187 pp. (*in Russian*).
- Brown, C. A. 2001. Revised estimates of bluefin tuna dead discards by the U.S. Atlantic pelagic longline fleet, 1992–1999. ICCAT Collective Volume of Scientific Papers, 52: 1007–1021.
- Bulgakova T. I. 2004. Ecosystem approach to stock assessment and fisheries regulation. *In Problems of Fisheries Oceanography*, 1, pp. 275–295. VNIRO Publishing, Moscow (*in Russian*).
- Burczynski, J. J., and Johnson, R. L. 1986. Application of dual-beam acoustic survey techniques to limnetic populations of juvenile sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences*, 43: 1776–1788.
- Burnham, K. P., and Anderson, D. R. 2002. *Model Selection and Multimodel Inference*. Springer, New York.
- Caddy, J. 1998. A short review of precautionary reference points and some proposals for their use in data-poor situations. *FAO Fisheries Technical Paper*, 379. 30 pp.
- Caddy, J. F., and Agnew, D. J. 2004. An overview of recent global experience with recovery plans for depleted marine resources and suggested guidelines for recovery planning. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 14: 43–112.
- Caddy, J. F., and Mahon, R. 1995. Reference points for fisheries management. *FAO Fisheries Technical Paper*, 347. 83 pp.
- Campbell, R. A. 2004. CPUE standardisation and the construction of indices of stock abundance in a spatially varying fishery using general linear models. *Fisheries Research*, 70: 209–227.
- Christensen, V., Walters, C., and Pauly, D. 2000. *Ecopath with Ecosim: a User's Guide*, October 2000 edn. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada and ICLARM, Penang, Malaysia. 130 pp.
- CITES. 2004. <http://www.worldwildlife.org/trade/cites/about.cfm>
- Cochran, W. G. 1977. *Sampling Techniques*. John Wiley, New York.
- Cochrane, K. L., Butterworth, D. S., De Oliveira, J. A. A., and Roel, B. A. 1998. Management procedures in a fishery based on highly variable stocks and with conflicting objectives: experiences in the South African pelagic fishery. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 8: 177–214.
- Collie, J., and Sissenwine, M. 1983. Estimating population size from relative abundance data measured with error. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 40: 1871–1879.
- Conser, R. J., and Powers, J. E. 1990. Extensions of the ADAPT VPA tuning method designed to facilitate assessment work on tuna and swordfish stocks. ICCAT Collective Volume of Scientific Papers, 32: 461–468.
- Cook, R. M. 1997. Stock trends in six North Sea stocks as revealed by an analysis of research vessel surveys. *ICES Journal of Marine Science*, 54: 924–933.
- Cotter, A. J. R. and Buckland, S. T. 2004. Using the EM algorithm to weight data sets of unknown precision when modeling fish stocks. *Mathematical Biosciences*, 190: 1–7.
- Darby, C. D. 2004. Estimating systematic bias in the North Sea cod landings data. *In Report on the Assessment of Demersal stocks in the North Sea and Skagerrak*. ICES Document ACFM CM 2005/ACFM: 07.
- Daskalov, G. M. 2000. Mass-balance modeling and network analysis of the Black Sea pelagic ecosystem. *Izvestia Institut Ribni Resursi Varna*, 25: 49–62.
- Daskalov, G. M. 2002. Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 225: 53–63.
- Daskalov, G. M., and Mamedov, E. V. 2007. Integrated fisheries assessment and possible causes for the collapse of anchovy kilka in the Caspian Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 503–511.

- Degnbol, P., Lassen, H., and Staehr, K. J. 1985. *In-situ* determination of target strength of herring and sprat at 38 and 120 kHz. *Dana*, 5: 45–54.
- De Oliveira, J. A. A., and Butterworth, D. S. 2004. Developing and refining a joint management procedure for the multispecies South African pelagic fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 61: 1432–1442.
- Drinkwater, K. F., and Myers, R. A. 1987. Testing predictions of marine fish and shellfish landings from environmental variables. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44: 1568–1573.
- Duncan, A., and Kubecka, J. 1996. Patchiness of longitudinal fish distribution in a river as revealed by a continuous hydroacoustic survey. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 161–165.
- Edwards, J. J., and Armstrong, F. 1984. Target strength experiments on caged fish. *Scottish Fisheries Bulletin*, 48: 12–20.
- Efron, B., and Tibshirani, R. J. 1993. *An Introduction to the Bootstrap*. Chapman and Hall, London.
- EUROGEL. 2006. EUROpean GELatinous zooplankton: mechanisms behind jellyfish blooms and their ecological and socio-economic effects. EC Framework 5, Contract N° EVK3-CT-2002–00074. Project Final Report (30/01/2006) [www.ifm.uib.no/eurogel](http://www.ifm.uib.no/eurogel). 52 pp.
- FAO. 1995. *Code of Conduct for Responsible Fisheries*. FAO, Rome. 41 pp.
- FAO. 1996. Precautionary approach to capture fisheries and species introductions. Elaborated by the Technical Consultation on the Precautionary Approach to Capture Fisheries (including species introductions). Lysekil, Sweden, 6–13 June 1995. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries*, 2. 54 pp.
- FAO. 2004. Review of the survey methodology, stock assessments and setting of total allowable catches for Caspian Sea sturgeon fisheries. Report prepared for the Secretariat of the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES), Chatelaine–Geneva, Switzerland. FAO, Rome. 57 pp.
- Foote, K. G. 1987. Fish target strengths for use in echo integrator surveys. *Journal of the Acoustical Society of America*, 82: 981–987.
- Foote, K. G. 1991. Acoustic sampling volume. *Journal of the Acoustical Society of America*, 90: 959–964.
- Foote, K. G., Knudsen, H. P., Vestnes, G., MacLennan, D. N., and Simmonds, E. J. 1987. Calibration of acoustic instruments for fish density estimation: a practical guide. *ICES Cooperative Research Report*, 144. 69 pp.
- Ford, M. J. 2002. Selection in captivity during supportive breeding may reduce fitness in the wild. *Conservation Biology*, 16: 815–825.
- Fournier, D. A., Sibert, J. R., Majkowski, J., and Hampton, J. 1990. MULTIFAN, a likelihood-based method for estimating growth parameters and age composition from multiple length frequency data sets illustrated using data for southern bluefin tuna (*Thunnus maccoyii*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 301–317.
- Francis, R. I. C. C. 1988. Are growth parameters estimated from tagging and age-length data comparable? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 45: 936–942.
- Francis, R. I. C. C. 1991. Risk analysis in fishery management. *NAFO Scientific Council Studies*, 16: 143–148.
- Francis, R. I. C. C. 1992. Use of risk management to assess fishery management strategies: a case study using orange roughy (*Hoplostethus atlanticus*) on the Chatham Rise, New Zealand. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 922–930.
- Francis, R. I. C. C. 1993. Monte Carlo evaluation of risks for biological reference points used in New Zealand fishery assessments. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 120: 221–230.
- Fszli, H. 2002. The study of catch and CPUE of kilfishes in Mazandaran province (1996–2000). *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 11: 97–104.
- Gabbasov, M. B., Jaichibekov, N. Zh., and Lebedev, D. V. A biological model of biological resource dynamics, using Caspian/Ural sturgeon as a case study. Submitted to *ICES Journal of Marine Science*.



- Gavaris, S. 1988. An adaptive framework for the estimation of population size. Canadian Atlantic Fisheries Science Advanced Commission (CAFSAC) Research Document 88/29. 12 pp.
- Gayanillo, F. C., Sparre, P., and Pauly, D. 1994. FiSAT. The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT) User's Manual. FAO Computerised Information Series (fisheries), 1048: 126 pp.
- Gislason, H., and Helgason, T. 1985. Species interaction in assessment of fish stocks with special application to the North Sea. *Dana*, 5: 1–44.
- Godø, O. R., Walsh, S. J., and Engås, A. 1999. Investigating density-dependent catchability in bottom-trawl surveys. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 292–298.
- Goodman, L. A. 1960. On the exact variance of products. *Journal of the American Statistical Association*, 55: 708–713.
- Grosslein, M. D. 1969. Groundfish survey program of BCF Woods Hole. *Commercial Fisheries Review*, 31(8–9): 22–30.
- Grosslein, M. D., and Laurec, A. 1982. Bottom trawl surveys design, operation and analysis. FAO CECAF/ECAF series 81/22.
- Gutierrez, M., and MacLennan, D. D. (1998). Preliminary results of determination of *in situ* target strength of main pelagic species: Cruise of RV "Humboldt" 9803-05 from Tumbes to Tacna. *Informes Instituto del Mar Peru*, 135: 16–19 (in Spanish, with English abstract).
- Haist, V., Fournier, D. A., and Schweigert, J. F. 1993. Estimation of density-dependent natural mortality in British Columbia herring stocks through SSPA and its impact on sustainable harvesting strategies. *In Risk Evaluation and Biological Reference Points for Fisheries Management*, pp. 269–282. Ed. by S. J. Smith, J. J. Hunt, and D. Rivard. Canadian Special Publications of Fisheries and Aquatic Sciences, 120.
- Halldorsson, O., and Reynisson, P. 1983. Target strength measurements of herring and capelin *in situ* at Iceland. *FAO Fisheries Report*, 300: 78–84.
- Hart, P. J. B., and Reynolds, J. D. 2002. *Handbook of Fish Biology and Fisheries*. 2. Fisheries. Blackwell, Oxford. 410 pp.
- Harvey, A. C. 1989. *Forecasting, Structural Time Series Models and the Kalman Filter*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Hastie, T. J., and Tibshirani, R. J. 1990. *Generalized Additive Models*. Chapman and Hall/CRC, Boca Raton, FL. 335 pp.
- Healey, M. C. 1984. Multiattribute analysis and the concept of optimum yield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 41: 1393–1406.
- Hilborn, R., and Walters, C. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment. Choice, Dynamics and Uncertainty*. Kluwer, Boston.
- Hoenig, J. M., Barrowman, N. J., Hearn, W. S., and Pollock, K. H. 1998. Multiyear tagging studies incorporating fishing effort data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 1466–1476.
- Holden, S., Kirkwood, G. P., and Bravington, M. 1995a. C.E.D.A.: catch and effort data analysis, version 2.01. Marine Resources Assessment Group Ltd., 18 Queen Street, London, WJ1 5PN, UK.
- Holden, S., Kirkwood, G., and Bravington, M. 1995b. Length Frequency Distribution Analysis – the LFDA package: user manual. MRAG Ltd, London. 110 pp.
- Iida, K., Mukai, T., and Ishii, K. 1991. Application of a dual beam echo-sounder to measuring fish length. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 57: 623–627.
- Kadilnikov, Yu. V. 2001. *Statistical probability theory of fisheries systems and technical availability of aquatic biological resources*. AtlantNIRO Publishers, Kaliningrad. 277 pp. (*in Russian*).
- Kalish, J. M., Beamish, R. J., Brothers, E. B., Casselman, J. M., Francis, R. I. C. C., Mosegaard, H., Panfili, J., Prince, E. D., Thresher, R. E., Wilson, C. A., and Wright, P. J. 1995. Glossary for otolith studies. *In Recent Developments in Fish Otolith Research*, pp. 723–729. Ed. by D. H. Secor, J. M. Dean, and S. E. Campana. The Bella W Baruch library in Marine Sciences, USA.
- Karayev, R. A. 2006. Modelling Caspian sturgeon population dynamics: a new paradigm and new technology. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 980–994.

- Karpyuk, M. I., and Sokolskiy, A. F. 2006. Methodological approach to estimation of carrying capacity of the sea. *In Present State and Ways of Improvement of Scientific Investigations in the Caspian Basin*, pp. 51–54. KaspNIRKh Publishers, Astrakhan. 270 pp. (*in Russian*).
- Kazanskiy, B. N., Feklov, Yu. A., Podushka, S. B. and Molodtzev, A. N. 1978. Express method of determination of stage of maturity of gonads in parental sturgeon stock. *Ribnoe Khozyaystvo Moscow*, 2: 24–27 (*in Russian*).
- Kendall, M. A. 1976. *Time-series*. Charles Griffin and Co., London. 197 pp.
- Khodorevskaya, R. P., Dovgopol, G. F., Zhuravleva, O. L., and Vlasenko, A. D. 1997. Present status of commercial stocks of sturgeons in the Caspian Sea basin. *Environmental Biology of Fishes*, 48: 209–219.
- Khodorevskaya, R. P., Krasikov, E. V., Fedin, A. A., Fedorov, V. A., and Shvedov, V. V. 2001. Abundance and distribution of the Russian sturgeon *Acipenser gueldenstaedtii* in the Caspian Sea. *Voprosy Ikhtiologii*, 41: 368–375 (*in Russian*).
- Khodorevskaya, R. P., Krasikov, E. V., Fedin, A. A., Fedorov, V. A., and Shvedov, V. V. 2002. Abundance and distribution of beluga *Huso huso* in the Caspian Sea. *Voprosy Ikhtiologii*, 42: 56–63 (*in Russian*).
- Khodorevskaya, R. P. and Novikova, A. S. 1997. Present state of the stock of the Caspian beluga *Huso huso*. *Voprosy Ikhtiologii*, 35: 621–627 (*in Russian*).
- Kimura, D. K. 1977. Statistical assessment of the age-length key. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34: 317–324.
- Kimura, D. K. 1980. Likelihood methods for the von Bertalanffy growth curve. *Fishery Bulletin US*, 77: 765–776.
- Kimura, D. K. 1988. Stock–recruitment curves as used in the stock-reduction analysis model. *ICES Journal of Marine Science*, 44: 253–258.
- Kimura, D., and Chikuni, S. 1987. Mixtures of empirical distributions: an interactive application of the age–length key. *Biometrika*, 43: 23–35.
- Kimura, D. K., and Tagart, J. V. 1982. Stock reduction analysis, another solution to the catch equations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 39: 1467–1472.
- Kirkwood, G. P. 1997. The revised management procedure of the International Whaling Commission. *In Global Trends: Fisheries Management*, pp. 91–99. Ed. by E. K. Pikitch, D. D. Huppert, and M. P. Sissenwine. American Fisheries Society Symposium, 20.
- Kizina, L. P. 2003. Dynamics of fish populations in the lower Volga delta in the 1970s–1990s. *Bulletin of Moscow Society of Naturalists, Biological Series*, 108: 15–22 (*in Russian*).
- Kizner, Z. I. 1988. The error of the biomass estimate as a function of survey parameters and the statistics of a density field of krill aggregations. *Selected Scientific Papers Scientific Committee of the Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources*, 1988: 213–228.
- Kizner, Z. I. 1989. *Methodological Recommendations on Optimization of Research Surveys in Large Aquatic Bodies*. VNIRO Publishing, Moscow. 15 pp. (*in Russian*).
- Kizner, Z. I., and Vasilyev, D. A. 1997. Instantaneous separable VPA (ISVPA). *ICES Journal of Marine Science*, 54: 399–411.
- Kizner, Z. I., Zaripov, B. P., and Tesler V. D. 1983. *Methodological Recommendations on Mathematical Modelling of Fish Stocks and Computer Processing of Acoustic Data*. VNIRO Publishing, Moscow. 43 pp. (*in Russian*).
- Koeller, P. A. 1991. Approaches to improving groundfish survey abundance estimates by controlling the variability of survey gear geometry and performance. *Journal of the Northwest Atlantic Fisheries Organization*, 11: 51–58.
- Korneliussen, H., and Ona, E. 2003. Synthetic echograms created from the relative frequency response. *ICES Journal of Marine Science*, 60: 636–640.
- Koslow, J. A. 1992. Fecundity and the stock–recruitment relationship. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49: 210–217.
- Lai, H-L. 1993. Optimal sampling design for using the age-length key to estimate age composition of a fish population. *Fishery Bulletin US*, 92: 382–388.



- Lorenzen, K. 2005. Population dynamics and potential of fisheries stock enhancement: practical theory for assessment and policy analysis. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360: 171–189.
- Lynch, M., and O’Hely, M. 2001. Captive breeding and the genetic fitness of natural populations. *Conservation Genetics*, 2: 363–378.
- Mace, P. M., and Sissenwine, M. P. 1993. How much spawning per recruit is enough? *In Risk Evaluation and Biological Reference Points for Fisheries Management*, pp. 101–118. Ed. by S. J. Smith, J. J. Hunt, and D. Rivard. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 120.
- MacLennan, D. N., and Simmonds, E. J. 1992. *Fisheries Acoustics*. Chapman & Hall, London.
- Mamedov, E. V. 2006. The biology and abundance of kilka (*Clupeonella* spp.) along the coast of Azerbaijan, Caspian Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 63: 1665–1673.
- Marshall, C. T., Kjesbu, O. S., Yaragina, N. A., Solemdal, P., and Ulltang, Ø. 1998. Is spawner biomass a sensitive measure of the reproductive and recruitment potential of Northeast Arctic cod? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 1766–1783.
- Marteinsdottir, G., and Begg, G. 2002. Essential relationships incorporating the influence of age, size and condition on variables required for the estimation of reproductive potential in Atlantic cod (*Gadus morhua*) stocks. *Marine Ecology Progress Series*, 235: 235–256.
- Marteinsdottir, G., and Thorarinsson, K. 1998. Improving the stock–recruitment relationship in Icelandic cod (*Gadus morhua* L.) by including age diversity of spawners. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: 1372–1377.
- Maunder, M. N., and Punt, A. E. 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. *Fisheries Research*, 70: 141–159.
- Mayer, L., Li, Y., and Melvin, G. 2002. 3D visualization for pelagic fisheries research and assessment. *ICES Journal of Marine Science*, 59: 216–225.
- McCullagh, P., and Nelder, J. A. 1989. *Generalized Linear Models*. Boca Raton, Chapman and Hall/CRC, Boca Raton, FA. 511 pp.
- Megrey, B. A. 1989. Review and comparison of age-structured stock-assessment models from theoretical and applied points of view. *American Fisheries Society Symposium*, 6: 8–48.
- Mesnil, B. 2003. The Catch–Survey Analysis (CSA) method of fish stock assessment: an evaluation using simulated data. *Fisheries Research*, 63: 193–212.
- Misund, O. A., and Beltestad, A. K. 1996. Target-strength estimates of schooling herring and mackerel using the comparison method. *ICES Journal of Marine Science* 53: 281–284.
- Misund, O. A. and Øvredal, J. T. 1988. Acoustic measurements of schooling herring: estimation of school biomass and target strength. *ICES Document CM 1988/B*: 26. 16 pp.
- Motlagh, T. A. 2001. An estimation of growth parameter, mortality rates and yield-per-recruit for beluga (*Huso huso*) living in Caspian Sea. *Iranian Journal of Fisheries Science*, 3: 25–48.
- Mulligan, T. J., and Kieser, R. 1986. Comparison of acoustic population estimates of salmon in a lake with a weir count. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43: 1373–1385.
- Mutlu, E. 1996. Target strength of the common jellyfish (*Aurelia aurita*): a preliminary experimental study with a dual beam acoustic system. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 309–312.
- Needle, C. L. 2003. Survey-based assessments with SURBA. Working Document produced for the ICES Working Group on Methods of Fish Stock Assessment, Copenhagen, 29 January to 5 February 2003. 23 pp.
- Oeberst, R. 2000. An universal cost function for the optimization of the numbers of age readings and length measurements for age-length-key-tables (ALKT). *Archive of Fishery and Marine Research*, 48: 43–60.
- O’Brien, C. M., Pilling, G. M., and Brown, C. 2003. Development of an estimation system for U.S. longline discard estimates. *In Management of Shared Fish Stocks*, pp. 23–41. Ed. by A. I. L. Payne, C. M. O’Brien, and S. I. Rogers. Blackwell Publishing, Oxford. 384 pp.
- Overholtz, W., Edwards, S. F., and Brodziak, J. K. T. 1993. Strategies for rebuilding and harvesting New England groundfish resources. *In Proceedings of the International Symposium on Management Strategies for Exploited Fish Populations*, pp. 507–527. Ed. by G. Kruse, D. M. Eggers, R. J. Marasco, C. Pautzke, and T. J. Quinn. Alaska Sea Grant college Program Report No. 93-02, University of Alaska, Fairbanks.

- Patterson, K. R. 1998. Assessing fish stocks when catches are misreported: model, simulation tests, and application to cod, haddock, and whiting in the ICES area. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 878–891.
- Patterson, K. R., and Melvin, G. D. 1996. Integrated catch at age analysis version 1.2. Scottish Fisheries Research Report, 98. 60 pp.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 39: 175–192.
- Pauly, D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. *ICLARM Studies and Reviews*, 8. 325 pp.
- Pauly, D. 1987. A review of the ELEFAN system for analysis of length-frequency data in fish and aquatic invertebrates. *In* Length-based Methods in Fisheries Research, 13. Ed. by D. Pauly and G. R. Morgan. International Centre for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines and Kuwait Institute for Scientific Research, Safat, Kuwait. 468 pp.
- Paragamian, V. L., Beamesderfer, R. C. P., and Ireland, S. C. 2005. Status, population dynamics, and future prospects of the endangered Kootenai River white sturgeon population with and without hatchery intervention. *Transactions of the American Fisheries Society*, 134: 518–532.
- Pine, W. E., Pollock, K. H., Hightower, J. E., Kwak, T. J., and Rice, J. A. 2003. A review of tagging methods for estimating fish population size and components of mortality. *Fisheries*, 28: 10–23.
- Pinheiro, J. C. and Bates, D. M. 2000. *Mixed-Effects Models in S and S-plus*. Springer, New York. 528 pp.
- Pitcher, T. J. and Macdonald, P. D. M. 1973. Two models for seasonal growth in fishes. *Journal of Applied Ecology*, 10: 597–606.
- Pollock, K. H., Hoenig, J. M., and Jones, C. M. 1991. Estimation of fishing and natural mortality when a tagging study is combined with a creel survey or port sampling. *In* Creel and Angler Surveys in Fisheries Management, pp. 423–434. Ed. by D. Gurthrie, J. M. Hoenig, M. Holliday, C. M. Jones, M. J. Milles, S. A. Moberly, K. A. Pollock, and D. R. Talhelm. American Fisheries Society Symposium 12, Bethesda, MD.
- Pollock, K. H., Jiang, H., and Hightower, J. E. 2004. Combining telemetry and fisheries tagging models to estimate fishing and natural mortality rates. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133: 639–648.
- Pope, J. G. 1972. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *Research Bulletin ICNAF*, 9: 65–74.
- Pope, J., and Darby, C. 1995. Shall there be life without the comfort blanket of catch-at-age data? Estimation of vital parameters where catch-at-age data are missing or corrupted. *In* Ecology of Fjords and Coastal Waters, pp. 335–346. Ed. by H. Skjoldal, C. Hopkins, K. Erikstad and H. Leinaas. Elsevier, Amsterdam.
- Pope, J. G., and Shepherd, J. G. 1985. A comparison of the performance of various methods for tuning VPAs using effort data. *ICES Journal of Marine Science*, 42: 129–151.
- Powell, D. G. 1979. Estimation of mortality and growth parameters from the length frequency of a catch. *Rapports et Procès-Verbaux des Réunions du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 175: 167–169.
- Quinn, T. J., and Deriso, R. B. 1999. *Quantitative Fish Dynamics*. Oxford University Press, New York.
- Rademeyer, R. A., Plagányi, É. E., and Butterworth, D. S. 2007. Tips and tricks in designing management procedures. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 618–625.
- Reisenbichler, R. R., and Rubin, S. P. 1999. Genetic changes from artificial propagation of Pacific salmon affect the productivity and viability of supplemented populations. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 459–466.
- Restrepo, V. R., Hoenig, J. M., Powers, J. E., Baird, J. W., and Turner, S. C. 1992. A simple simulation approach to risk and cost analysis with applications to swordfish and cod fisheries. *Fishery Bulletin US*, 90: 736–748.
- Ricker, W. E. 1954. Stock and recruitment. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 11: 559–623.

- Rien, T. A., and Beamesderfer, R. C. 1994. Accuracy and precision of white sturgeon age estimates from pectoral fin rays. *Transactions of the American Fisheries Society*, 123: 255–265.
- Rien, T. A., Beamesderfer, R. C. P., and Foster, C. F. 1994. Retention, recognition, and effects on survival of several tags and marks on white sturgeon. *California Fish and Game*, 80: 161–170.
- Rikhter, V. A., and Efanov, V. N. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. ICNAF Research Document 76/VA/8. 12 pp.
- Robinson, B. J. 1983. *In situ* measurements of the target strength of pelagic fishes. FAO Fisheries Report, 300: 99–103.
- Rose, G. A., and Kulka, D. W. 1999. Hyperaggregation of fish and fisheries: how catch-per-unit-effort increased as the northern cod (*Gadus morhua*) declined. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(Suppl. 1): 118–127.
- Rosenberg, A. A., and Restrepo, V. R. 1994. Uncertainty and risk evaluation in stock assessment advice for US marine fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51: 2715–2720.
- Rudstam, L. G., Hansson, S., Lindem, T., and Einhouse, D. W. 1999. Comparison of target strength distributions and fish densities obtained with split and single beam echosounders. *Fisheries Research*, 42: 207–214.
- Rudstam, L. G., Lindem, T., and Hansson, S. 1988. Density and *in-situ* target strength of herring and sprat: a comparison between two methods of analysing single-beam sonar data. *Fisheries Research*, 6: 305–315.
- Ruppert, D., Reish, R. L., Deriso, R. B., and Carroll, R. J. 1985. A stochastic population model for managing the Atlantic menhaden (*Brevoortia tyrannus*) fishery and assessing managerial risks. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42: 1371–1379.
- Sainsbury, K. 1980. Effect of individual variability on the von Bertalanffy growth equation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 241–247.
- Schmalgauzen, I. I. 1984. Growth and differentiation. Naukova Dumka, Kiev. 176 pp. (*in Russian*).
- Schmid, A. 1989. Cost-benefit analysis. West View Press.
- Schnute, J., and Fournier, D. 1980. A new approach to length frequency analysis: growth structure. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 37: 1337–1351.
- Schnute, J. T., and Haigh, R. 2003. A simulation model for designing groundfish trawl surveys. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 60: 640–656.
- Secor, D. H., Arefjev, V., Nikolaev, A., and Sharov, A. 2000. Restoration of sturgeons: lessons from the Caspian Sea Sturgeon Ranching Programme. *Fish and Fisheries*, 1: 215–230.
- Serchuck, F., Rivard, D., Casey, J., and Mayo, R. 1997. Report of the *ad hoc* Working Group of the NAFO Scientific Council on the Precautionary Approach. Scientific Council Meeting, June 1997. NAFO SC Working Paper 97/30. 17 pp.
- Shepherd, J. G. 1982. A versatile new stock–recruitment relationship for fisheries, and the construction of sustainable yield curves. *Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer*, 40, 67–75.
- Shepherd, J. G. 1987. A weakly parametric method for the analysis of length composition data. *In Length-Based Methods in Fisheries Research*, 13. Ed. by D. Pauly and G. R. Morgan. International Centre for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines, and Kuwait Institute for Scientific Research, Safat, Kuwait. 468 pp.
- Shepherd, J. G. 1999. Extended survivors analysis: an improved method for the analysis of catch-at-age data and abundance indices. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 584–591.
- Shepherd, J. G., and Pope, J. G. 2002. Dynamic pool models. 1. Interpreting the past using Virtual Population Analysis. *In Handbook of Fish Biology and Fisheries*. 2. Fisheries, pp. 164–188. Ed. by P. J. B. Hart and J. D. Reynolds. Blackwell Science, Oxford. 410 pp.
- Simmonds, E. J., and MacLennan, D. N. 2005. *Fisheries Acoustics*, 2nd edn. Blackwell Science, Oxford.

- Sinclair, A. F., and Crawford, W. R. 2005. Incorporating an environmental stock–recruitment relationship in the assessment of Pacific cod (*Gadus macrocephalus*). *Fisheries Oceanography*, 14: 138–150.
- Sissenwine, M. P. 1978. Is MSY an adequate foundation for optimum yield? *Fisheries*, 3: 22–42.
- Smith, P. J. 1989. Is two-phase sampling really better for estimating age composition? *Journal of the American Statistical Association*, 84: 916–921.
- Sokal, R. R., and Rohlf, F. J. 1995. *Biometry: the Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. W. H. Freeman and Co., New York.
- Sparre, P., and Venema, S. C. 1998. *Introduction to fish stock assessment*. 1. Manual. FAO Fisheries Technical Paper, 306(1).
- Stanton, T. K., Chu, D., and Wiebe, P. H. 1996. Acoustic scattering characteristics of several zooplankton groups. *ICES Journal of Marine Science*, 53: 289–302.
- Stephenson, J. T., and Secor, D. H. 1999. Age determination and growth of Hudson River Atlantic sturgeon, *Acipenser oxyrinchus*. *Fishery Bulletin US*, 97: 153–166.
- Sutton, W., Diffey, S., and Petr, T. 2005. *Innovations in fisheries management for Kazakhstan*. World Bank Technical Paper. 100 pp.
- Taghavi Motlagh, A. 2001. An estimation of growth parameter, mortality rates and yield-per-recruit for beluga (*Huso huso*) living in Caspian Sea. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 3: 25–48.
- Taylor, E. B. 1991. A review of local adaptation in Salmonidae, with particular reference to Pacific and Atlantic salmon. *Aquaculture*, 98: 185–207.
- Thompson, S. K. 1992. *Sampling*. John Wiley, New York. 343 pp.
- Tomkiewicz, J., Morgan, M. J., Burnett, J., and Saborido-Rey, F. 2003. Available information for estimating reproductive potential of Northwest Atlantic groundfish stocks. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 33: 1–21.
- Travis, J., Coleman, F. C., Grimes, C. B., Conover, D., Bert, T. M., and Tringali, M. 1998. Critically assessing stock enhancement: an introduction to the Mote symposium. *Bulletin of Marine Science*, 62: 305–311.
- Trippel, E. A. 1999. Estimation of stock reproductive potential: history and challenges for Canadian Atlantic gadoid stock assessments. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 25: 61–81.
- Tsvetnenko, Yu. B. 1997. The effectiveness and genetic consequences of the introduction of the stellate sturgeon, *Acipenser stellatus*, into the Azov Basin from the Caspian Sea. *Voprosy Ikhtiologii*, 33: 382–387 (*in Russian*).
- UN. 1995. Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 Relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stocks and Highly Migratory Fish Stocks. UN General Assembly Annex 3, A/CONF. 164/37, 8 September 1995: 45–81.
- Vasilyev, D. A. 2001. *Cohort Models and Analysis of Fisheries Bioresources in Conditions of Information Deficit*. VNIRO Publishing, Moscow. 110 pp. (*in Russian*).
- Vasilyev D. 2005. *Key aspects of robust fish stock assessment*. VNIRO Publishing, Moscow. 102 pp.
- Venables, W. N., and Dichmont, C. M. 2004. GLMs, GAMs and GLMMs: an overview of theory for applications in fisheries research. *Fisheries Research*, 70: 319–337.
- Vodovozova, M. A. 1971. Data and sturgeon fingerling tagging at the Kurinsk sturgeon plant. *In Sturgeons of the USSR and their Reproduction*, pp. 114–119. TsNiorKh Publishers, Moscow 3 (*in Russian*).
- von Bertalanffy, L. 1934. Untersuchungen über die Gesetzmäßigkeiten des Wachstums. 1. Allgemeine Grundlagen der Theorie. *Wilhelm Roux Archiv für Entwicklungsmechanik der Organismen*, 131: 613–653.
- von Szalay, P. G., and Somerton, D. A. 2005. The effect of net spread on the capture efficiency of a demersal survey trawl used in the eastern Bering Sea. *Fisheries Research*, 74: 86–95.

- Walters, C. J., Martell, S. J. D., and Korman, J. 2006. A stochastic approach to stock reduction analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63: 212–223.
- Warner, D. M., Rudstam, L. G., and Klumb, R. A. 2002. *In situ* target strength of alewives in freshwater. *Transactions of the American Fisheries Society*, 131: 212–223.
- Wetherall, J. A., Polovina, J. J., and Ralson, S. 1987. Estimating growth and mortality in steady-state fish stocks from length-frequency data. *ICLARM Conference Proceedings*, 13: 53–74.
- Wiebe, P. H., Greene, C. H., Stanton, T. K., and Burczynski, J. 1990. Sound scattering by live zooplankton and micronekton: empirical studies with a dual-beam acoustical system. *Journal of the Acoustical Society of America*, 88: 2346–2360.
- Xiao, Y., Punt, A. E., Millar, R. B., and Quinn, T. J. (Eds). 2004. Models in fisheries research: GLMs, GAMs and GLMMs. *Fisheries Research*, 70: 137–426.
- Ye, Y., Loneragan, N., Die, D., Watson, R., and Harch, B. 2005. Bioeconomic modelling and risk assessment of tiger prawn (*Penaeus esculentus*) stock enhancement in Exmouth Gulf, Australia. *Fisheries Research*, 73: 231–249.
- Yudanov, K. I., Kalikhman, I. L., and Tesler, V. D. 1984. *Manual for Acoustic Surveys*. VNIRO Publishing, Moscow. 124 pp. (*in Russian*).
- Zimmerman, C. E. 2005. Relationship of otolith strontium-to-calcium ratios and salinity: experimental validation for juvenile salmonids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 88–97.





Head office

Centre for Environment,  
Fisheries & Aquaculture Science  
Pakefield Road, Lowestoft,  
Suffolk NR33 0HT, UK

**Tel** +44 (0) 1502 56 2244

**Fax** +44 (0) 1502 51 3865

**Web** [www.cefasc.co.uk](http://www.cefasc.co.uk)

Cefas is an executive agency of Defra