

УДК 574.3:574.587

ПРОГНОЗ ВЫЛОВА ПРИБРЕЖНЫХ ГИДРОБИОНТОВ ПРИ ЗАТРУДНЕНИЯХ С ОЦЕНКОЙ ЗАПАСА

А. И. Буяновский (albuy@mail.ru)

Всероссийский научно-исследовательский институт
рыбного хозяйства и океанографии (Москва)

Буяновский, А. И. Прогноз вылова прибрежных гидробионтов при затруднениях с оценкой запаса [Текст] / А. И. Буяновский // Биология, состояние запасов и условия обитания гидробионтов в Сахалино-Курильском регионе и сопредельных акваториях : Труды Сахалинского научно-исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии. – Южно-Сахалинск : СахНИРО, 2013. – Т. 14. – С. 3–16.

Несовершенство методов учетных съемок приводит к серьезным ошибкам в оценках запасов прибрежных беспозвоночных. В качестве альтернативы предлагается экспертная оценка состояния запаса, основанная на анализе научно-промысловой статистики. Подход, единый для всех популяций, включает четыре этапа: (1) Выбор ключевых индикаторов состояния популяции; (2) Выбор контрольных полигонов и сезонов для сравнимости данных разных лет; (3) Вывод об изменении каждого индикатора на основе анализа его динамики; (4) Сведение выводов в таблицу и решение об эксплуатации – «снижать», «не менять», «увеличивать». Количественные оценки рекомендуются только при решении «снижать» или «увеличивать».

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА: прибрежные беспозвоночные, экспертная оценка, индикаторы состояния популяции, стандартизация, травяная креветка.

Табл. – 2, ил. – 5, библиогр. – 19.

Buyanovsky, A. I. Forecasting of coastal hydrobionts yields under difficulties with stock assessment [Text] / A. I. Buyanovsky // Water life biology, resources status and condition of inhabitation in Sakhalin-Kuril region and adjoining water areas : Transactions of the Sakhalin Research Institute of Fisheries and Oceanography. – Yuzhno-Sakhalinsk : SakhNIRO, 2013. – Vol. 14. – P. 3–16.

Due to defects in methods of fishery-independent surveys, some serious mistakes in assessments of coastal invertebrates stock may occur. Expert estimation of stock condition based on fisheries data collected by a scientific observer is suggested as a method alternative to the counting surveys. An approach common for any population should include 4 stages: (1) Choice of key indicators of population condition; (2) Choice of control sampling polygons and control seasons for comparing results; (3) Analysis of each indicator dynamics and conclusion of its change; (4) Tabulating the conclusions with the following alternative decision on catches rate – “reduce”, “not change”, “increase”. Quantitative forecasts are recommended only under the decisions “reduce” or “increase”.

KEYWORDS: coastal invertebrates, expert estimation, indicators of population condition, standardization, *Pandalus latirostris*.

Tabl. – 2, fig. – 5, ref. – 19.

Современный прогноз (ОДУ или ВВ) базируется на оценке запаса по данным учетных съемок. Метод остается базовым, но его недостатки, особенно заметные в прибрежных исследованиях, приводят к большой неопределенности в оценках и заставляют искать альтернативные методы прогноза. В ряде прогнозов используют экспертную оценку, основанную на данных научно-промышленной статистики. Сейчас она является исключительной прерогативой автора прогноза; отсутствие единого алгоритма делает ее субъективной и плохо воспроизводимой (вызывая нарекания со стороны Государственной экологической экспертизы). Требуется выработка единого объективного подхода, базирующегося на утвержденной методике. Целью настоящей работы является формулировка его основных положений, которые, после обсуждения со специалистами, должны стать основой методики, рекомендуемой к применению при планировании исследований, сборе материала и подготовке прогнозов.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

Работа основана на анализе материалов бассейновых институтов, где обобщается ОДУ популяций морских беспозвоночных, обитающих в прибрежной зоне, за 2000–2010 гг. Кроме того, использованы данные по модельному объекту – популяции травяной креветки (*Pandalus latirostris*) о. Кунашир, изучаемой с 2006 г. (Буяновский и др., 2007, 2011; Буяновский, Войдаков, 2011).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Основные проблемы оценки запасов в прибрежной зоне с помощью учетных съемок можно свести к следующему:

1. Неточность, связанная со сложностями расчета площади, занимаемой объектом в прибрежной зоне. Во многом это обусловлено отсутствием соответствующей картографической базы – в отраслевых ГИС используются мелкомасштабные карты, рассчитанные на работу с объектами, обитающими за пределами прибрежной зоны.

2. Неточность, связанная со сравнительно малым числом станций и ограниченностью работ во времени. Особенно остро данная проблема ощущается для депрессивных популяций, когда расстояние между разрезами превышает размеры небольших оставшихся скоплений. Такого же плана неточность обнаруживается, если во время разных съемок объект находился на разных этапах биологического цикла или если, например, в один год учетную съемку выполняли до шторма, в другой – после него.

3. Отсутствие подтверждения промыслом для большинства оценок. Только промысел может показать, устойчиво скопление или нет, – даже при больших оценках вылов может оказаться ничтожным (**рис. 1**).

При отсутствии подтверждения промыслом запас может быть необоснованно завышен за счет большой площади с низкой (фоновой) плотностью объекта. Следствием такого завышения является или непропорционально большая нагрузка на реальное промысловое скопление, или непропорциональное (со стандартных 10–15 до менее 1%) занижение ОДУ как доли от промыслового запаса. Так, в Приморье (к югу от м. Золотой) промысловый запас приморского гребешка составляет 1 220 т, ОДУ – 2 т; шримса-медвежонка – 1 328 и 5 т соответственно.

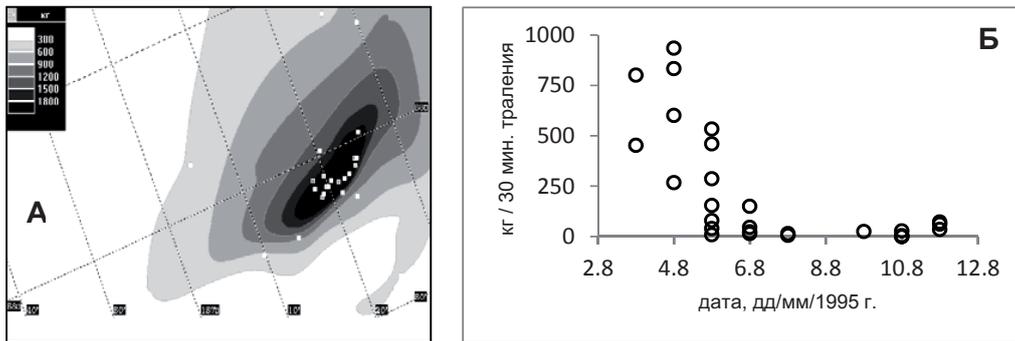


Рис. 1. Оценка запаса и динамика уловов углохвостой креветки в б. Квачина (западная Камчатка, 58° с. ш.) в августе 1995 г. (*ориг. данные, неопубл.*): А – распределение запаса, оцененного в 364 т на площади в 279 км²; Б – динамика уловов. В течение недели уловы снижались с 500–700 кг за 30 минут траления до почти нулевых; вместо ожидаемых 40 т было заготовлено не более 4 т продукции

Fig. 1. Stock assessment and catches dynamics for the humpback shrimp in Kvachina Bay (West Kamchatka, 58°N) in August 1995 (*orig. data unpublished*): А – stock densities distribution estimated as 364 tonnes on 279 km²; Б – catches dynamics. During the week the catches decreased from 500–700 kg per 30 minutes of trawling to almost zero; instead of expected 40 t only 4 t of shrimps were caught

4. Неполнота оценки, связанная с чрезвычайным разнообразием прибрежных биотопов и, как следствие, с недоступностью ряда поселений для выбранного орудия количественного учета. Ее крайним проявлением является невозможность учесть объект ни одним из существующих орудий лова. К ним относится и модельный объект – популяция травяной креветки Южных Курил.

5. Некорректность оценки, связанная с комбинированием различных орудий учета. Так, разница в оценках плотности кукумарии снюрреводом и водолазами варьируется (на отдельных участках) от 4 до 500 раз (Моисеев, Огурцов, 2005). При таком разбросе невозможно рассчитать статистически достоверные переводные коэффициенты. Требуется значительно большее число проб, взятых разными орудиями лова, и тщательный подбор участков, однородных по ключевым биотическим и абиотическим факторам. Поскольку такие исследования весьма затратные, то до настоящего времени они не выполнялись.

6. Некорректность оценки, связанная с разным отношением объектов к орудиям учета и промысла. И хотя среди прибрежных популяций таких фактов не выявлено, на шельфе подобное явление отмечали для трубача (Овсянников, 2009). Такая же проблема существует и для крабов, промысел которых осуществляют ловушками, а учет – тралом.

7. Некорректность оценок плотности, связанная с использованием пассивных орудий лова, в частности – ловушек. Площадь, которую чаще всего (но не всегда) используют при оценке запаса крабов (3 300 м² для японской ловушки), рассчитана по данным одного эксперимента с крабом-стригуном опилио (Михайлов и др., 2003). Между тем очевидно, что для разных видов (и даже размерно-половых групп) зависящая от многих факторов зона эффективного действия ловушки (Михеев, 2001, 2002) будет различной. Значительно более обоснованными следует считать расчеты с помощью «метода полигонов» (*см. ниже*), когда за основу берется динамика уловов без привязки к плотности (Михеев и др., 2007).

8. Некорректность оценок, связанная с допущением о стационарности поселений, под которой понимается неизменность соотношения «запас–пополнение» во времени. Даже среди рыб ее наличие приходится предполагать из-за отсутствия информации о влиянии внешних факторов (Хилборн, Уолтерс, 2001; Walters et al., 2008). Тем менее вероятна стационарность в популяциях прибрежных беспозвоночных, характеризующихся сложной пространственной структурой и большей зависимостью от изменчивости природных факторов (Пропп, 1971). Отсутствие стационарности делает некорректными оценки запасов, как по данным прошлых лет (инерционность прогноза)¹, так и по суммированным данным, собранным в разные годы в разных районах в общий запас.

С какой-либо из указанных проблем сталкивается практически любой эксперт, работающий с прибрежными популяциями, и возникает вполне очевидный вопрос о путях их преодоления. Самым очевидным решением является дальнейшее совершенствование методики оценки запаса и алгоритмов прогнозирования. Но можно ли ожидать от него скорой отдачи?

Во-первых, совершенствование оценок требует больших затрат. Во-вторых, даже сравнительно точная оценка величины запаса еще не гарантирует повышения качества прогноза. Современные математические модели изолированного запаса строятся на основе предположения, что главным фактором, регулирующим динамику популяций, является промысел (Булгакова, 2009). Однако даже при прогнозе популяций рыб на основе данных с высоким информационным обеспечением (Бабаян, 2002) приходится считаться с рисками неопределенности. Для популяций прибрежных беспозвоночных они увеличиваются многократно за счет пятнистости распределения, вариабельности силы годовых классов, большого числа эксплуатируемых классов, трудностей стандартизации усилия (Hilborn, 1986). Состояние запаса во многом зависит от его экосистемного окружения, но внедрение экосистемного подхода в управление запасом тормозится все еще слабой изученностью морских экосистем².

Наглядной иллюстрацией существенного влияния неопределенности могут служить редкие данные по оправдываемости прогнозов. Даже для популяций с высоким информационным обеспечением данных она остается низкой. Так, в заливе Анива на протяжении 10 лет исследовали три скопления приморского гребешка, по каждому из которых выполняли прогноз на основании вполне реалистичных данных о пополнении и смертности. Данный объект доступен для водолазов, по раковине легко читается индивидуальный возраст, скопления хорошо изолированы, площадь почти не меняется. Тем не менее, средняя оправдываемость прогноза (процент отношения разницы между прогнозируемым и оцененным запасом к последнему) составила 32%, при этом в четырех случаях из 19 она превышала 50% (правда, в четырех других случаях была меньше 10%). Для большинства других прибрежных объектов информационное обеспечение гораздо хуже и прогноз ограничивается оцененным запасом.

¹ Безусловно, эта мера вынужденная, связанная с недофинансированием исследований, но проблема от этого не меняется.

² Михеев А. А. Управление истощенными и депрессивными запасами беспозвоночных: мультииндикаторный подход. Доклад на Межведомственной ихтиологической комиссии 26 апреля 2010 г. (неопубл.).

Учитывая вышесказанное, более перспективным в настоящее время представляется второй подход, основанный на экспертной оценке состояния запаса. Она не подразумевает обязательного расчета величины запаса и нацелена, в первую очередь, на принятие решения о его эксплуатации в краткосрочной перспективе. Оценка во многом определяется мнением ответственного специалиста и нередко бывает субъективной и плохо воспроизводимой. Для устранения этих недостатков она должна базироваться на максимально объективном подходе, едином для всех объектов.

Научно-промысловая статистика. Поскольку предметом экспертной оценки является возможный вылов (= эксплуатация запаса), то в ее основе должны быть сведения, собираемые квалифицированным научным наблюдателем – научно-промысловая статистика.

Основным ее достоинством следует считать многократную повторяемость проб, обеспечивающую высокую точность оценок. При сборе стандартизированных данных (см. ниже) с увеличением числа проб точность (отношение стандартной ошибки к среднему) повышается. Исследования модельного объекта показали, что при числе проб свыше 20–25 (рис. 2А) она не превышает 10% и при дальнейшем увеличении числа растет незначительно (рис. 2Б). При меньшем числе проб точность резко уменьшается – так же, как и ее дисперсия. Следовательно, значение в 25 проб можно рекомендовать как минимально достаточное для обеспечения необходимой точности оценки при работе на контрольном полигоне в течение контрольного сезона.

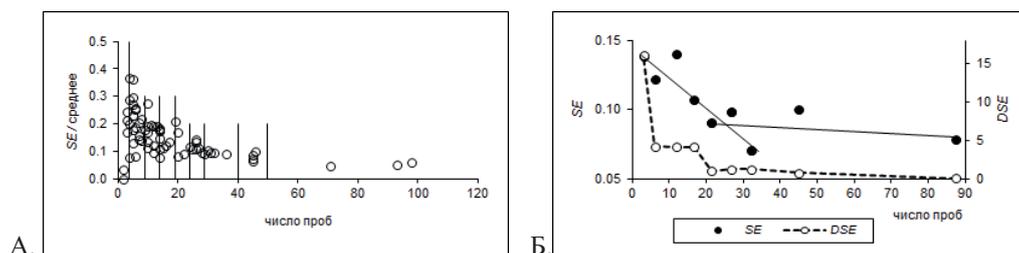


Рис. 2. Точность оценок. А. Зависимость точности оценки среднего улова (травяной креветки) от числа проб, собранных с контрольного полигона в течение контрольного сезона. Б. Зависимость средней точности оценки (SE) и ее дисперсии от среднего числа проб (DSE) – каждый из трех указанных параметров рассчитан в границах интервалов, указанных на рисунке А вертикальными линиями

Fig. 2. Estimates accuracy. А. Dependence of estimate accuracy of the average catch (grass shrimp) on number of samples collected from a control polygon through a control season. Б. Dependence of average estimates accuracy (SE) and its variance on the average number of samples (DSE) – each of 3 mentioned parameters is calculated within the intervals (vertical lines) shown in fig. А

Далее только в условиях промысла можно определить, является ли высокий улов случайным или закономерным: неустойчивое скопление быстро рассеется (см. рис. 1), устойчивое – обеспечит приемлемый уровень уловов в течение длительного времени.

Основные недостатки научно-промысловой статистики также очевидны: высокая селективность орудий лова; их разнообразие (или различия в пределах орудий одного типа), не позволяющее сравнить получаемые данные; слож-

ности с оконтуриванием скоплений и следование за их перемещением. Кроме того, в отличие от учетной съемки, промысел захватывает только часть популяции, занятую эксплуатируемым скоплением. Это приводит как к сложностям с оценкой общего запаса, так и к несравнимости результатов, собранных в разное время в разных районах.

Вместе с тем, если основная задача заключается не в количественной оценке количества запаса, а в оценке его состояния, частью указанных недостатков можно пренебречь. Высокая селективность большой роли не играет, поскольку некоторое количество непромысловых особей (пополнения) всегда улавливается и их многолетние колебания обязательно отразятся на размерно-возрастном составе уловов (Буяновский, 2004). То же относится и к оконтуриванию скоплений – для оценки состояния запаса знание их границ особо не требуется. При оценке состояния запаса нет острой необходимости в пробах со всей территории, занятой популяцией (хотя знание ее функциональной структуры существенно облегчает решение задачи по выбору основных районов сбора проб). Таким образом, единственная серьезная проблема, возникающая при оценке состояния запаса с помощью научно-промысловой статистики, заключается в обеспечении сравнимости или стандартизации собираемых данных.

Стандартизация. В наиболее общем виде проблема стандартизации связана с минимизацией влияния на состояние запаса пространственно-временной неоднородности его распределения, а также особенностей применяемых орудий лова. Данные должны быть собраны с одних и тех же участков, в один и тот же сезон и сходными орудиями лова.

Поскольку размер учетной площадки (или площади, с которой производится разовое промысловое изъятие) существенно меньше района, где выполняется промысел, то возникает проблема объединения данных отдельных проб в рамках единого участка – контрольного полигона, где различиями между отдельными пробами можно пренебречь. То же относится и к временным сериям, которые требуют объединения в течение контрольного сезона. Отсутствие единой методики позволяет предложить несколько подходов к выделению полигонов, выбор которых определяет эксперт.

1. Традиционные деления: промысловые районы, изолированные части популяций и т. д. Неудобно из-за отсутствия подтвержденной однородности распределения популяционных параметров внутри деления.

2. Выбор хорошо изолированных участков, приуроченных к географическим наименованиям – мысам, бухтам, островам. Неудобен при большом числе участков, и те же недостатки, что и для п. 1.

3. Разделение акватории на однородные (по факторам среды) страты. Требуются фундаментальные исследования для выявления факторов, играющих ключевую роль.

4. Выделение участков с одинаковым типом размерной структуры (Буяновский, 2004). Требуется большое число проб (не менее 300–400), чтобы число выявленных типов размерной структуры было исчерпывающим. При длительном сборе проб влияние факторов пространства и времени может оказаться трудноразделимым.

5. Разделение акватории на первичные участки равной площади или с равным числом проб. Далее первичные участки объединяются в контрольные по-

лигоны по сходству размерного состава или иного показателя. Метод трудоемкий и недостаточно объективный (на первой фазе разделения).

Аналогично ведется работа по выделению контрольных сезонов. Аналогом п. 1–2 могут быть сроки разрешенного промысла, этапы биологического цикла (гонадного, линочного и т. д.). Аналогом п. 3 – биологические сезоны. Выделение контрольных сезонов в соответствии с п. 4–5 происходит аналогично.

Несмотря на возможность выбора, эксперт обязан аргументировать метод выделения контрольных полигонов или контрольных сезонов, показав его максимальную объективность и воспроизводимость. Как правило, для корректного разделения требуются данные не менее чем за 2–3 года наблюдений. Установленные границы контрольных полигонов и сезонов впоследствии не пересматриваются. Пробы, собранные на полигоне (в один и тот же сезон), сравнимы – считается, что они взяты из одного места, несмотря на различия в координатах и/или глубинах.

При стандартизации уловов по орудиям лова можно вводить поправочный коэффициент по отношению к основному орудию лова. Следует иметь в виду, что наблюдаемые различия могут быть обусловлены не только природой самого орудия, но и пространственно-временной изменчивостью состояния запаса. Следовательно, требуются данные, полученные разными орудиями в условиях пространственно-временной однородности – то есть в рамках одного полигона и одного сезона, и лучше – в виде серии наблюдений (одной парой на разных полигонах и в разные сезоны). Среди других способов стандартизации наибольшее признание получил «метод обобщенных линейных моделей» (Баканев и др., 2010).

Стандартизация уловов имеет смысл, если при использовании разных орудий лова различия в размерном составе статистически недостоверны. Для проверки данного положения существует специальная методика (Буяновский, Огурцов, 2009), реализуемая в рамках ГИС «Картмастер». Если различия достоверны, то данные, полученные разными орудиями лова, не могут быть объединены и использоваться в дальнейшем анализе.

Индикаторы состояния популяции. Выбор контрольных полигонов и контрольных сезонов позволяет свести к минимуму внутривидовую изменчивость состояния запаса, сосредоточившись на многолетних изменениях. Возникает вопрос – что надо анализировать, чтобы получить наиболее полную информацию о состоянии запаса или о ключевых индикаторах состояния популяции. Их можно разделить на универсальные и специфические. К первым, свойственным всем популяциям, относятся:

- улов на усилие;
- возрастной (или размерно-возрастной) состав;
- максимальный размер – чтобы уменьшить случайную ошибку, для расчета лучше использовать средний размер определенной части выборки (например, 5% наиболее крупных особей);
- пополнение – уловы (экз./усилие) младшего возрастного класса (из тех классов, которые адекватно улавливаются промысловым орудием);
- уловы промысловых особей – не требуется для популяций, где промыслом осваиваются все размеры (в их числе – травяная креветка).

Улов на усилие является основным, но не единственным индикатором. Его увеличение может быть связано как с улучшением состояния популяции, так и с включением компенсационных механизмов, игнорирование которых может впоследствии привести к длительной депрессии или коллапсу (Щукина, Букин, 2001). Главным условием использования улова на усилие в качестве индикатора должна быть его стандартизация по отношению к орудию лова и пространственно-временным факторам – районам, срокам, времени застоя (при работе ловушками). Именно поэтому данные ИС «Рыболовство», содержащие обобщенные сведения о промысловых уловах, в качестве индикатора пригодны ограниченно.

Анализ размерно-возрастного состава также не дает однозначных решений. Например, при мониторинге популяции травяной креветки в 2007 г. было отмечено резкое снижение уловов особей возраста 2+ – самцов, которые на следующий год превращаются в самок (рис. 3). По этим данным был сделан вполне ожидаемый прогноз о резком снижении уловов самок в 2008 г. Прогноз не подтвердился: в 2008–2009 гг. размерно-возрастной состав оставался таким же, как в 2007 г. В данном контексте исчезновение этого класса в 2011 г. (после появления в 2010 г.) не следует считать предвестником коллапса.

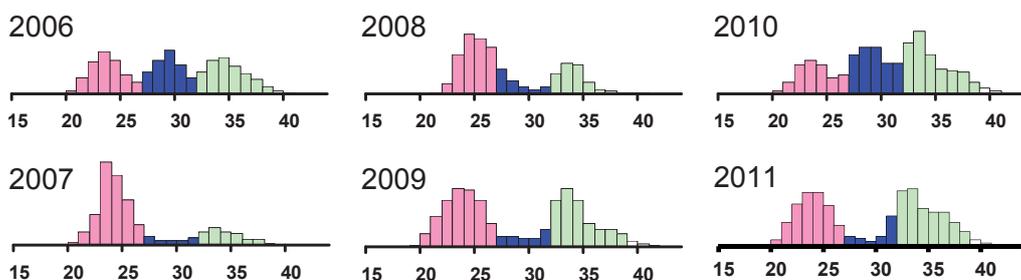


Рис. 3. Размерный состав уловов травяной креветки у о. Кунашир (Южные Курилы) в 2006–2011 гг. Все данные взяты с одного полигона в один и тот же сезон одинаковыми ловушками. Розовым и синим цветом показаны размеры самцов возраста 1+ и 2+, зеленым – самок возраста 3+ и старше

Fig. 3. Size structure of catches of the grass shrimp (*P. latirostris*) along Kunashir Island (southern Kuril Islands) in 2006–2011. All data were got from the same polygon through the same season by the same traps. Sizes of males (age 1+ and 2+) are shown pink and blue respectively; sizes of females (3+ and elder) – green

Специфические индикаторы определяются биологией вида и выбираются экспертно. Их изменение может (раньше универсальных) указывать на качественные изменения в состоянии популяции. Например, увеличение доли яловых самок крабов указывает на перелов самцов и требует принятия регулирующих мер.

В приводимый ниже предварительный перечень (табл. 1) включены индикаторы, влияющие на оценку состояния популяции (к ним не относятся, например, гонадный индекс, стадия развития икры, травматизм крабов), не слишком сложные в интерпретации.

Таблица 1

**Предварительный перечень специфических индикаторов
состояния популяций прибрежных беспозвоночных
(по материалам, обосновывающим ОДУ 2002–2010 гг.)**

Table 1

**Preliminary list of specific indicators of population condition
for coastal invertebrates (on the TAC forecasts for 2002–2010)**

Группа	Индикаторы			
	размерный состав с учетом пола	возрастной состав промысловой части запаса	видовой или фенотипический состав	прочее (необязательно для всех видов группы)
Крабоиды	+			Доля яловых самок; вероятность линьки; зараженность саккулиной
Крабы	+			Доля узкопалых самцов
Креветки-пандалиды				Среднеминимальные (5% самых мелких особей) размеры и уловы самок
Шримсы	+			Половой состав
Морские гребешки		+	+	Заболеваемость грибокком
Клемы		+		Доля особей, поврежденных драгой
Трубач			+	Встречаемость в пробах
Осьминог Дофлейна				Половой состав; соотношение коротко- и длинноциклового группировок
Голотурии			+	Встречаемость в пробах
Морские ежи			+	Качество икры

Анализ изменения индикаторов. После получения данных по индикаторам возникает вопрос, как анализировать их динамику. Предварительно для количественных показателей можно предложить краткосрочный тренд, показывающий, насколько необратимы тенденции. Ниже эта методика иллюстрируется данными по модельному объекту. Для анализа было выбрано пять индикаторов: общий улов на усилие; уловы самок на усилие; пополнение – уловы особей возраста 1+ (см. рис. 3), размерно-возрастной состав (см. рис. 3); максимальная (средняя для 5% наиболее крупных особей) длина карапакса.

В динамике уловов на усилие (**рис. 4**) за 2006–2011 гг. можно выявить три этапа. В 2006–2008 гг. тренд был стабильно убывающим, в 2007–2009 гг. имел возрастающее направление, а в 2008–2010 гг. он сохранился. В 2009–2011 гг. произошел «слом», и направление вновь стало понижательно-стабильным. Сохранение в течение двух периодов (2007–2009 и 2008–2010 гг.) повышательного тренда может рассматриваться как устойчивый рост уловов в 2008–2010 гг.

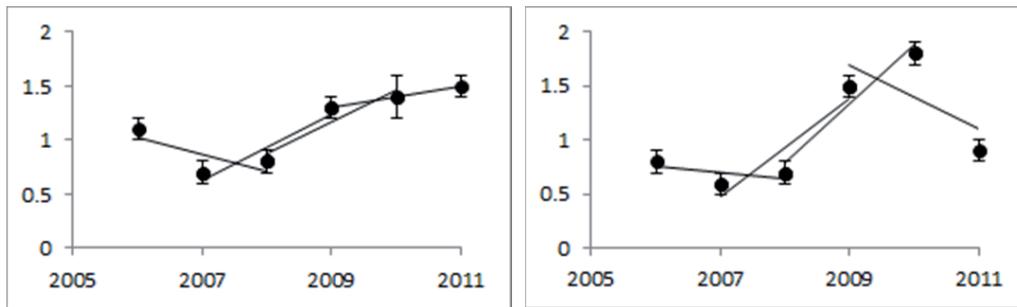


Рис. 4. Динамика уловов на усилие (кг/ловушку) травяной креветки на двух полигонах южной части о. Кунашир в 2006–2011 гг. Тренды построены по данным трех лет непрерывных наблюдений. Линии тренда могут или сохранять направление на следующий год, или «ломаться»

Fig. 4. Dynamics of the grass shrimp catches per unit effort (kg per trap) on 2 polygons of the southern part of Kunashir Island in 2006–2011. Trends are calculated for data of 3 years of continuous observations. Trend lines may either keep their direction for the next year or they may “break”

Аналогичные тренды можно строить и по другим количественным индикаторам. Так, максимальная длина (**рис. 5А**) в указанный период вначале отчетливо снижалась, с 2009 г. наступила относительная стабилизация – тренды хотя и меняли направления, но угол наклона был сравнительно небольшим. Динамика пополнения (**рис. 5Б**) указывает, скорее, на стабильность, нежели на тренды к повышению или понижению. Уловы самок (**рис. 5В**) следуют тем же тенденциям, что и общие уловы (см. рис. 4).

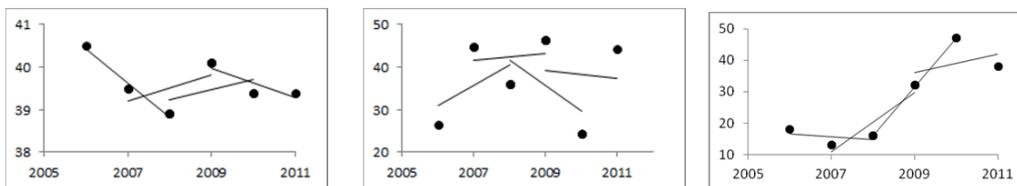


Рис. 5. Динамика индикаторов состояния популяции травяной креветки у южной части о. Кунашир в 2006–2011 гг.: А – максимальная длина карапакса, мм; Б – пополнение, экз./ловушку; В – уловы самок, экз./ловушку. Тренды построены так же, как на рисунке 4

Fig. 5. Dynamics of indicators of the population conditions for the grass shrimp from the southern part of Kunashir Island in 2006–2011. А – maximal carapax length, mm; Б – recruitment, specimens per trap; В – catches of females, specimens per trap. Trends are fitted as in fig. 4

Качественные показатели можно анализировать с трех позиций – «улучшились», «ухудшились», «не изменились». Большую роль играет ретроспективный ряд по анализируемому показателю. Например, «выпадение» в 2011 г. средней размерной группы (см. рис. 3) следует рассматривать как ухудшение. Однако анализ исторического ряда показывает, что подобное изменение можно рассматривать как нейтральное.

Резюмируя данные об анализе трехлетних трендов количественных показателей, можно рекомендовать следующее. Если повышательное или понижательное направление тренда в течение двух лет остается неизменным или «ломается» в ту же сторону, то можно делать вывод об «улучшении» или «ухудшении» индикатора. В остальных случаях следует придерживаться мнения «не изменился».

Принятие решения об изменении ОДУ. Результаты анализа индикаторов оформляются в сводную таблицу. По ним принимается одно из трех решений качественного порядка – снижать, не менять, увеличивать. Поскольку аналогия со светофором очевидна, то их можно соответственно назвать «красный», «желтый», «зеленый». Принципы принятия решения требуют дальнейшего осмысления. Во-первых, очевидно, что не все индикаторы равноценны и в рамках каждой единицы запаса для них следует разработать систему приоритетов. Во-вторых, по отношению к «желтому» не должно быть шаблонов, так как он может свидетельствовать или о депрессии, или о достижении оптимальных кондиций. В-третьих, анализ должен быть комплексным, поскольку позитивных изменений одного индикатора недостаточно для вывода об улучшении состояния популяции в целом. Особое внимание следует уделять очевидному ухудшению специфических индикаторов (яловость, заболеваемость, соотношение фенотипов), которые в какой-то степени являются опережающими.

В качестве примера принятия решения можно привести рассмотренные выше данные по травяной креветке южного побережья о. Кунашир, причем начать лучше с 2008 г., когда были получены первые результаты трехлетних наблюдений (см. рис. 3–5). В этот год, несмотря на повышательный характер большинства трендов, их неустойчивый характер (с максимальными или минимальными значениями в 2007 г.) позволяет сделать вывод об отсутствии изменений в состоянии запаса по выбранным индикаторам. По числу мод размерного ряда (см. рис. 3) в 2007 г. наступило ухудшение, но в 2008 г. ситуация стабилизировалась. Напротив, минимум в 2008 г. по максимальным размерам свидетельствует об ухудшении состояния популяции. Но поскольку по большинству показателей наблюдается стабильность, то и конечное решение следует принять с цветом «желтый» (не менять).

В 2009 г. все тренды сменились на повышательные. Тем не менее, для вывода об улучшении ситуации этого недостаточно, поскольку на следующий год может произойти очередной «слом» в обратную сторону. Вывод – изменения состояния запаса по большинству индикаторов не было. Цвет решения – «желтый».

В 2010 г. повышательные тренды по общим уловам, уловам самок и среднемаксимальным размерам сохранились. По числу мод также наступило улучшение (см. рис. 3), но поскольку для окончательного вывода требуется подтверждение (отсутствие ухудшения), то по данному индикатору оставляется – «не изменилось». Повышательный тренд пополнения в 2009 г. также не получил подтверждения. В целом, улучшение большинства показателей позволяет увеличить прогноз. Цвет решения – «зеленый».

В 2011 г. произошел «слом» большинства трендов, и поэтому, несмотря на сохранение в некоторых из них повышательного характера, следует оценить состояние этих индикаторов как «не изменилось». Поскольку для подтверждения ухудшения требуются данные 2012 г., то общий цвет решения – «желтый».

Принятие решения – это и есть экспертная оценка. Она наглядна, она воспроизводима, она понятна не только автору, но и рецензенту (в том числе из Государственной экологической экспертизы). Наличие подобной таблицы всегда дает возможность убедить оппонента в своей точке зрения или, наоборот, согласиться с ним.

Количественные расчеты рекомендуется делать уже после принятия решения. Для этого можно использовать как данные по самим уловам, так и оценки запасов по результатам промысла. Наиболее удачной из современных методик следует признать так называемый «метод полигонов», базирующийся на обобщенной модели Лесли с фильтром Калмана (Михеев и др., 2007). Вместе с тем, как и любой новый подход, он требует доработки, чтобы использоваться широким кругом специалистов. Очевидно, что при «желтом» решении количественные оценки не требуются.

Учитывая высокие риски неопределенности, при «зеленом» решении вряд ли есть смысл увеличивать долю изъятия выше «традиционных» 10–15% от промыслового запаса. При «красном» решении меры регулирования могут быть более радикальны, чем сохранение постоянной доли изъятия, и таблица, аналогичная **таблице 2**, может стать очень хорошим подспорьем для их обоснования. К числу таких мер можно отнести снижение усилия и ограничение сроков промысла, вплоть до его временного запрета.

Таблица 2

Динамика индикаторов состояния популяции травяной креветки у о. Кунашир в 2006–2011 гг. и решение об эксплуатации на следующий год

Table 2

Dynamics of indicators of population conditions for the grass shrimp along southern Kunashir Island in 2006–2011 and decision on its exploitation for a following year

Индикатор	2008	2009	2010	2011/2010
Улов на усилие, кг/ловушку	↔	↔	↑	↔
Пополнение	↔	↔	↔	↔
Размерный состав, число мод	↔	↔	↔	↔
Улов самок, экз./ловушку	↔	↔	↑	↔
Максимальный размер самок, мм	↓	↔	↑	↔
Решение	Ж	Ж	З	Ж

Стрелки показывают: улучшение (↑), ухудшение (↓), нейтральную реакцию (↔) по отношению к двум предыдущим годам. Ж – не менять вылов; З – увеличить вылов.

Arrows show: improvement (↑), aggravation (↓), neutral reaction (↔) by relation to two previous years. Ж (Yellow) – not to change catches; З (Green) – to increase catches.

В целом же, если в прогнозах для прибрежных популяций перейти от тонн к усилию, то и прогноз станет и легче, и надежнее. Это не означает, что надо немедленно отказаться от системы ОДУ, но каждый эксперт должен представлять, сколько судов может работать на промысле его объекта. В данном контексте разрабатываемые сейчас нормативы минимальных уловов на одно судно (например, Приказ Росрыболовства от 17 октября 2011 г. № 1009) могут быть весьма полезны.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Основные этапы экспертной оценки

В целом, помимо организационных мероприятий, связанных с достижением договоренности о работе на промысле и обучением научного наблюдателя, экспертная оценка разбивается на следующие этапы:

1. Выбор ключевых индикаторов состояния популяции и обучение наблюдателей методике сбора и первичной обработки проб.
2. Выбор контрольных полигонов и контрольных сезонов для сравнения данных за разные годы.
3. Стандартизация собранной информации и оценка индикаторов.
4. Анализ динамики индикаторов и формулировка вывода по каждому из них: «улучшился», «не изменился», «ухудшился».
5. Сведение выводов в таблицу и принятие одного из трех решений по эксплуатации запаса на следующий год – ЗЕЛЕНЬИЙ (увеличивать), ЖЕЛТЫЙ (не менять), КРАСНЫЙ (снижать).
6. Выполнение количественных расчетов при принятии КРАСНОГО или ЗЕЛЕНОВОГО решения.

Для создания оправдывающегося прогноза, помимо точности, полноты и корректности оценки, необходимо выполнить следующее. Во-первых, понять, какая часть запаса поддается вылову в пределах рентабельности. Во-вторых, найти риски и научиться делать прогноз с учетом каждого из них. Пока же, в лучшем случае, создаются сценарии, основанные на разной степени изъятия (см., например, Баканев и др., 2010). Для решения этих сверхзадач потребуются годы, но без этого все усилия по совершенствованию оценки запаса будут обесценены. Следовательно, на данном этапе экспертную оценку можно использовать как альтернативу.

ЛИТЕРАТУРА

Бабаян, В. К. Методические рекомендации по оценке качества прогнозов общего допустимого улова (ОДУ). Ч. I. Оценка качества прогнозов ОДУ, полученных с использованием методов математического моделирования [Текст] / В. К. Бабаян. – М. : Изд-во ВНИРО, 2002. – 37 с.

Анализ пространственной и функциональной структуры популяции камчатского краба в российских водах Баренцева моря [Текст] / С. В. Баканев, М. А. Пинчуков, В. А. Павлов, Ю. Е. Жак. – Мурманск : ФГУП «ПИНРО», 2010. – С. 1–70 (MS).

Булгакова, Т. И. Регулирование многовидового рыболовства на основе математического моделирования. – М. : Изд-во ВНИРО, 2009. – 252 с.

Буяновский, А. И. Пространственно-временная изменчивость размерного состава в популяциях двусторчатых моллюсков, морских ежей и десятиногих ракообразных. – М. : Изд-во ВНИРО, 2004. – 306 с.

Буяновский, А. И. К функциональной структуре южно-курильских поселений травяной креветки *Pandalus latirostris* (Crustacea, Decapoda, Pandalidae) [Текст] / А. И. Буяновский, А. Ю. Огурцов, В. Е. Полонский // Мор. промысловые беспозвоночные и водоросли: биология и промысел : Тр. ВНИРО. – М. : Изд-во ВНИРО, 2007. – Т. 147. – С. 204–225.

Буяновский, А. И. Методика оценки влияния разных ловушек на размерный состав крабов [Текст] / А. И. Буяновский, А. Ю. Огурцов // Вопр. рыболовства. – 2009. – Т. 10, № 1. – С. 161–171.

Буяновский, А. И. Возрастной состав травяной креветки *Pandalus latirostris* (Decapoda, Pandalidae) у островов Малой Курильской гряды [Текст] / А. И. Буяновский, Е. В. Войдаков // Вопр. рыболовства. – 2011. – Т. 12, № 2. – С. 274–292.

Буяновский, А. И. Отчет об экспедиционных исследованиях по изучению запасов и состоянию популяции травяной креветки Южных Курильских островов [Текст] / **А. И. Буяновский, А. Ю. Огурцов, В. Е. Полонский.** – М. : ФГУП «ВНИРО», 2011. – С. 1–26 (MS).

Промысловые беспозвоночные шельфа и материкового склона северной части Охотского моря [Текст] / **В. И. Михайлов, К. В. Бандурин, А. В. Горничных, А. Н. Карасев.** – Магадан : МагаданНИРО, 2003. – 284 с.

Михеев, А. А. Определение промысловых параметров крабовых ловушек с помощью математической модели «хищник–приманка» [Текст] / А. А. Михеев // Вопр. рыболовства. – 2001. – Т. 2, № 3. – С. 518–541.

Михеев, А. А. Уловистость и зона облова ловушки: теория и эксперимент [Текст] / А. А. Михеев // Вопр. рыболовства. – 2002. – Т. 3, № 3. – С. 486–501.

К проблеме учета промысловых беспозвоночных в популяциях с низким уровнем численности [Текст] / **А. А. Михеев, С. Д. Букин, Е. Р. Первеева и др.** // Мор. промысловые беспозвоночные и водоросли: биология и промысел : Тр. ВНИРО. – М. : Изд-во ВНИРО, 2007. – Т. 147. – С. 27–38.

Моисеев, С. И. Распределение кукумарии японской *Cucumaria japonica* в прибрежных водах Южно-Курильского пролива [Текст] / **С. И. Моисеев, А. Ю. Огурцов** // Прибреж. гидробиол. исслед. : Тр. ВНИРО. – М. : Изд-во ВНИРО, 2005. – Т. 144. – С. 176–193.

Овсянников, В. П. Особенности встречаемости брюхоногих моллюсков северной части Тихого океана в траловых и ловушечных уловах [Текст] / В. П. Овсянников // Изв. ТИНРО. – 2009. – Т. 157. – С. 145–153.

Пропп, М. В. Экология прибрежных донных сообществ Мурманского побережья Баренцева моря [Текст] / М. В. Пропп. – Л. : Наука, 1971. – 128 с.

Хилборн, Р. Количественные методы оценки запасов. Выбор, динамика и неопределенность (избранные главы) [Текст] / **Р. Хилборн, К. Уолтерс** / пер. с англ. – СПб. : Изд-во Политехника, 2001. – 210 с.

Щукина, Г. Ф. О существовании скрытого периода в проявлении внешних признаков перелола [Текст] / **Г. Ф. Щукина, С. Д. Букин** // Тез. докл. междунар. науч.-практ. конф. «Прибреж. рыболовство – XXI век» (Ю-Сах., 19–21 сент. 2001 г.). – Ю-Сах. : Сах. обл. книж. изд-во, 2001. – С. 129–130.

Hilborn, R. A comparison of alternative harvest tactics for invertebrate fisheries [Text] / R. Hilborn // North Pacific Workshop on stock assessment and management of invertebrates : Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. – 1986. – Vol. 92. – P. 313–317.

Walters, C. J. Surplus production dynamics in declining and recovering fish populations [Text] / **C. J. Walters, R. Hilborn, V. Christensen** // Can. J. Fish. Aquat. Sci. – 2008. – Vol. 65. – P. 2536–2551.