

ПОЛЯРНЫЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ ИНСТИТУТ МОРСКОГО
РЫБНОГО ХОЗЯЙСТВА И ОКЕАНОГРАФИИ ИМ. Н.М. КНИПОВИЧА
(ПИНРО)

На правах рукописи

Баканев Сергей Викторович

**Динамика популяции камчатского краба (*Paralithodes
camtschaticus*) в Баренцевом море
(опыт моделирования)**

Специальность 03.00.18 – Гидробиология

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

**Научный руководитель –
доктор биологических наук,
профессор А. В. Коросов**

Мурманск – 2009

Содержание

Введение	4
Глава 1. Биология камчатского краба и рациональное использование его запасов (обзор литературы)	7
1.1. Интродукция	7
1.2. Биология	8
1.3. Промысел	12
1.4. Опыт моделирования динамики популяции и оценка параметров	14
1.5. Принципы рационального управления запасами камчатского краба	31
Глава 2. Материал и методы	37
2.1. Данные по траловым съемкам	37
2.2. Промысловые данные	42
2.3. Моделирование динамики численности	43
2.4. Оценка параметров моделей	49
Глава 3. Популяционные характеристики камчатского краба в Баренцевом море ...	54
3.1. Распределение и размерно-возрастной состав самцов	55
3.2. Репродуктивные параметры	59
3.3. Групповой рост камчатского краба	65
Глава 4. Оценка численности популяции камчатского краба в Баренцевом море ...	68
4.1. Продукционная модель.....	68
4.2. Когортная модель <i>LBA</i>	87
4.3. Когортная модель <i>CSA</i>	96
4.4. Сравнительный анализ результатов моделирования	114
Глава 5. Динамика численности камчатского краба в Баренцевом море	121
Глава 6. Трофическое воздействие камчатского краба на биоту Баренцева моря.....	127
Глава 7. Регулирование промысла камчатского краба в Баренцевом море	132
Выводы	140
Список литературы	142

СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ

ОДУ (общий допустимый улов) – величина годового промыслового изъятия части популяции, рассчитанная с учетом биологических особенностей данной популяции (продуктивности, динамики численности и др.) и целей ее эксплуатации: соответствует оптимальной, с точки зрения выбранного критерия регулирования, интенсивности промысла.

B_{MSY} – численность (экз.), при которой популяция достигает своей наибольшей продуктивности.

B_t – численность животных (экз.) в году t ;

$C_{l,t}$ – улов особей (экз.) размерной группы l в году t .

CSA (*catch survey analysis*) – разновидность модели динамики популяции, основанная на изменениях численности более крупных размерных групп, чем *LBA*.

F – коэффициент мгновенной промысловой смертности, отношение числа особей, изъятых промыслом за единицу времени, к численности популяции в течении этого времени, при условии, что численность популяции за это время не меняется.

G_l – средний прирост (мм) особи камчатского краба для размерной группы l .

K (*емкость среды*) – максимальная биомасса (численность) популяции, которую может поддерживать среда обитания данной популяции в отсутствии промысла.

LBA (*length-based analysis*) – модель динамики популяции ракообразных, основанная на изменениях численности размерных групп.

MSY (*maximum sustainable yield*) – максимальный устойчивый улов, соответствующий уровню максимальной продуктивности популяции; наибольший уравновешенный улов, который теоретически можно получить от данной популяции; широко используется в качестве критерия регулирования промысла.

M – коэффициент мгновенной естественной смертности, отношение числа особей, погибших за единицу времени по естественным причинам, к численности популяции в течении этого времени, при условии, что численность популяции за это время не меняется.

$m_{l,t}$ – вероятность линьки для краба размерной группы l в году t .

$N_{l,t}$ – численность краба (экз.) с новым карапаксом размерной группы l в году t .

$O_{l,t}$ – численность краба (экз.) со старым карапаксом размерной группы l в году t .

PO_t (*пострекруты*) – численность крабов (экз.), пополнивших промысловый запас в году $t-1$ и ранее. Пострекруты это все промысловые крабы со старым карапаксом, а также особи с новым панцирем, имеющие размеры большие, чем рекруты.

PR_t (*пререкруты*) – пополнение (экз.) промыслового запаса в году $t+1$. Пререкруты принадлежат размерной группе, конец интервала которой граничит с минимальным промысловым размером, а длина интервала соответствует средней длине прироста пререкрута за одну линьку.

q – коэффициент улавливаемости или доля популяции, которая вылавливается единицей промыслового усилия.

RE_t (*рекруты*) – численность (экз.) крабов с новым карапаксом, пополнивших промысловый запас в году t . Рекруты принадлежат размерной группе, начало которой равно минимальному промысловому размеру, а длина интервала размерной группы соответствует средней длине прироста рекрута за одну линьку.

ВВЕДЕНИЕ

Камчатский краб (*Paralithodes camtschaticus* Tilesius, 1815) – один из важнейших промысловых объектов Баренцева моря. Интродуцированный в 60-х годах прошлого столетия, он успешно акклиматизировался в водах северной Атлантики и к настоящему моменту образовал самовоспроизводящуюся популяцию на акватории от Лофотенских островов на западе до архипелага Новая Земля на востоке (Беренбойм, 2003). В 2004 г., благодаря значительному увеличению численности популяции, российский флот начал коммерческую эксплуатацию запаса. По нашей экспертной оценке в 2006 г. вылов камчатского краба в этом регионе достиг 30% от мирового улова этого вида.

На протяжении последних 15 лет Полярный научно-исследовательский институт морского рыбного хозяйства (ПИНРО) совместно с норвежским Институтом морских исследований (IMR) ведут регулярные исследования этого вида в новой для него среде обитания. Результаты исследований показали, что популяция камчатского краба в Баренцевом море достигла численности, при которой возможна его успешная промысловая эксплуатация (Камчатский краб..., 2001). Однако, по мнению российских и норвежских ученых акклиматизация краба в Баренцевом море к настоящему моменту не завершена и в разных частях современного баренцевоморского ареала находится на разных ее этапах (Анисимова, 2003; Nilssen, 2003).

При взрывном характере роста численности, который часто наблюдается у акклиматизированных животных, камчатский краб может стать пищевым конкурентом для некоторых бентофагов, в том числе промысловых рыб. Качественный и количественный состав пищи камчатского краба в новом районе обитания в целом сходен с таковым в местах его естественного распространения. Отличительной особенностью спектра питания краба в Баренцевом море является сравнительно высокая массовая доля иглокожих, в то время как в тихоокеанском регионе как по частоте встречаемости так и по массе доминируют моллюски (Герасимова, 1997). Являясь пищевым конкурентом, популяция вселенца значительно влияет на биологическую структуру экосистемы и ее продуктивность. Кроме того, распространение этого вида несет определенные факторы риска, которые условно можно подразделить на экологические (последствия для окружающей среды и традиционно населяющих ее организмов) и экономические (последствия для традиционных промыслов и марикультуры) (Левин, 2001).

Несмотря на весьма длительную историю акклиматизации и биомониторинга камчатского краба, многие вопросы его биологии важные для промысла остаются малоизученными. В литературе отсутствуют оценки абсолютной численности и

продуктивности популяции, а используемые характеристики носят относительный характер (Камчатский краб., 2003). Такие традиционные представления о динамике численности, пространственной и функциональной структуре популяции основаны на большом объеме эмпирической гидробиологической информации. Между тем, математические методы анализа накопленных данных могут дать существенно более детальное описание процессов адаптации популяции к новой среде обитания в абсолютных оценках. На основе таких моделей возможно организовать рациональную эксплуатацию промысловой популяции интродуцента.

Приемы стохастического моделирования динамики, основанные на аналитическом выражении элементарных характеристик систем, в настоящее время являются эффективным инструментом исследования. Применение этих методов позволяет получать не только количественные оценки, но и выявлять внутренние и внешние взаимосвязи, управляющие ходом популяционных изменений (Deriso et al., 1985; Васильев, 2001). Успех такого рода исследований в значительной степени зависит не от объема и качества информационной базы, а от интеграции и последующей унификации всей имеющейся в распоряжении разнородной информации, что позволяет получить достоверные знания о количественных характеристиках объекта и факторах, влияющих на динамику численности.

К сожалению, изучение формирования баренцевоморской популяции камчатского краба связано с определенными трудностями. Оценка динамики численности ракообразных, в отличие, например, от рыб, сопряжена с трудностью определения точного возраста. Камчатский краб растет в течение короткого периода после линьки, т.е. индивидуальный рост особей имеет сложный прерывистый характер. Частота линьки зависит от пола, возраста и условий обитания краба. Традиционные модели с использованием численности поколений становятся трудно применимыми (Smith, Addison, 2003).

Одной из главных проблем в определении продуктивности баренцевоморской популяции камчатского краба является его незаконный промысел, который не поддается точной оценке. По экспертным оценкам российских исследователей масштабы браконьерского промысла позволяют сделать вывод об отсутствии реального контроля над выловом крабов в водах России (Цыгир, 2006).

В настоящей работе осуществлена попытка учесть все вышеизложенные аспекты и адаптировать новейшие вероятностно-статистические методы к существующим подходам исследования популяционных характеристик: численности, размерно-возрастной структуры, репродукции, смертности, кривой роста, плотности распределения и пр. Цель

работы: на основе математического моделирования оценить динамику популяции камчатского краба в процессе освоения им нового ареала и разработать рекомендации по рациональной эксплуатации его запаса.

Решались следующие задачи:

- 1) Сформировать репрезентативные массивы эмпирических данных по биологии и промыслу камчатского краба в Баренцевом море на основе обобщения всей имеющейся информации (в том числе собранной автором) о состоянии его популяции.
- 2) Оценить популяционные характеристики по данным натурных съемок и литературным данным (параметры размерно-возрастной структуры, скорость роста, смертности, репродукции и пр.).
- 3) Разработать серию имитационных моделей и с их помощью оценить популяционные параметры и реконструировать популяционную динамику;
- 4) В серии модельных экспериментов оценить устойчивость популяции краба к интенсивности промысловой эксплуатации.
- 5) Оценить кормовую обеспеченность популяции камчатского краба как фактора, влияющего на динамику его численности.
- 6) Разработать рекомендации по рациональной эксплуатации запаса камчатского краба в Баренцевом море.

Автор благодарен всем сотрудникам Полярного института, помогавшим ему при сборе данных в ходе морских экспедиций и при обработке полученных материалов. Особую благодарность автор выражает сотрудникам лаборатории промысловых беспозвоночных ПИНРО: Б. И. Беренбойму, Н. А. Анисимовой, П. А. Любину, М. А. Пинчукову, В. А. Павлову, И. Е. Манушину и Ю. И. Жаку. Автор искренне признателен коллегам по лаборатории математического обеспечения оценки запасов гидробионтов: Ю.А. Ковалеву, В. А. Коржеву, В. Л. Третьяку. Особую признательность автор выражает своему научному руководителю, Коросову Андрею Викторовичу, вложившему много труда и оказавшему неоценимую помощь на всех этапах подготовки работы.

Глава 1

Биология камчатского краба и рациональное использование его запасов (обзор литературы)

1.1. Интродукция

Идея вселения камчатского краба в Баренцево море возникла в конце 20-х годов прошлого столетия в Государственном океанографическом институте и в Тихоокеанском институте рыбного хозяйства. В 30-е годы была начата разработка метода практического осуществления эксперимента и в это же время предприняты попытки вселения этого вида. После первых неудачных экспериментов опыты по перевозке были продолжены в 50-х годах, но и они не послужили основой для будущей интродукции краба в баренцевоморские воды.

Работы по вселению краба возобновились в 60-е годы, когда после обращения Мурманского Совнархоза к отечественным специалистам было подготовлено биологическое обоснование на вселение животного в Баренцево море. Руководителем и организатором этой работы стала доктор биологических наук А.Ф. Карпевич. Практические работы по перевозке крабов на Кольский полуостров начались в 1961 г. Крабов отлавливали в районе залива Петра Великого Японского моря и доставляли к Баренцеву морю самолетами в каннах (рис. 1). Начиная с 1966 г. было решено перевозить крабов в живорыбных вагонах. За весь период интродукции (1961–1969 и 1977–1978 гг.) в Баренцево море было выпущено 1,525 млн. экз. личинок, 10,7 тыс. экз. молоди и около 5 тыс. экз. взрослых крабов (Камчатский краб..., 2003).

Сведения о расселении этого вида в Баренцевом море стали поступать в ПИНРО с середины 70-х годов. На основании фактов неоднократной поимки крабов специалисты сделали вывод о том, что интродуценты могут жить в условиях Баренцева моря (Козлов, Строгонова, 1977; Орлов, 1978; Сенников, 1977; Orlov, Ivanov, 1978). С конца 70-х стала поступать информация о попадании крабов в орудия лова не только у берегов СССР, но и в водах Норвегии (Орлов, 1997).



Рис. 1. Тихоокеанский и баренцевоморский ареалы камчатского краба (пунктирная стрелка – маршрут транспортировки краба в 1961–1969 гг.)

В 1991 г. на российско-норвежской встрече ученых в г. Мурманске было решено организовать систему регулярных наблюдений, включающую фиксацию границ распределения камчатского краба, оценку его численности, определение полового, размерно-возрастного состава и других биологических показателей популяции. К середине 90-х годов прошлого столетия по результатам экспедиций 1992–1993 гг. учеными ПИНРО был выдвинут тезис об окончании периода акклиматизации камчатского краба в Баренцевом море и формировании самостоятельной самовоспроизводящейся популяции (Герасимова, Кузьмин, 1994).

1.2. Биология

До формирования баренцевоморской популяции камчатский краб считался эндемиком северной части Тихого океана. В Охотском море обитают две крупные популяции краба: западно-камчатская и аяно-шантарская. В Беринговом море обитает крупная бристольская, а в заливе Аляска – аляскинская популяции (рис. 1). Кроме них известны сравнительно малочисленные популяции Японского моря: приморская, западно-сахалинская, южно-курильская, хоккайдская популяции и др. (Родин, 1985).

Расширение баренцевоморского ареала началось регулярно фиксироваться российскими и норвежскими учеными с начала 90-х годов прошлого столетия (рис. 2, Герасимова, Кузьмин, 1994). До этого периода краб встречался в основном в прибрежной

полосе от Варангерфьорда до мыса Святой Нос. С началом регулярных исследований краб значительно расширил свой ареал как на запад, так и на восток от мест выпуска, причем темпы увеличения ареала вида в Норвежском море до 2003 г. превышали таковые в восточной части Баренцева моря (Беренбойм, 2003). Основываясь на устных сообщениях руководителя исследований камчатского краба в Институте Морских Исследований (г. Тромсё, Норвегия) Яна Сундета, с каждым годом ученые Норвегии расширяют акваторию исследовательской съемки, включая в зону наблюдения все новые и новые фьорды.

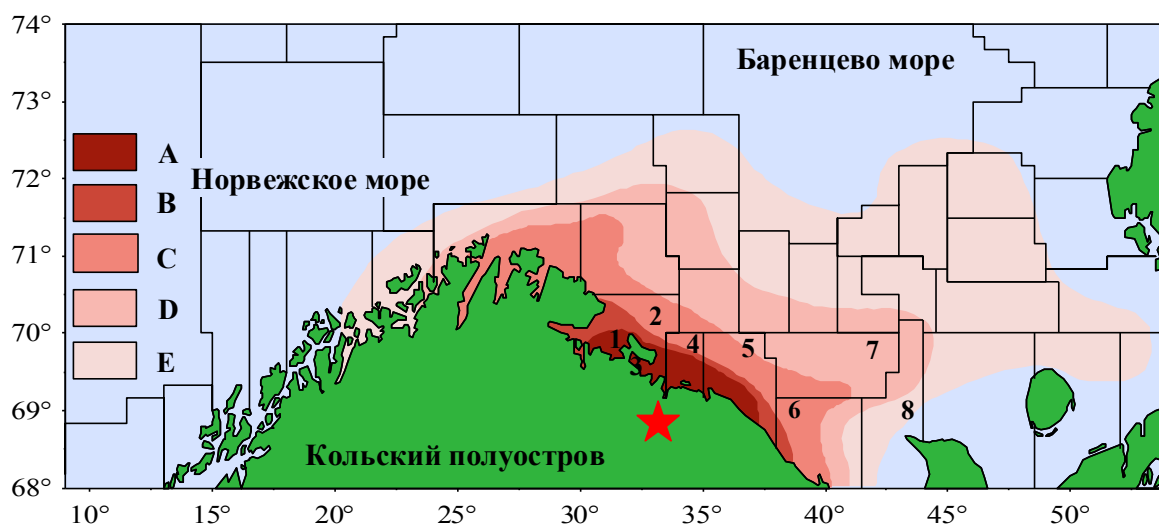


Рис. 2. Расселение камчатского краба (А – границы ареала до 1977 г.; В – до 1990 г.; С – до 1994 г.; D – до 1997 г.; E – до 2007 г.; звездочка – район вселения краба) и основные районы его промысла (1 – Варангерфьрд; 2 – Рыбачья банка; 3 – Мотовский залив; 4 – Кильдинская банка; 5 – Западный Прибрежный район; 6 – Восточный Прибрежный район; 7 – Мурманское мелководье; 8 – Канинская банка) в Баренцевом море (Кузьмин, Беренбойм, 2000; Sundet, Pinchukov, 2009).

В результате исследований камчатского краба в Баренцевом море в 90-е годы установлено, что характер его сезонных миграций очень схож с таковыми в нативном регионе обитания (Камчатский краб..., 2003). В Баренцевом море максимальная глубина, на которой были отмечены камчатские крабы во время нагульных миграций, составляет 300–350 м. Это самые глубокие места у Мурманского побережья, где происходит, очевидно, и зимовка крабов, после чего они совершают нерестовые миграции в мелководные части губ и заливов (Беренбойм, 2003). Зоной основного воспроизводства баренцевоморской популяции является район от Варангерфьорда до губы Дальнезеленецкой. Формирование плотных скоплений крупных самцов в юго-восточных районах Баренцева моря происходит преимущественно благодаря активной миграции особей из западных районов (Соколов, Милютин, 2008).

Нерест протекает в период с января по май, как правило, на глубинах не превышающих 100 м. Пик нереста приходится на март-апрель и зависит от температурного режима конкретного года. Сравнительный анализ основных репродуктивных параметров показал, что в настоящее время баренцевоморская популяция камчатского краба, являясь самой высокоширотной, тем не менее успешно воспроизводится и не испытывает заметного угнетения со стороны факторов внешней среды. По ряду репродуктивных параметров (максимальные размеры, максимальная абсолютная индивидуальная плодовитость, размер 50% созревания) самки камчатского краба Баренцева моря несколько превосходят самок тихоокеанского региона (Баканев, 1997; Баканев и др., 1997; Баканев, Матьков, 1997; Баканев, 2001; Матюшкин, 2003).

Массовый выклев личинок камчатского краба в прибрежных районах Баренцева моря отмечается в апреле. Личинки краба могут находиться в планктоне около 3–4 месяцев, мигрируя в Прибрежной ветви Мурманского течения в восточном направлении. Завершая планктонный цикл, мальки оседают в июле-августе, преимущественно в прибрежной зоне (Матюшкин, 2003; Баканев, 2003).

Зона массового расселения ранней молодежи камчатского краба ограничивается прибрежными мелководьями с глубиной 0–20 м. Молодь обитает в тех же биотопах, что и многие мелкие формы баренцевоморских десятиногих раков, предпочитая участки распространения твердых грунтов и зарослей макрофитов, где она находит богатую кормовую базу и укрытие от хищников. В распределении молодежи по мере ее роста появляется тенденция расширения зоны обитания. Достигнув 4–6 летнего возраста животные начинают миграцию в сторону открытого моря плотными скоплениями, пополняя промысловые группировки (Переладов, 2003).

С выходом в открытую часть моря камчатские крабы совершают сезонные миграции, нагуливаясь, в основном, на глубинах 150–200 м. Для взрослых особей характерна значительная пищевая пластичность и довольно низкая избирательность пищевых объектов. В целом спектр питания крабов определяется набором наиболее массовых и доступных в районе откорма бентосных организмов и других пищевых объектов (мелкие моллюски, усоногие раки, раки-отшельники, офиуры, морские ежи, полихеты, остатки рыбного промысла). Переход к факультативной некрофагии и включению в основной рацион отходов рыбного промысла в виде остатков рыб и беспозвоночных происходят лишь при недостатке его основного естественного корма – донных беспозвоночных (Герасимова, 1997; Герасимова, Кочанов 1997; Манушин, Анисимова, 2003).

Камчатский краб, как и все ракообразные, растет в течение короткого периода после линьки, до образования твердых покровов. Молодь камчатского краба линяет несколько раз в год; с возрастом частота линьки сокращается. Результаты исследований роста камчатского краба в Баренцевом море показали, что величина прироста у крабов с длиной карапакса 60–180 мм практически одинакова и в среднем составляет 17 мм с диапазоном значений от 10 до 23 мм по длине карапакса (рис. 3).

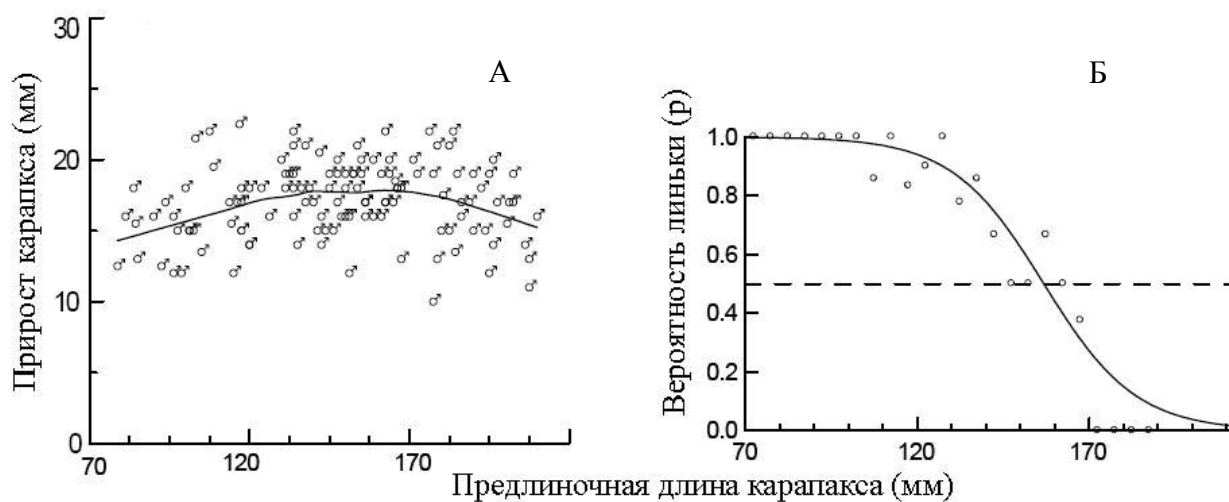


Рис. 3. Данные о приросте длины карапакса (А, сплошная линия – линия тренда) и вероятности линьки самцов камчатского краба (Б, сплошная линия – моделируемая логистическая кривая, пунктирная – порог 50%-й вероятности) (Nilssen, Sundet, 2006).

В возрасте 10–12 лет самцы камчатского краба достигают промыслового размера (150 мм по ширине карапакса и 132 мм по длине). В этот период частота линьки самцов краба сокращается и в среднем составляет 1 раз в два года. Достигая размеров свыше 180 мм по ДК, самцы линяют раз в 3–4 года. Максимальный возраст, до которого доживает камчатских краб, около 20 лет, но обычно с учетом промысла, не более 15 лет (Matsuura, Takeshita, 1990). Принимая во внимание, что смертность не может быть одинакова в разные годы и у разных возрастов, американскими исследователями неоднократно совершались попытки оценить ее с помощью данных по мечению (Hirschhorn, 1966; Balsiger, 1974) или по данным траловых съемок (табл. 1, Reeves, Marasco, 1980; Reeves, 1988; Greenberg et al., 1991). Различия в коэффициентах естественной смертности связаны, по-видимому, с различными методами их оценки и фактическими данными. Оценки настолько вариабельны, что достаточно сложно сделать какие-либо выводы о надежности этих величин. Тем не менее, могут быть сделаны два заключения: 1) естественная смертность заметно выше у особей младших и старших возрастных групп, чем у крабов

средних возрастов; 2) в разные годы исследований наблюдаются значительные колебания естественной смертности.

Таблица 1

Коэффициенты мгновенной естественной смертности (M)*
для самцов камчатского краба тихоокеанского региона

Источник	Длина карапакса (мм)											
	90	100	115	125	135	145	155	160	165	170	175	
Hirschhorn, 1966					0,07	0,06	0,21	0,36	0,63	0,86	0,93	
Reeves, Marasco, 1980(данные 1954–1961 гг.)	0,51	0,37	0,57	0,30	0,09	0,24	0,46	0,57	0,93	0,63	1,22	
Reeves, Marasco, 1980 (данные 1966–1968 гг.)	0,06	0,12	0,12	0,08	0,08	0,15	0,52	0,66	0,75	0,81		
Reeves, 1988 (данные 1969–1975)						0,11	0,23	0,50	0,57	0,61	0,76	
Reeves, 1988 (данные 1969–1980)	0,58	0,70	0,71	0,34	0,33							
Reeves, 1988 (данные 1981–1986)	1,21	0,72	0,49	0,65	1,13							
Greenberg et al., 1991 (данные 1977–1980)		0,48	0,08	0,07								
Greenberg et al., 1991 (данные 1981–1989)		0,75	0,23	0,50								
North Pacific..., 1990					0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	0,30	

* при отсутствии промысловой смертности равен $M = \ln(N_{t+1}/N_t)$, где N_t – численность поколения в году t , N_{t+1} – численность в году $t+1$.

1.3. Промысел

С конца 90-х годов прошлого столетия помимо естественных факторов на выживаемость популяции камчатского краба в Баренцевом море существенно влияет антропогенное воздействие (Беренбойм и др., 2006; Баканев, 2009; Bakanev, Berenboim, 2006). В соответствии с решением 22 сессии Совместной российско-норвежской Комиссии по рыболовству с 1994 г. начался экспериментальный промысел камчатского краба в Баренцевом море. С 2004 г. в российских водах Баренцева моря начат промышленный лов. Историю российского промысла краба в Баренцевом море можно разделить на три периода:

1994–1997 гг. – начальный период;

1998–2003 гг. – переходный период;

с 2004 г. – период промышленного лова.

Промысел в начальный период осуществлялся с помощью японских конических ловушек и донных тралов с сентября по декабрь. Добычу вели от 2 до 6 судов разных типов, включая береговые катера, а также средние рыболовные траулеры. Годовой вылов не превышал 20 тыс. экземпляров. Основные районы промысла – Западный Мурман (от Варангерфьорда до Кильдинской банки).

С 1998 г. при промысле камчатского краба начали использовать американские краболовы-процессоры. Добычу осуществляли в основном японскими коническими ловушками и американскими прямоугольными ловушками. Ежегодный вылов возрос с 20 в 1998 г. до 600 тыс. экз. в 2003 г. Район промысла значительно расширился за счет акваторий Восточного Мурман (Восточный и Западный Прибрежные районы, Мурманское мелководье). Впервые в 2002 г. значительная часть рыболовного флота (5 судов) дислоцировалась в российской экономической зоне за пределами территориальных вод. В российской прессе начинает появляться обеспокоенность о фактах бесконтрольного промысла баренцевоморского камчатского краба. По устным сообщениям наблюдателей количество неучтенного краба на судах составляло 50–80 % от выгруженного груза.

Период промышленного лова характеризуется значительным увеличением промысловых нагрузок в 2005–2006 гг. Количество судов возросло до 30. Основная акватория промысла – районы Восточного Мурман. Оцененный фактический вылов составил около 3 и 5 млн. экз. в 2005 и 2006 гг., соответственно. Импорт камчатского краба в США возрос в 2 раза. Американские аналитики и журналисты, а также российские ученые (Цыгир, 2006) поддерживают гипотезу о бесконтрольном лове камчатского краба в российских водах Баренцева моря.

При организации промысла краба в Баренцевом море был использован опыт управления в его нативном ареале. Схема такого управления совершенствовалась в течении нескольких десятилетий. К началу экспериментального промысла в Баренцевом море были подготовлены рекомендации по его регламентации, которые сводились к 2 главным регулирующим подходам (Герасимова, Кузьмин, 1997):

- 1) регулирование по размеру и полу;
- 2) регулирование вылова на основании общего допустимого улова (ОДУ).

Регулирование по размеру/полу сводится к набору простых технических мер, направленных на сохранение нерестового запаса и пополнения. Это полный запрет лова самок, а также самцов менее 150 мм по ширине карапакса. Лов должен производиться ловушками, поскольку в этом случае в каждом улове краб сортируется по полу, размерам, и часть выловленных особей можно легко отпустить в целях сохранения пополнения и

репродуктивного потенциала. Кроме того, ограничение на лов в прибрежных районах связан с охраной молоди и самок, чья плотность на акваториях с глубинами менее 100 м выше, чем самцов промыслового размера. Сезонные ограничения связаны с товарным качеством краба в период его линьки и направлены на сохранение промыслового запаса.

Регулирование на основании общего допустимого улова было введено с началом экспериментального промысла в 1994 г. Первоначальный выбор уровня рекомендованного ОДУ (25% от оцененного промыслового запаса) для баренцевоморской популяции камчатского краба в начальный период ее исследований был сделан с учетом дальневосточного опыта. Предполагалось планомерно изменять степень промысловой эксплуатации новой популяции, в зависимости от биологических и экономических откликов, с тем чтобы найти наилучший количественный выбор эмпирическим методом проб и ошибок. Так в 2001 г., учитывая высокую неопределенность в динамике интродуцированного краба, отсутствие какого-либо опыта в эксплуатации такого рода биоресурсов в мире и начало коммерческого промысла, был рекомендован более осторожный 20% уровень изъятия. Одновременно в ПИНРО была начата разработка количественных моделей с целью получения наилучших возможных альтернатив для имеющихся в распоряжении рядов наблюдений. Предполагалось совершенствовать алгоритмы расчетов, модифицировать их по мере поступления новой информации и на основании этих моделей улучшать рекомендации по выбору ОДУ.

1.4. Опыт моделирования динамики популяции и оценка параметров

Модели возрастной динамики

Для оценки биологических показателей популяции камчатского краба в Баренцевом море в 2003 г. была осуществлена первая попытка моделирования его динамики численности. Модель описывала элементарные биологические процессы и базировалась на традиционных биостатистических методах, разработанных для оценки эксплуатируемых популяций рыб. Рассматривая динамику численности одного поколения, профессор Ф.И. Баранов вывел в 1918 г. соотношение, на которое опирается в настоящее время большинство биостатистических моделей (Баранов, 1918):

$$N_{t+1} = N_t e^{-Zt}, \quad [1]$$

где N_t – численность поколения в начальный момент времени t , N_{t+1} – численность в момент времени $t+1$, e – основание натуральных логарифмов. Показатель степени Z называется коэффициентом мгновенной общей смертности (Рикер, 1979; Шибяев, 2007).

Смысл коэффициента: за элементарный (очень маленький) промежуток времени dt численность животных уменьшается на величину dN , равную Z -той части от фактической численности N или $dN/dt = -ZN$. Для эксплуатируемых популяций гидробионтов Z определяется изъятием животных промыслом (коэффициентом мгновенной промысловой смертности, F) и всеми остальными причинами, кроме промысла (то есть коэффициентом мгновенной естественной смертности, M): $Z = F + M$.

Спустя 40 лет Gulland (1964) и Murphy (1965) предложили метод анализа структуры уловов эксплуатируемых популяций рыб на основе подхода Ф. И. Баранова. Использовались два уравнения. Первое отражает взаимосвязь численностей смежных возрастных групп:

$$N_{t+1,a+1} = N_{t,a} e^{-(F_{t,a} + M_{t,a})} \quad [2]$$

Второе уравнение позволяет рассчитать величину улова в поштучном выражении, получаемого от каждой возрастной группы:

$$C_{F_{t,a}} = N_{t,a} \frac{F_{t,a}}{F_{t,a} + M_{t,a}} (1 - e^{-(F_{t,a} + M_{t,a})}) \quad [3]$$

где $N_{t,a}, N_{t+1,a+1}$ – начальная численность возрастной группы a в году t , и в следующем $t+1$ году, когда возраст рыбы увеличится на единицу; $C_{F_{t,a}}$ – улов возрастной группы a в году t ; $F_{t,a}, M_{t,a}$ – коэффициенты мгновенной промысловой и естественной смертности возрастной группы a в году t . Они могут быть зависимыми или независимыми от возраста, а величина F может изменяться по годам в связи с изменениями интенсивности промысла. Уравнения служат базовыми для группы методов широко используемых в настоящее время в промысловой ихтиологии, которая называется виртуально-популяционным анализом (Рикер, 1979; Jones, 1974; Murphy, 1965; Pope, 1972).

При виртуально-популяционном анализе, как правило, начальная численность $N_{t,1}$ определяется величиной пополнения $R_{t,1}$, то есть количеством особей пополнивших в году t промысловый запас (Рикер, 1979). Обозначим количество животных, погибших по естественным причинам, символом $C_{M_{t,a}}$, тогда схему эксплуатируемой популяции рыб, согласно уравнениям [2] и [3], можно представить графически (рис. 4).

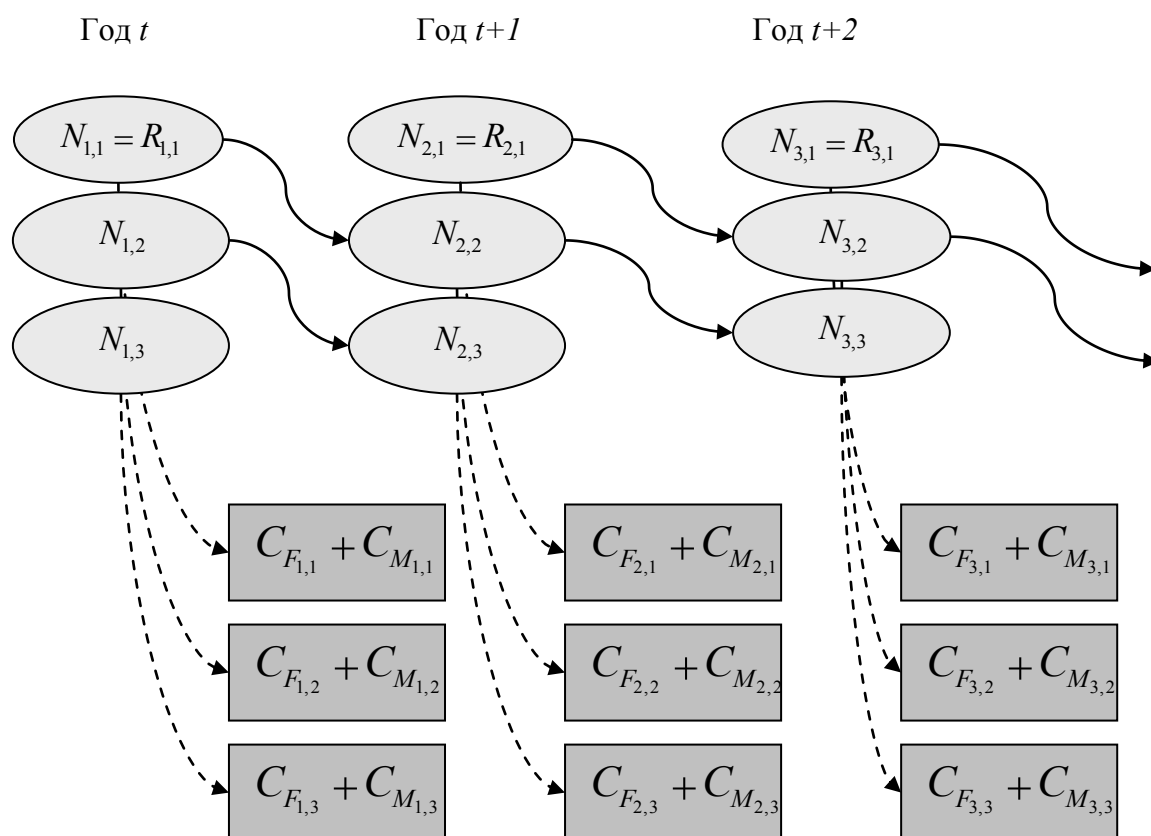


Рис. 4. Блок-схема моделирования динамики численности эксплуатируемой популяции (сплошные стрелки – переход выживших особей в следующую возрастную группу, пунктирные стрелки – убыль животных от промысловой и естественной смертности).

Виртуально-популяционный анализ динамики численности промысловых ракообразных на основе возрастных когорт не получил широкого применения в силу сложности определения точного возраста животного (ICES, 2001a; ICES, 2001b). Однако с начала 90-х годов прошлого столетия, основные принципы изменения численности поколений, разработанные Ф. И. Барановым, стали с успехом применяться в моделировании динамики численности крабов и креветок (Collie, 1991; Kruse and Collie, 1991; Zheng et al., 1995; Quinn et al., 1998; Cadrin, 2000). Модели этого типа базировались на изменениях численности не поколений, а размерных групп (*LBA, length-based analysis*) и учитывали линьку и стохастический рост животных.

Рассмотрим принцип моделирования динамики численности эксплуатируемой популяции камчатского краба на основе модели *LBA*, описанной в работе J. Zheng и др.

(1995). Численность краба моделировалась отдельно по размерным группам $l=1,2,3,\dots,i$ и по полу. Каждая размерная группа l в году t состояла из особей с новым ($N_{l,t}$) и старым ($O_{l,t}$) карапаксом. В течение года t крабы, как с новым, так и старым панцирем могут линять с вероятностью $m_{l,t}$ или с вероятностью $1-m_{l,t}$ не линяя, оставаться в этой же размерной группе.

Вероятность линьки для краба $m_{l,t}$ была представлена логистической функцией (Balsiger, 1974):

$$m_{l,t} = \frac{1}{1 + \alpha_t e^{-\beta_t l}}, \quad [4]$$

где α_t и β_t – параметры, l – средняя длина размерной группы l .

Нелиняющие крабы $N_{l,t}$ и $O_{l,t}$ в году $t+1$ становились $O_{l,t+1}$ в таком соотношении:

$$O_{l,t+1} = (1 - m_{l,t})(N_{l,t} + O_{l,t}). \quad [5]$$

Линяющие крабы в t году – $m_{l,t}(N_{l,t} + O_{l,t})$, в году $t+1$ в зависимости от длины прироста попадают в последующие размерные группы и становятся крабами с новым карапаксом, принадлежащими размерным группам: $1, 2, 3, \dots, L$. Вероятность перехода в определенную группу зависит от параметров прироста краба за одну линьку. Рост на индивидуальном уровне характеризуется длиной прироста особи. Длина прироста особи на групповом уровне варьирует как внутри размерной группы, так и между группами. Средний прирост особи камчатского краба для размерной группы l (G_l) обычно выражали линейной функцией от средней длины (l) размерной группы l перед линькой краба (Weber, Miahara, 1962):

$$G_l = a + b l, \quad [6]$$

где a и b – параметры линейной функции.

Отклонения прироста особей размерной группы l за линьку от уравнения регрессии описывали через вероятностное распределение. Плотность вероятности величины прироста выражали через гамма-распределение, форма которого, в зависимости от значений параметров, охватывает все возможное многообразие изменений в распределении прироста (Sullivan et al., 1990):

$$g(x | \alpha_l, \beta) = \frac{x^{\alpha_l - 1} e^{-x/\beta}}{\beta^{\alpha_l} \Gamma(\alpha_l)}, \quad [7]$$

где x – величина прироста во время линьки, α_l и β – параметры. Средняя x задавалась произведением $\alpha_l \times \beta$ и равна G . Так $\alpha_l = G/\beta$, тогда прирост выражался посредством двух параметров G и β . Ожидаемая пропорция крабов размерной группы l , переходящих после линьки в последующую группу l' , равна интегралу функции гамма-распределения на интервале группы l' :

$$P_{l,l'} = \int_{l_1-t}^{l_2-t} g(x | \alpha_l, \beta) dx, \quad [8]$$

где t – средняя длина группы l , l_1 – начало интервала группы l' , l_2 – конец интервала группы l' . Для последней размерной группы L , $P_{L,L} = 1$.

Пополнение (R) моделируемой популяции камчатского краба американские исследователи описали с помощью двух параметров: 1) количество молодых крабов, пополняющих популяцию в году t , R_t и 2) параметр U_l , определяющий стохастическое изменение процесса пополнения (Sullivan et al., 1990; Zheng et al., 1995). Пополнение каждой размерной группы $R_{l,t}$ выражалось через уравнение:

$$R_{l,t} = R_t \times U_l, \quad [9]$$

где U_l описывалось гамма-распределением, таким же как в уравнениях [7] и [8] с параметрами α_r и β_r . Средний размер пополнения задавался произведением $\alpha_r \times \beta_r$, поэтому требовалось оценить только параметр β_r , при условии что был известен средний размер пополнения.

Учитывая описанные выше вероятностные процессы в динамике численности камчатского краба, моделируемую популяцию удобно представить в каждый момент времени вектором, состоящим из численности размерных групп:

$$N_t = \begin{bmatrix} N_{1,t} \\ N_{2,t} \\ \cdot \\ \cdot \\ N_{n,t} \end{bmatrix}, \quad [10]$$

где N_t – вектор L размерных групп, показывающий общее количество животных с новым карапаксом в году t . Расчет N_{t+1} обеспечивает матрица переходов (*transition matrix*), содержащая параметры стохастического роста (m, P) и пополнения (R):

$$N_{t+1} = \begin{bmatrix} N_{1,t+1} \\ N_{2,t+1} \\ \cdot \\ \cdot \\ N_{L,t+1} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} P_{1,1} & 0 & \cdot & \cdot & 0 \\ P_{1,2} & P_{2,2} & 0 & \cdot & 0 \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & 0 \\ \cdot & \cdot & \cdot & \cdot & 0 \\ P_{1,L} & P_{2,L} & \cdot & \cdot & P_{L,L} \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} m_{1,t} \\ m_{2,t} \\ \cdot \\ \cdot \\ m_{L,t} \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} A_{1,t} \\ A_{2,t} \\ \cdot \\ \cdot \\ A_{L,t} \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} R_{1,t+1} \\ R_{2,t+1} \\ \cdot \\ \cdot \\ R_{L,t+1} \end{bmatrix}, \quad [11]$$

где $A_{l,t}$ – временная переменная равная:

$$A_{l,t} = (N_{l,t} + O_{l,t})e^{-M_{l,t}} - C_{l,t}e^{(y_t-1)M_{l,t}}, \quad [12]$$

где $N_{l,t}$ и $O_{l,t}$ численности крабов с новым и старым карапаксом в размерной группе l в году t , соответственно; $C_{l,t}$ – вылов крабов (экз.) размерной группы l в году t ; $M_{l,t}$ – коэффициент мгновенной естественной смертности для крабов размерной группы l в году t и y_t – временная задержка от момента съемки до средней даты периода промысла. Расчет переменной $A_{l,t}$ основывается на подходе Ф. И. Баранова, описанном уравнениями [2] и [3]. Он также схематично представлен на рисунке 4.

На основе модели *LBA* в 90-е годы прошлого столетия был разработан целый ряд моделей, успешно использующих возможности анализа размерных рядов (Collie, 1991; Kruse and Collie, 1991; Zheng et al., 1995; Quinn et al., 1998; Cadrin, 2000). Одна из них, *CSA* (*catch survey analysis*), является частным случаем *LBA*, когда численность популяции мала для получения качественных данных по размерному составу. Модель была разработана Зенгом и др. (Zheng et al., 1997) для небольших запасов краба с относительно низкими уровнями в ходе ежегодных съемок. Обе модели принципиально сходны. Отличие состоит лишь в том, что в модели *CSA* используются более укрупненные размерные группы, а в расчетах приемлемо использовать данные по размерному составу лишь половозрелых самцов. В модели *CSA* деление на размерные группы, как правило, основывается на особенностях биологии и промысла дальневосточных крабов семейства *Lithodidae*, в которое входит и камчатский краб. Промысловая часть популяции в году t , состоящая из крупных самцов, делится на две группы: *рекруты* (RE_t) и *пострекруты* (PO_t). RE_t – это численность крабов с новым карапаксом, пополнивших промысловый запас в году t . Рекруты принадлежат размерной группе, начало которой равно минимальному промысловому размеру, а длина интервала размерной группы соответствует средней длине прироста рекрута за одну линьку. PO_t – численность крабов, пополнивших промысловый запас в году $t-1$ и ранее. Пострекруты это все промысловые крабы со старым карапаксом, а также особи с новым панцирем, имеющие размеры большие, чем

рекруты. Пополнением промыслового запаса считаются *пререкруты* (PR_t), особи, которые в следующем году станут рекрутами. Пререкруты принадлежат размерной группе, конец интервала которой граничит с минимальным промысловым размером, а длина интервала соответствует средней длине прироста пререкрута за одну линьку. Динамику моделируемой популяции можно представить в виде уравнений:

$$RE_{t+1} = PR_t \times m_{PR} \times G_{PR,RE} \times e^{-M}, \quad [13]$$

$$PO_{t+1} = (PO_t + RE_t + PR_t \times m_{PR} \times G_{PR,PO}) \times e^{-M} - C_t \times e^{-M(1-y_t)}, \quad [14]$$

где m_{PR} – вероятность линьки для пререкрутов; $G_{PR,RE}$, $G_{PR,PO}$ – параметры роста, соответствующие доле крабов, которые переходят из группы PR_t в группу RE_{t+1} и из группы PR_t в группу PO_{t+1} ; M – коэффициент естественной смертности; C_t – вылов крабов в году t ; y_t – временная задержка от момента съемки до средней даты периода промысла.

При оценках численности беспозвоночных наряду с моделями *LBA* и *CSA*, основанными на размерных группах, в 70-х годах прошлого столетия начали широко использоваться продукционные модели, базирующиеся на динамике промыслового запаса без учета возрастной или размерной структуры популяции.

Продукционные модели

При дефиците биологической и промысловой информации моделируемая численность может быть выражена упрощенно через продукционные способности популяции. Основная идея продукционного подхода сводится к следующей схеме (Шиббаев, 2007):

1) в отсутствие промысла результаты роста биомассы популяции (пополнение плюс весовой рост) уравновешиваются потерями из-за естественной смертности. Численность запаса стабилизируется на некотором уровне (K), определяемом экологической емкостью среды (Одум, 1986). Промысел, как дополнительная причина смертности, сокращает численность популяции и тем самым нарушает сложившееся равновесие. Продуктивность популяции (запаса) возрастает благодаря высвободившимся кормовым ресурсам и стремится вернуть запас в утраченное равновесное состояние (Баранов, 1918, 1925);

2) если прибавочную продукцию уравнивать величиной промыслового изъятия, то запас сохранится в этом новом состоянии равновесия, которое будет соответствовать данной интенсивности промысла (Russel, 1931).

Здесь под состоянием запаса (популяции) мы понимаем его комплексную характеристику, которая включает оценки важнейших параметров популяции – численности, смертности, пополнения и др. и тенденций их изменения (Левин, Коробков, 1998). Классической продукционной моделью, ставшей прообразом всех современных моделей этого класса, считается линейная модель Шефера (Schaefer, 1954, 1957). В качестве продукционной функции запаса в модели используется логистическое уравнение популяционного роста (Verhulst, 1938). Дискретная форма записи модели при отсутствии промысла имеет вид:

$$B_{t+1} = B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right), \quad [15]$$

где B_t – биомасса животных в году t , K – максимальная возможная биомасса при отсутствии промысла (емкость среды), r – коэффициент мгновенного популяционного роста (внутренняя скорость роста) в отсутствие плотностной регуляции. Согласно свойству этого логистического уравнения максимальные продукционные способности запаса наблюдаются при биомассе равной $K/2$. Годовая прибавочная продукция запаса (Y_t , прирост биомассы запаса за вычетом потерь по естественным причинам) выражается как зависимость его биомассы:

$$Y_t = B_{t+1} - B_t = rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right). \quad [16]$$

Причем считается, что запас находится в состоянии статического равновесия с окружающей средой (рис. 5)

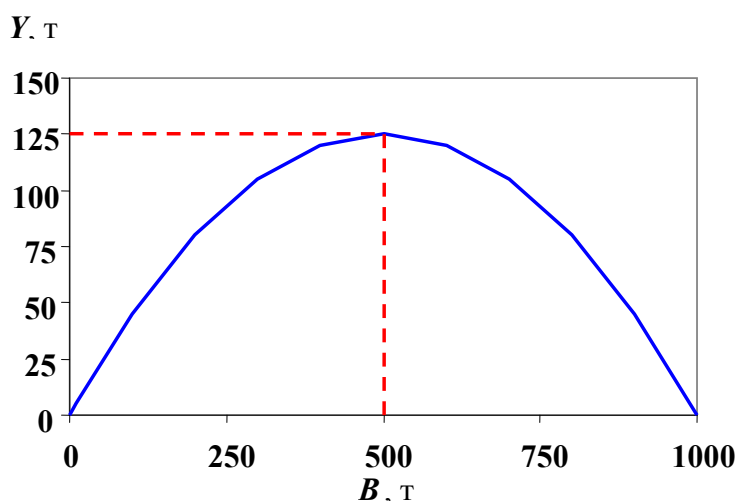


Рис. 5. Равновесная продукционная кривая при $K = 1000$ т и $r = 0,5$.

Такая форма продукционной кривой обусловлена влиянием лимитирующих природных факторов, действие которых на запас возрастает с увеличением биомассы (плотности) запаса. Это явление известно как плотностная регуляция запаса (Одум, 1986).

В качестве примера приведем воображаемый эксперимент, поясняющий механизм плотностной регуляции, описанный в книге В.К. Бабаяна «Предосторожный подход к оценке общего допустимого улова» (2000). Поместим несколько пар половозрелых особей рыб в замкнутый водоем, где имеются все условия для их роста и размножения. Первое время, пока особей в водоеме еще немного, совокупный прирост биомассы будет незначительным (рис. 6). Однако с каждым нерестом темпы увеличения численности, а следовательно и биомассы, будут возрастать. Процесс ускоренного роста будет продолжаться до момента t^* (на рис. 6 он соответствует 11-ому году), когда его начнет сдерживать ограниченная емкость среды обитания, которая характеризуется, прежде всего, величиной кормовой базы, а также другими лимитирующими факторами, например объемом жизненного пространства. На графике динамики роста экспериментального запаса максимальная скорость роста биомассы определяется точкой перегиба логистической кривой $B = B(t)$ (рис. 6). Очевидно, что в условиях равновесия биомасса, при которой запас достигает своей наибольшей продуктивности, то есть генерирует максимальную прибавочную продукцию, соответствует 500 т. В промысловой биологии максимальную прибавочную продукцию (*maximum sustainable yield*) принято обозначать аббревиатурой MSY , а соответствующую ей биомассу запаса – B_{MSY} .

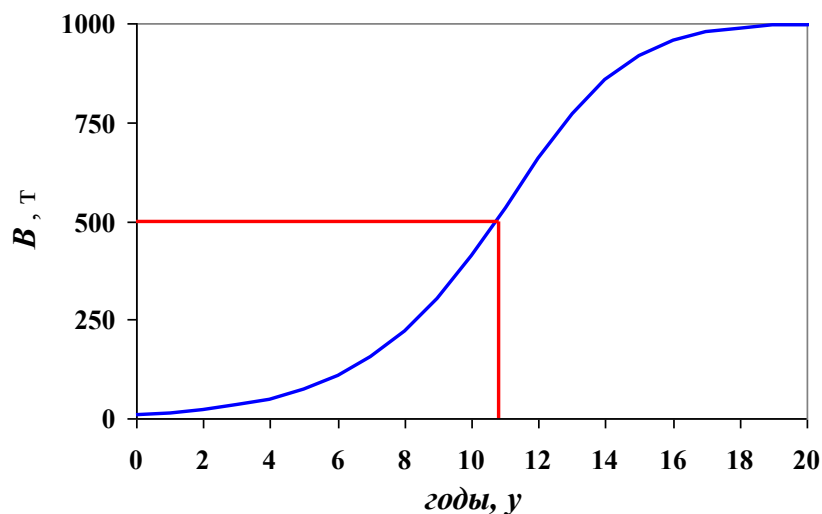


Рис. 6. Динамика роста экспериментального запаса.

После того как начнет сказываться влияние лимитирующих плотностных факторов, темпы роста численности (биомассы) запаса постепенно уменьшатся до 0, а биомасса достигнет своего максимального уровня (K), определяемого емкостью среды.

Возвращаясь к рисунку 5, где $MSY = 125$ т, $B_{MSY} = 500$ т, представим, что рассматриваемый запас стал объектом промыслового использования. Сохраняя сделанное

ранее допущение о равновесном состоянии запаса, будем считать промысел фактором окружающей среды, с которым у запаса мгновенно устанавливается равновесие. При постепенном увеличении уровня эксплуатации биомасса запаса будет уменьшаться, вызывая соответствующий рост его продуктивности, пока величина прибавочной продукции не достигнет своего наибольшего значения. При дальнейшем увеличении промысловой эксплуатации биомасса, а вместе с ней и продуктивность запаса снизится до 0, и запас потеряет свое промысловое значение.

Выполненный анализ продукционной зависимости приводит к трем важным выводам, на которых строятся общие принципы управления промысловыми запасами (Шибаяев, 2007):

1. Запасом (точнее, его продуктивностью) можно управлять с помощью регулирования интенсивности промысла.

2. Поддерживая промысловое усилие на определенном уровне, можно получать устойчивые уловы, равные соответствующему значению прибавочной продукции. В этом контексте термины «максимальный устойчивый улов» (MSY) и «максимальная прибавочная продукция» полностью тождественны.

3. Один и тот же устойчивый улов можно получить при двух разных значениях биомассы (ниже и выше уровня B_{MSY} , см. рисунок 5), поэтому экономически выгодней не допускать сокращения биомассы запаса ниже уровня B_{MSY} .

Кривая прибавочной продукции (рис. 5) количественно описывает продукционную способность популяции. Поэтому ее часто используют для обоснования стратегии долговременного промыслового использования запаса, а также мер регулирования, направленных на реализацию этой стратегии. В настоящее время, подавляющее большинство таких стратегий основывается на допущениях о равновесном состоянии запаса и концепции прибавочной продукции, разработанной в середине прошлого века (Рикер, 1979; Бивертон-Холт, 1969; Засосов, 1970; Бабаян, 2000).

Методы оценки параметров

Процесс оценки продукционных свойств эксплуатируемой популяции можно представить в виде двух взаимосвязанных основных этапов:

- 1) построение модели исследуемого явления;
- 2) оценка основных характеристик (параметров) модели по данным наблюдения.

Основы первого этапа, описанные в предыдущей главе, заложены к середине прошлого века и не претерпели существенных изменений (Рикер, 1979, Одум, 1986). Второй этап опирается на методы математической статистики, которые в настоящее время продолжают активно развиваться (Punt and Hilborn, 1997; Schnute et al., 1998).

Стохастическая природа оцениваемых параметров может быть описана с использованием различных алгоритмов идентификации, наиболее распространенным из которых является метод максимального правдоподобия (Hilborn and Walters, 1992). Точность получаемых оценок параметров зависит от полноты и качества исходной информации. Фрагментарность данных, ошибки измерений, шум природных процессов в совокупности с короткими рядами наблюдений могут значительно исказить результаты оценок и, соответственно, понимание реальных биологических явлений (Васильев, 2001).

В условиях плохой информационной обеспеченности оценки параметров зачастую находят, используя алгоритмы на основе формулы Байеса, когда в качестве исходной информации берутся не только данные наблюдений, но и априорное (предварительное) знание о параметрах модели (Bayes, 1763). Подход основан на попытке начать статистический вывод с некоторых исходных предположений (догадок) о вероятностном распределении неизвестных параметров. Значения модельных параметров можно установить априорно на основе оценок, полученных, например, для одних и тех же видов, но из разных районов, или для схожих видов из одного района. Используя теорему Байеса, окончательные (апостериорные) значения параметров оцениваются с учетом как данных наблюдений, так и предварительно заданных значений параметров:

$$P(H | data) = \frac{P(data | H)P(H)}{P(data)}. \quad [17]$$

Здесь распределение $P(H)$ называется априорным распределением вероятностей возможных значений параметра или параметров H (это распределение принимается прежде, чем получены статистические данные); $data$ – статистические данные, полученные в ходе эксперимента (наблюдений, опытов), которые используются в модели; $P(H | data)$ – условная апостериорная вероятность, количественно оценивает насколько модель соответствует гипотезе H в условиях, характеризуемых данными наблюдений ($data$); $P(data | H)$ – функция правдоподобия, используемая в традиционном статистическом оценивании параметров, которая определяет вероятность того, что полученные данные в ходе эксперимента соответствуют гипотезе H .

В рамках байесовского подхода, гипотезы (параметры) трактуются как случайные величины и описываются с использованием вектора непрерывных значений параметров вместо набора дискретных значений. Вероятности в этом случае будут выражаться через

плотности вероятностей, а знаменатель $P(data)$ в уравнении [17] согласно формуле полной вероятности будет равен $\int_{i=1}^n L(data|H)P(H)$.

Функцию Байеса можно представить иначе, в виде трех составляющих:

$$P(H|data) = \frac{1}{P(data)} P(data|H)P(H), \quad [18]$$

где $1/P(data)$ некая постоянная величина по отношению к гипотезе H . Поэтому апостериорное распределение пропорционально произведению функции правдоподобия на априорное распределение или:

$$P(H_i|data) \propto P(data|H)P(H), \quad [19]$$

где символ \propto означает пропорциональность.

Рассмотрим методику применения байесовского подхода на примере оценки параметров продукционной модели Шефера, выше описанной уравнением [15]. С добавлением показателя вылова модель приобретает вид (Schaefer, 1954):

$$B_{t+1} = B_t + rB_t \left(1 - \frac{B_t}{K}\right) - C_t, \quad [20]$$

где B_t – численность в году t , C_t – вылов в году t , K – максимально возможная численность популяции и r – коэффициент мгновенного популяционного роста. Ненаблюдаемая переменная B_t может быть выражена через наблюдаемый показатель относительной численности (I_t), рассчитанный, например, по результатам исследовательской съемки:

$$I_t = qB_t e^\varepsilon, \quad [21]$$

где q – коэффициент пропорциональности, в данном случае коэффициент улавливаемости, а e^ε – остаточная погрешность, имеющая логнормальное распределение (Haddon, 2001).

В системе уравнений [20] и [21] нужно оценить четыре параметра: r , K , q , ε , а также начальное значение численности B_0 . Традиционно в популяционной биологии оценка параметров осуществляется либо методом наименьших квадратов, либо методом максимального правдоподобия (Hilborn and Walters, 1992). Как показано выше, функция правдоподобия $P(data|H)$ также входит в состав формулы Байеса [17] и выглядит так:

$$P(data|r, K, q, \varepsilon, B_0) = \prod_i \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma_i} \exp\left(-\frac{1}{2\sigma^2}(\ln I_t - \ln(qB_t e^\varepsilon))^2\right). \quad [22]$$

Функция правдоподобия определяет вероятность получения данных наблюдений (*data*) при определенном наборе параметров, значения которых соответствуют гипотезе H , то есть r, K, q, ε и B_0 . Метод максимального правдоподобия заключается в подборе таких значений параметров, при которых вероятность $P(\text{data} | r, K, q, B_0, \varepsilon)$ стала бы максимальной. Чем выше вероятность, тем лучше модель описывает данные наблюдений, а, следовательно, динамику численности популяции. При дефиците исходной информации результаты настройки модели могут привести к неверным выводам о численности животных. Например, если дать нереально высокую величину K или q , и тем самым значительно исказить расчетную численность. Для предотвращения таких артефактов необходимо внести дополнительную информацию, то есть некое априорное (доопытное) знание.

Обычно до начала оценки эксперт имеет, по крайней мере, приблизительное представление о возможных величинах параметров. Эти представления могут базироваться на информации, полученной из литературных источников или личного опыта эксперта. Рассмотрим ход рассуждений о возможной величине, например, коэффициента улавливаемости q .

Отображая соотношение реальной величины численности и наблюдаемого индекса относительной численности, он может быть предварительно оценен, посредством полевых экспериментов. Являясь коэффициентом пропорциональности для индекса численности, оцененной в ходе исследовательской съемки, этот показатель определяется, главным образом, уловистостью орудий лова. Доля пойманных животных из числа находящихся в зоне облова, естественно, может принимать значения от 0 (никто не пойман) до 1 (отловлены все особи). На основании этой информации эксперт может допустить, что действительное значение коэффициента q равновероятно может находиться в диапазоне от 0 до 1.

Допустим, что у эксперта имеются некая дополнительная информация в виде литературных данных о коэффициенте уловистости аналогичного трала по отношению к животным исследуемого нами вида. В результате он может прийти к выводу о том, что интервальная оценка коэффициента уловистости трала должна лежать, например, в пределах 0,4–0,6. Кроме того, из многолетнего опыта эксперта и литературных данных известно, что коэффициент уловистости варьирует от траления к тралению и зависит от множества факторов (параметров раскрытия трала, типа грунта, размеров животных и пр.). На основании этой информации, а также используя соображения о характере варьирования этого показателя, исследователь имеет некое мысленное представление о возможной величине этого параметра до начала моделирования процесса. Ожидается, что,

используя традиционный метод максимального правдоподобия и данные наблюдений, величина q окажется, скорее всего, близкой к 0,4–0,6. В тоже время маловероятно, что значение этого коэффициента будет близким, например, к 0 или к 1.

Чтобы избежать некорректной оценки q , очевидно, необходимо задать ее пределы, в которых будет проходить поиск оптимального решения. Такие пределы задаются, как правило, с учетом предыдущей накопленной информации, то есть априори (в данном случае на основании литературных данных и личного опыта эксперта). Для того чтобы использовать эту информацию, наше мысленное представление о возможной величине q необходимо выразить количественно. Задача заключается в построение частотного распределения вероятностей этой величины, которое называется *априорным распределением* параметра q .

Построение априорного распределения целесообразно начинать с выбора типа распределения. Однако на практике не всегда имеется исчерпывающая информация о том, какому закону подчиняется вероятностное распределение того или иного параметра. В настоящее время проблема выбора априорных распределений для параметров моделируемых биологических процессов освещена подробно (Kass, Wasserman, 1996; Punt and Hilborn, 1997). В данном случае, учитывая литературные данные, предполагаем, что распределение подчиняется нормальному закону с модой в интервале 0,4–0,6 и границами от 0 до 1. Графически такое распределение изображено на рисунке 7, а математически принято записывать как:

$$q \sim dnorm(0,50;50), \quad [23]$$

где $dnorm$ – нормальное распределение, а символ “ \sim ” обозначает “распределяется как”. Параметры нормального распределения mu (среднее) и tau (точность, показатель обратно пропорциональный дисперсии, то есть $\frac{1}{\sigma^2}$) указаны в скобках. При включении априорного распределения q в формулу Байеса [17] рассчитывается апостериорное распределение этого параметра. Иными словами наша предварительная или априорная оценка параметра q вновь оценивается с учетом данных наблюдений, априорное распределение корректируется и строится окончательное апостериорное распределение (рис. 7). На этом процесс оптимизации или настройки параметра q заканчивается. В данном случае, была получена уточненная оценка q с медианой равной 0,38.

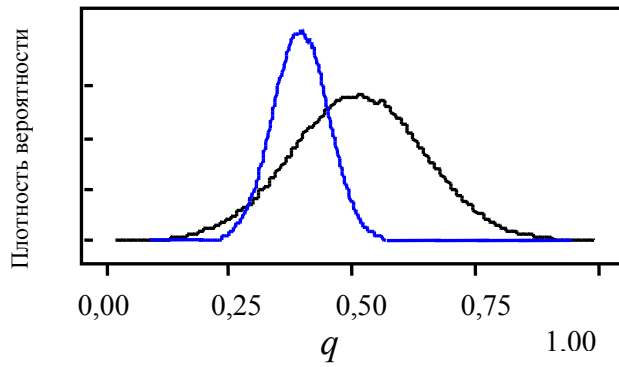


Рис. 7. Распределение вероятности параметра q (черная линия – априорное, синяя – апостериорное).

Апостериорные распределения всегда находятся в границах своих априорных распределений. Степень отличия апостериорного от априорного распределения показывает, как много информации о значениях неизвестного параметра содержится в статистических данных наблюдений при условии, что априорное распределение было задано в широком диапазоне возможных значений. Чем выше и уже апостериорный пик, тем параметр точнее оценивается с помощью данных наблюдений. Если апостериорная вероятность слабо отличается от априорной, то, возможно, данные не несут полезной информации для корректировки первоначальной оценки параметра (рис. 8).

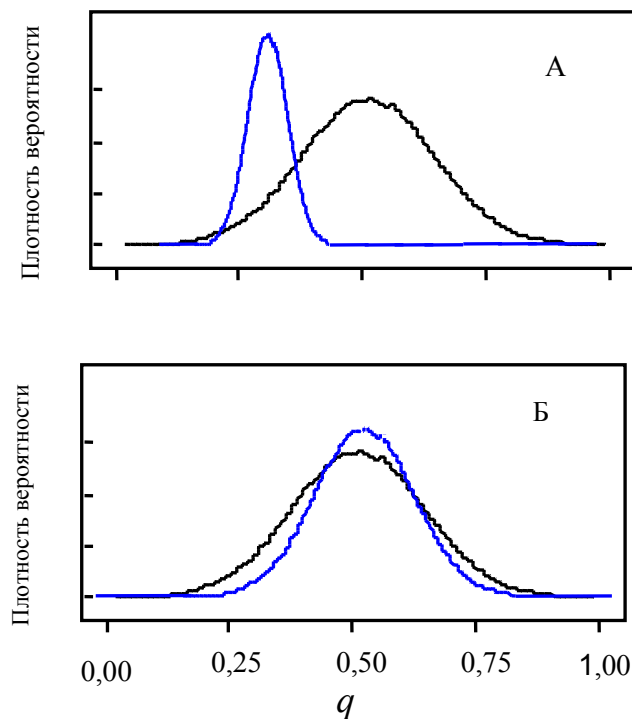


Рис. 8. Распределение вероятности параметра q (черная линия – априорное, синяя – апостериорное) при информативных (А) и малоинформативных (Б) данных наблюдений.

Наиболее важным и одновременно сложным является вопрос выбора априорного распределения параметров. Для определенных параметров выбор может основываться в некоторых случаях на субъективном мнении эксперта. В идеале это мнение должно быть основано на фактах. Эти факты могут включать все те сведения, которые обычно не входят в формальный анализ количественных данных, а используются как информация, полученная вне эксперимента. Такая «внешняя» информация может включать:

- 1) результаты исследований по той же тематике;
 - 2) результаты исследований, в которых изучались сходные биологические механизмы;
 - 3) результаты лабораторных исследований, посвященные природе изучаемого явления;
 - 4) результаты исследований, если эти результаты могут иметь ту же природу;
 - 5) сведения о промежуточных исходах, которые наблюдались в данном эксперименте и свидетельствуют в пользу предложенной гипотезы;
- б) информацию, полученную у других популяций со схожими биологическими и промысловыми параметрами.

Эти виды внешней информации предполагают ту или иную форму экстраполяции причинно-следственных связей. При этом параметр должен иметь априорное распределение, включающее значения искомого апостериорного распределения. На практике иногда желательно обрезать или укоротить апостериорные распределения с целью избежать растягивания процесса поиска решения. В таких случаях лимиты распределения должны быть выбраны в широких, биологически обоснованных пределах, чтобы не перекрывать апостериорное распределение. Целесообразно рассматривать несколько возможных априорных распределений различных параметров и анализировать результаты расчетов (Баканев, 2007; Баканев, 2008).

Согласно формулам [20] и [21] для настройки всего моделируемого процесса должны быть заданы априорные распределения не только для параметра q , но и для r , K , ε и B_l . Далее на основе априорных распределений пяти параметров моделируется общее априорное распределение. Затем, используя формулу Байеса и данные наблюдений, рассчитывается целевое или общее апостериорное распределение, статистические показатели которого являются искомыми оценками параметров модели.

Рассмотренный пример байесовского подхода на примере продукционной модели представляет собой принципиальную схему оценки параметров модели. Реализация формулы Байеса, когда все параметры и расчетные переменные трактуются как случайные

величины, основана на поиске решения системы интегральных уравнений. Процедура поиска решения связана с большим количеством вычислений и базируется на итеративном методе с применением генератора случайных чисел. В настоящей работе используется подход, в англоязычной литературе известный как Markov Chain Monte Carlo (*MCMC*, Congdon, 2001). Этот алгоритм вычисления основан на построении цепи Маркова. Процесс, протекающий в системе, называется *марковским*, если для каждого момента времени которой вероятность любого состояния системы в будущем определяется только состоянием системы в настоящий момент и не зависит от того, каким образом система пришла в это состояние (Вентцель, 2003). Реализация цепи Маркова в численном виде происходит с помощью модели Гиббса (*Gibbs sampler*). Она обеспечивает способ выборки из совместных распределений многомерных переменных с помощью применения такого положения: для получения выборки из совместного распределения делаются многократно выборки из его представленных одномерных условных распределений. Процесс реализации *MCMC* с помощью модели Гиббса подробно описан в литературе (Gilks et al., 1996; Meyer, Millar, 2000).

История применения подходов на основе теоремы Байеса в популяционной биологии насчитывает порядка 15 лет (Burgner, 1991; Schnute, 1994; McAllister, Ianelli, 1997; Punt, Butterworth, 1996; Angel et al., 1994; Kinan, 1996; Meyer and Millar, 1999; Patterson, 1999). В настоящее время такие подходы широко используются для описания состояния и прогнозирования динамики запасов морских млекопитающих, рыб и беспозвоночных. Модели, использующие теорему Байеса, были успешно адаптированы для оценки запасов северной креветки, синего краба, канадского лосося, южноафриканского анчоуса, усатых китов, тихоокеанских тунцов, палтуса и сельди (Михеев, 2003; Meyer, Millar, 1999; Butterworth, Punt, 1995; Schnute et al., 1998; Millar and Meyer, 2000; Vakanev, Berenboim, 2007). Оценки состояния запасов и прогнозы, выполненные такими моделями, используются в различных международных организациях, участвующих в формировании рекомендаций по эксплуатации гидробионтов: ФАО, АНТКОМ, НАФО, ИКЕС, НЕАФК (ICES, 2008; Punt, Hilborn, 2001; McAllister and Kirkwood, 1998; Hvingel and Kingsley, 2006; Adkison and Peterman, 1996; Annala, 1993; Beddington and Cooke, 1983; Bergh and Butterworth, 1987; Meyer and Millar, 1999; Vakanev, 2008).

1.5. Принципы рационального управления запасами камчатского краба

Рассмотренные в предыдущих разделах закономерности динамики эксплуатируемой популяции, которые во взаимодействии с рыболовством образуют систему «запас-промысел», являются информационной основой рационального рыболовства. Исторический опыт показывает, что неконтролируемый промысел рано или поздно переходит в фазу экономического перелома, а в худшем варианте и к перелому биологическому, который может иметь необратимый характер (Хилборн, Уолтерс, 2001). Следовательно, обеспечение рационального рыболовства невозможно без применения соответствующих мер регулирования, направленных на поддержание системы запас-промысел на некотором оптимальном уровне.

Для обоснования стратегии долговременного промыслового использования популяции, а также мер регулирования, направленных на реализацию этой стратегии, в настоящее время широко используют концепцию прибавочной продукции, описанную в предыдущем разделе (рис. 5). Если известна цель эксплуатации данного запаса, например максимизация среднесного вылова или среднесного прибыли, эта цель выражается в биологических и промысловых терминах, например B_{MSY} . Параметры, характеризующие выбранную цель, называются критериями регулирования, или целевыми ориентирами управления (FAO, 1993). В зависимости от состояния запаса, при котором начата реализация стратегии его рационального использования, управление может быть направлено, на его восстановление (если $B < B_{MSY}$), снижение (если $B > B_{MSY}$) или поддержание на исходном уровне (если $B \approx B_{MSY}$). Целенаправленное воздействие на запас осуществляется с помощью научно обоснованных мер регулирования рыболовства, к которым относятся ограничения на различные составляющие промысловой деятельности: вылов, сроки и районы лова, селективность орудий лова и др. Критерии регулирования при этом выполняют роль своеобразных точек отсчета, относительно которых определяется удаление текущего состояния запаса от целевого и оценивается величина промыслового воздействия для внесения необходимых корректив в динамику популяции (Шибаяев, 2007; Бабаян, 2000).

Одной из основных эффективных мер регулирования промысла является установление общего допустимого улова (ОДУ). Общий допустимый улов – это биологически приемлемая для запаса величина годового вылова, соответствующая долговременной стратегии рационального промыслового использования данного запаса (Бабаян, 2000).

Процедура оценки ОДУ может включать в себя различные методы, объединенные рамками избранного алгоритма расчетов, конечным этапом которого является соотношение, связывающее искомую оценку с рекомендуемым значением интенсивности промысла и прогнозом величины промысловой части запаса.

Общий принцип оценки ОДУ крайне прост и заключается в следующем:

$$ОДУ_t = I_{req} FSB_t, \quad [24]$$

где t – индекс года промысла; I_{rec} – рекомендуемое значение интенсивности промысла; FSB – биомасса промысловой части запаса. Интенсивность промысла может выражаться через коэффициент мгновенной промысловой смертности (F_{rec}), эффективное промысловое усилие или коэффициент промысловой убыли (Бабаян, 2000).

Оценка ОДУ предусматривает решение двух самостоятельных задач: оценку биомассы запаса и обоснование величины управляющего воздействия на запас (Бабаян, 1982). Оценка, а точнее прогноз состояния запаса в год t получается на основе анализа особенностей динамики запаса по данным за имеющийся период наблюдений и экстраполяции выявленных тенденций на заданную перспективу. Оценка рекомендуемого промыслового воздействия на запас учитывает производственные возможности запаса и напрямую связана с заранее принятыми целями и стратегией его эксплуатации. При этом рекомендуемая интенсивность промысла не должна превышать некоторый уровень, который отвечает производственному потенциалу запаса и обычно ассоциируется с максимальным устойчивым выловом (MSY).

В общем случае производственная способность зависит от множества факторов, учитывающих различные аспекты процессов размножения, весового роста и смертности, однако биомасса запаса в известном смысле является интегральным показателем ожидаемой суммарной результативности всех этих процессов. Таким образом, текущее состояние запаса (популяции) можно оценить путем сопоставления фактической величины биомассы с ее теоретическим значением, характеризующим некоторую важную особенность производственного процесса в данном запасе. К таким значениям можно, в частности, отнести B_{MSY} – величину биомассы, которая обеспечивает максимальную продуктивность запаса, или B_{crash} – значение биомассы, ниже которого запас теряет устойчивость, то есть способность к расширенному воспроизводству. Часто состояние популяции связывают с нерестовой биомассой, учитывая ключевую роль, которую нерестовый потенциал играет в формировании динамики численности запаса.

Значения биомассы и других биологических показателей, прямо или косвенно характеризующих особые (или пороговые) состояния запаса, принято называть

биологическими ориентирами (FAO, 1993). Биологические ориентиры выполняют роль точек отсчета при оценке текущего (или прогнозируемого) состояния запаса по известным фактическим значениям соответствующих параметров (например, биомассы нерестового запаса). Для выполнения этой функции биологические ориентиры должны соответствовать достаточно устойчивым продукционным характеристикам запаса.

В эксплуатируемых запасах биологические параметры тесно связаны с промысловыми показателями (уловом, промысловым усилием и уловом на промысловое усилие), причем некоторые из них допускают двойную трактовку (табл. 2).

Таблица 2

Различия в интерпретации некоторых параметров системы запас-промысел

Параметр	Биологическая интерпретация	Промысловая интерпретация
Коэффициент промысловой смертности, F	Скорость убыли запаса от промысла	Показатель интенсивности промысла
Улов на промысловое усилие, U	Показатель плотности (величины) запаса	Показатель производительности промысла

В настоящее время в основу современной теории рационального рыболовства положена концепция устойчивого развития и принцип предосторожности, выраженные четырьмя составляющими (FAO, 1993; 1995; UN, 1995; Бабаян, 2000):

1. Предупреждение или минимизация рисков, связанных с возможностью причинения ущерба эксплуатируемому запасу и соответствующей водной экосистеме.
2. Незамедлительное принятие заранее согласованных мер в случае реальной опасности для состояния эксплуатируемого запаса или среды его обитания.
3. Учет неопределенности (неполноты знаний о запасах промысловых видов и среде их обитания) в качестве объективно неизбежного фактора регулирования рыболовства.
4. Восстановление эксплуатируемых запасов, а также запасов ассоциированных или зависимых видов до высоких уровней продуктивности и поддержание их на этом уровне в течение всего периода эксплуатации.

В процессе адаптации теоретических принципов устойчивого развития и предосторожного подхода к регулированию конкретных промыслов, появилась необходимость расширить перечень традиционных ориентиров управления за счет опорных точек, учитывающих неопределенность в оценках используемых параметров.

Такие ориентиры помогают существенно уменьшить риск подрыва запаса за счет некоторого ограничения промысла.

Одной из главных особенностей предосторожного подхода является зональный принцип регулирования рыболовства, когда весь диапазон возможных состояний запаса $(0, B_K)$ разбивается на отрезки, для каждого из которых устанавливается особый режим регулирования (рис. 9).

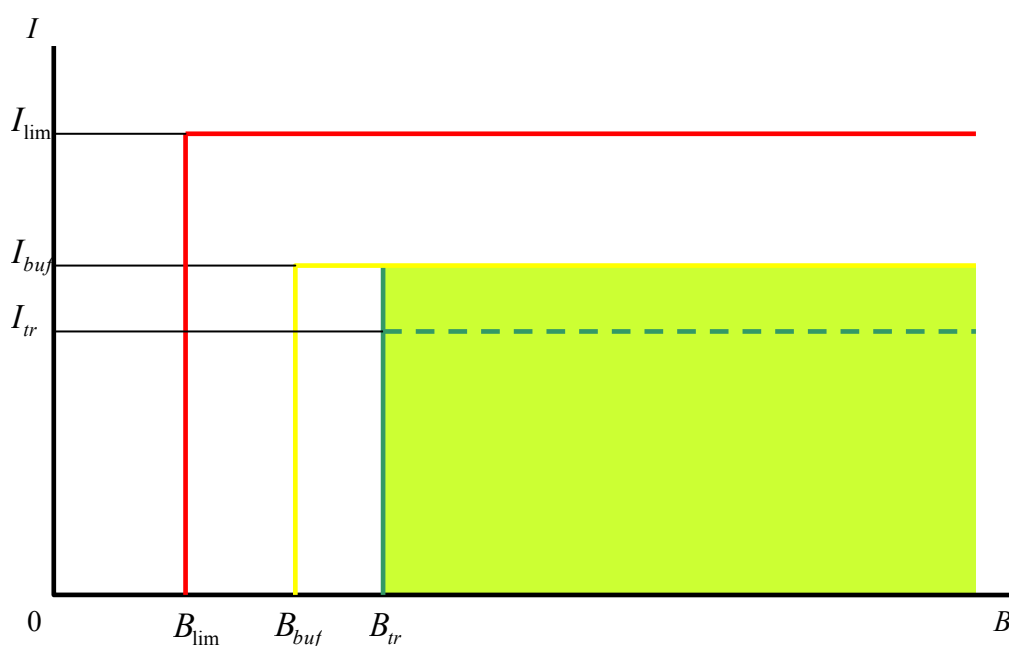


Рис. 9. Зональное представление области управления при предосторожном подходе: I – показатель интенсивности промысла; B – показатель состояния запаса; lim , buf и tr – индексы соответственно граничных, буферных и целевых ориентиров управления.

В общем случае при предосторожном подходе к регулированию рыболовства в зоне $B \leq B_{lim}$ на промышленный лов вводится полный запрет, а допустимая область управления (промысловой эксплуатации) делится на 3 зоны:

- зону устойчивого состояния запаса без учета неопределенности (определяется граничными ориентирами I_{lim}, B_{lim});
- зону устойчивого состояния запаса с учетом неопределенности (определяется буферными ориентирами I_{buf}, B_{buf});
- зону стабилизации промысла на целевом уровне (определяется ориентирами управления I_{tr}, B_{tr}).

Таким образом, в зависимости от уровней целевых и буферных ориентиров управления, зона стабилизации промысла может иметь самостоятельное значение при

определении режимов регулирования или совпадать с зоной устойчивого состояния запаса с учетом неопределенностей.

Существует несколько версий интерпретаций рекомендаций по осуществлению предосторожного подхода, изложенных в Приложении II “Соглашения ООН по сохранению трансграничных запасов и запасов далеко мигрирующих видов рыб и управлению ими” (UN, 1995; Бабаян, 2000). В настоящей работе для оценки ориентиров по продукционной модели рассматривается интерпретация НАФО (Североатлантическая рыболовная организация), разработанная на исследовательской группе по граничным ориентирам в 2004 г. (Report..., 2004). В докладе группы есть рекомендации по использованию ориентиров, где в основе расчетов лежит продукционная модель Шефера. По версии НАФО граничный ориентир управления по промысловой смертности F_{lim} равен F_{MSY} . Если этот показатель превышен, то считается, что запас находится в состоянии перелома. B_{lim} – граничный ориентир по биомассе, ниже которого запас не должен опускаться. Считается, что при биомассе ниже уровня B_{lim} величина пополнения, продуцируемая запасом, «низка» или неизвестна. При использовании продукционной модели Шефера рекомендуется B_{lim} устанавливать на уровне 30% от B_{MSY} . Буферные ориентиры B_{buf} и F_{buf} – это расчетные значения, при которых запас или его эксплуатация с высокой степенью вероятности не опускается до своих граничных ориентиров. Расстояние между граничными и буферными ориентирами выражает степень неопределенности оценки состояния запаса, то есть чем выше неопределенность, тем буферные ориентиры больше граничных. В промысловой биологии невозможность получения точных оценок, неполнота или заведомая недостоверность нашего знания об объекте исследования, получила название – неопределённость (Punt, Hilborn, 1997; Haddon, 2001). Она обусловлена рядом факторов.

Важнейшими источниками неопределённости являются нерепрезентативность имеющихся данных и изменчивость процессов, которые пытаются прогнозировать. Кроме того, существенное влияние на точность оценки имеет правильность аппроксимации процессов описываемых моделью, которая использована для оценки запаса. Хорошо известно, что оценки, получаемые по модели, могут существенно изменяться при добавлении новых данных (Improving..., 1998). Причины подобных изменений не всегда легко определить, но одной из основных является неправильная аппроксимация данных моделью и недостоверное, как правило, слишком упрощённое, описание процессов.

Уменьшение уровня неопределённости, через улучшение сбора данных и совершенствование самих моделей, имеет естественный предел. Поэтому одной из основных задач моделирования динамики численности является оценка уровня

неопределённости, доверительного интервала получаемых оценок, или уровня риска, а также их учёт при выработке рекомендаций по эксплуатации промыслового запаса.

Под уровнем риска здесь понимается вероятность какого-либо нежелательного явления. Например, вероятность того, что биомасса нерестового запаса или уровень промысловой смертности достигнут некоторой критической величины или определенного ориентира управления. Частично эту проблему решает предосторожный подход, при котором уровень неопределённости учитывается при определении значений буферных ориентиров. Кроме того, в последнее время, при оценке запаса и прогнозировании его динамики, всё чаще используются вероятностные модели, в которых оценки и прогнозные величины представлены не точечными величинами, а в виде диапазона их возможных значений. Современные модели оценки запаса включают в свой состав возможность описания некоторых элементов имеющейся неопределённости. При использовании байесовских стохастических подходов в выработке управленческих решений буферные ориентиры могут быть опущены, так как расчет граничных ориентиров связан так же с расчетом их неопределенности и рисков.

На протяжении 10 лет ориентирами управления при промысле камчатского краба в заливах полуострова Аляска служат численность минимального зарегистрированного нерестового запаса, а также принимается в расчет средний вылов (*mean yield*), его стабильность, промысловые возможности (*harvest opportunity*), стабильность нерестового запаса. Пороговый уровень управленческой стратегии при промысле камчатского краба в Бристольском заливе служит для защиты репродуктивного потенциала запаса и достижения максимального долговременного ежегодного вылова (Zheng et. al., 1997). При выборе этого ориентира руководствуются соображением, что есть некий уровень продукционного потенциала, ниже которого риск перелова повышается при сохранении усилий.

В последние годы в ПИНРО активно ведутся поиски приемлемых биологических ориентиров управления баренцевоморским запасом камчатского краба (Баканев, 2006). Выбор таких ориентиров также должен быть связан с концепцией прибавочной продукции и определением продукционной кривой. Однако в настоящее время нет данных о величине продукционного потенциала баренцевоморской популяции, а также о его теоретически возможной максимальной величине (B_K) после завершения натурализации краба в Баренцевом море. Скорее всего, расчеты ориентиров и рисков их превышения должны быть сопряжены с некими условными уровнями численности, ниже которых падение численности будет нежелательным. Такие пороговые уровни численности могут быть оценены без учета допущения о равновесном состоянии запаса и, возможно,

опираться как на оценку продукционных показателей, так и на опыт эксплуатации запасов в его нативном ареале.

Глава 2

Материал и методы

2.1. Данные по траловым съемкам

Материалом для диссертационной работы послужили результаты количественного учета камчатского краба в Баренцевом море, выполненного в 1994–2008 гг. в ходе 16 осенних траловых съемок (табл. 3), а также 21 научно-промысловых рейсов. Автор участвовал в 12 рейсах в качестве инженера-гидробиолога, научного сотрудника и начальника экспедиций. Основой для оценки популяционной численности послужили уловы 1481 траловых станций исследовательских съемок, в которых 37345 особей было взято на биологический анализ. Из научно-промысловых рейсов было проанализировано свыше 60 тыс. особей камчатского краба, из них биологическому анализу подверглось 27 тыс. экземпляров. Автором было промерено около 7000 особей, из них на биологический анализ взято 5500 животных.

Таблица 3

Характеристика использованного материала, собранного во время исследовательских съемок 1994–2008 гг.

№	Время сбора		Название судна	Количество		
	год	месяцы		тралений	массового промера краба	биологического анализа краба
1	1994	VIII–X	Смена	135	2521	2115
2	1994	VII–XI	Нордкап	52	2639	370
3	1995	XI–XII	Нижеволжск	57	1454	1454
4	1996	IX–XII	Нордкап	63	2597	577
5	1997	IX	Калгалакша	49	819	713
6	1998	VIII–IX	Калгалакша	80	1821	1459
7	1999	VIII–IX	Калгалакша	68	1638	1496
8	2000	IX–X	Калгалакша	89	2531	2531
9	2001	IX–X	Калгалакша	91	2757	2757
10	2002	VIII–IX	Калгалакша	97	2062	2062
11	2003	X–XI	Антарес	87	3764	3764
12	2004	X–XI	Соломбала	81	6327	6327
13	2005	IX–X	Соломбала	86	3111	3111
14	2006	VIII–IX	Соломбала	150	1769	1769
15	2007	VIII–X	Миргород	167	2897	2897
16	2008	VIII–IX	Миргород	129	3943	3943

Стратифицированные траловые съемки выполнялись в конце лета – начале осени, обычно с 15 августа по 15 сентября. Период съемки выбран таким образом, чтобы зафиксировать максимальное количество крабов, которые в это время распределяются в районах нагула. С расширением баренцевоморского ареала камчатского краба сроки стратифицированной съемки постепенно увеличивались. Принималось, что съемки охватывали большую часть ареала вида в баренцевоморском регионе. В случае возрастания плотности скоплений в районах его учета потребовались дополнительные затраты рабочего времени, так как при повышении плотности отдельных скоплений объекта точность его оценки в страте может уменьшаться и поэтому в таких районах выполнялись дополнительные траловые станции. Съемка проводилась в пределах следующих промысловых районов Баренцева моря (рис. 10): Рыбачья (11), Кильдинская (12) и Канинская (3) банки, Мурманское мелководье (7), Западный и Восточный Прибрежные районы (13, 14).

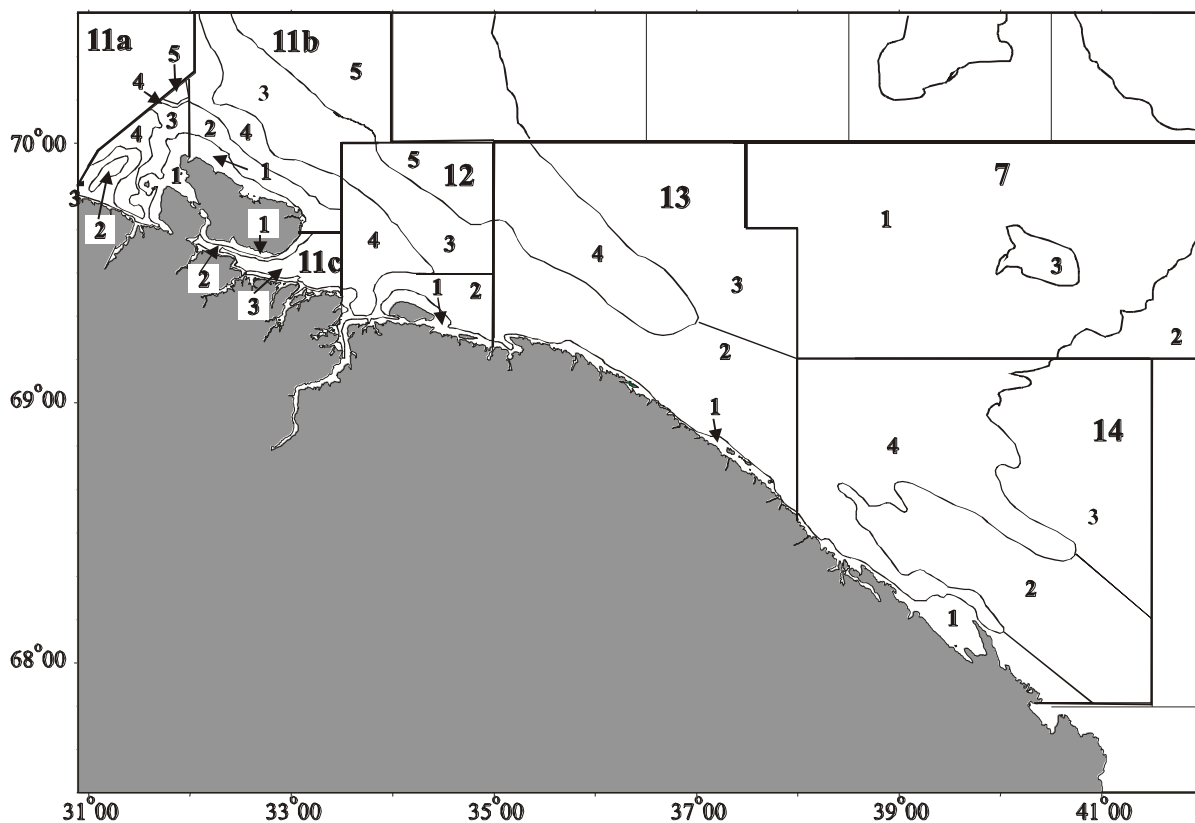


Рис. 10. Карта-схема районов траловой съемки камчатского краба в РЭЗ Баренцева моря (мелкими цифрами обозначены номера страт, крупными – номера стандартных промысловых районов).

В 1994 г. акватория районов была разделена на страты, границы которых соответствуют изобатам 100, 200 и 300 м (Герасимова, Кузьмин, 1997). Такое разделение

связано с фактическим распределением камчатского краба на момент начала учетных траловых съемок. Общее количество станций при проведении съемки распределялось по районам и стратам пропорционально их площади с учетом накопленных знаний о вариациях распределения краба в каждом районе и страте. Расчеты осуществлялись согласно методике разработанной для стратифицированных съемок гидробионтов (Cochran, 1963; Баканев, Пинчуков; 2006). Количество площадок N_k в страте k , равных площади одного стандартного траления, вычисляется по формуле: $N_k = S_k / S_{tr}$, где S_k – площадь страты (км^2), S_{tr} – площадь стандартного траления (км^2). Среднеарифметический индекс численности краба \bar{y}_k в улове одного траления в страте k на обследованной акватории рассчитывается по формуле:

$$\bar{y}_k = \frac{1}{n_k} \sum_{i=1}^{n_k} y_{i,k}, \quad [25]$$

где n_k – количество тралений в страте k , $y_{i,k}$ – улов краба (экземпляры) за i -траление в страте k . Дисперсия $s_{y_k}^2$ среднеарифметического индекса численности в страте k определяется по формуле:

$$s_{y_k}^2 = \frac{1}{n_k - 1} \sum_{i=1}^{n_k} (y_{i,k} - \bar{y}_k)^2. \quad [26]$$

По району m или по всей площади съемки в целом рассчитывается средневзвешенное значение индекса численности \bar{y}_m :

$$\bar{y}_m = \frac{1}{N_m} \sum_{k=1}^L N_k \bar{y}_k, \quad [27]$$

где N_m – количество площадок в районе m , равных площади одного стандартного траления, L – количество страт в районе. Дисперсия $s_{y_m}^2$ средневзвешенного индекса численности в районе m определяется по следующей формуле:

$$s_{y_m}^2 = \frac{1}{N_m^2} \sum_{k=1}^L \frac{N_k^2 s_{y_k}^2}{n_k}. \quad [28]$$

Ошибка среднего по формуле:

$$\sigma_{\bar{y}_m} = \sqrt{s_{y_m}^2}. \quad [29]$$

Коэффициент вариации по формуле:

$$CV = \frac{\sigma_{\bar{y}_m}}{\bar{y}_m} . \quad [30]$$

Индекс численности Y_m краба по району m :

$$Y_m = N_m \bar{y}_m \pm N_m \sigma_{\bar{y}_m} t(P_c) , \quad [31]$$

где $t(P_c)$ – значение t -критерия, зависящее от выбора доверительной вероятности P_c и числа степеней свободы.

Выбор величины P_c – скорее результат договоренности, чем строгого анализа. При оценке ориентиров управления Международный совет по изучению морей (ICES), например, рекомендует $P_c=95\%$, тогда как другие, не менее авторитетные источники, считают возможным уменьшить доверительную вероятность до $P_c \geq 50\%$ (Anon, 1992, Anon, 2000). В нашем случае мы выбрали $P_c=95\%$, тогда:

$$Y_m = N_m * \bar{y}_m \pm N_m * 2 \sigma_{\bar{y}_m} . \quad [32]$$

Согласно методике рандомизированно-стратифицированной съемки (Doubleday, 1981) для получения более точных результатов количество тралений в стратах с максимальными уловами могло быть увеличено при наличии резерва рабочего времени. Точность оценки индекса численности в районе считалась приемлемой, если доверительный интервал находился в границах $\pm 25-50\%$ при доверительной вероятности 95% (ICNAF Redbook, 1978).

В качестве учетного орудия лова использовался донный трал (тип ДТ-1625) с мелкочечной вставкой в кутке (внутренний размер ячеи – 20 мм). Продолжительность учетных тралений составляла 1 час, скорость тралений – 3,0–3,2 узла. Маршрут съемки планировали таким образом, чтобы в кратчайшие сроки и максимально полно обследовать районы распределения краба. Съемки проводились круглосуточно. Переходы между станциями совершались по кратчайшему расстоянию.

Сбор и обработка биологического материала в съемках выполнялась в соответствии с методиками, принятыми в ПИНРО (Инструкции и методические рекомендации..., 2001). Расчеты индексов численности по стратам и районам производились отдельно по полу, стадиям линьки и размерным группам с интервалом в 10 мм, а также по укрупненным размерным группам: промысловые (при длине карапакса

(ДК) больше 132 мм) и непромысловые самцы (ДК < 132 мм), икроносные самки и самки без икры. Для расчетов по модели *CSA* в качестве исходных данных брали количество половозрелых самцов, пойманных за период съемки. Половозрелых самцов разделяли на четыре группы: *пререкруты-2*, *пререкруты (PR)*, *рекруты (RE)* и *пострекруты (PO)* (Баканев, 2003). Средний годовой прирост половозрелых самцов по длине карапакса в Баренцевом море составляет 17 мм (Nilssen, Sundet, 2006). В соответствии с годовым приростом пререкрутами-2 было условлено считать самцов с длиной карапакса 96–113 мм, пререкрутами – 114–131 мм, рекрутами – самцов на 1–2-й стадиях линьки с размерами 132–149 мм, пострекрутами – самцов на 1–2-й стадиях линьки с ДК более 150 мм и самцов на 3–4-й стадиях линьки с размерами 132 мм и более. Расчеты осуществлялись согласно стандартной методике, принятой в ПИНРО и разработанной W. G. Cochran (1963).

При отборе проб на плодовитость кладку икры вместе с плеоподами помещали в отдельную емкость и фиксировали 4 %-ным раствором формальдегида. При оценке плодовитости кладку икры отделяли от плеопод и обсушивали на фильтровальной бумаге до постоянной массы. Кладку взвешивали, просчитывали количество икры в двух навесках по 500 мг. Определяли массу одной икринки и общее количество икры в кладке по соотношению массы кладки и средней массы икринки.

Стадии полового созревания определялись путем построения логистической кривой по данным о доле икроносных самок в размерных группах с шагом 10 мм по длине карапакса. Кривые были построены методом взвешенной нелинейной регрессии (Otto, 1986). Сравнительный анализ скорости полового созревания проводили путем оценки и сравнения размеров, при которых 50 % самок данной популяции камчатского краба имеют наружную икру. Значимость наблюдаемых различий оценивали по критерию Стьюдента. За весь период исследований было обработано 462 пробы на плодовитость.

При обработке исходной биологической информации и расчетов индексов численности используются пакеты прикладных программ BIOFOX FoxPro, Microsoft Excel, Microsoft Access, а также макросы к этим программам, написанные старшим научным сотрудником лаборатории промысловых беспозвоночных ПИНРО Любиным П. А.

2.2. Промысловые данные

Использовались данные вылова (масса и численность улова с учетом пола), размерного состава уловов и среднего улова на единицу усилия промыслового флота. Объем вылова и производительность лова вычислялись по ежесуточным донесениям, поступающим со всех промысловых судов. Стандартизированные индексы численности (улов на единицу промыслового усилия) вычислялись для каждого типа ловушек.

Информация о половом и размерно-возрастном составе уловов собиралась автором и наблюдателями на борту промысловых судов (Инструкции и методические рекомендации по сбору ..., 2001). В процессе подготовки к оценке запаса массовые промеры объединялись по районам.

Завершающим этапом подготовки массивов данных о промысле являлась оценка общего фактического вылова. В нашей работе использовались два ряда данных, характеризующие ежегодную интенсивность промыслового изъятия: официальный вылов и общий вылов с учетом нелегального. Нелегальный вылов учитывал браконьерские выгрузки на внутренний рынок и согласно литературным источникам составлял не менее 0,40 млн. экз. в 2003–2004 гг. (Соколов, 2005). Также была оценена величина экспорта краба в США российским флотом в 2005–2006 гг. по данным статистического отдела Национальной морской рыболовной службы правительства США (<http://www.st.nmfs.gov/>). Средняя величина экспорта краба Россией в США в 1997–2004 гг. составила около 10 тыс. тонн в год. В 2005 г. экспорт увеличился на 70% и превысил среднемноголетнюю величину на 7 тыс. тонн, что с учетом среднего веса промыслового краба (4,5 кг) и переходного технологического коэффициента (65%, Степаненко, Двинин, 2006) составляет 2,6 млн. крабов. Учитывая современное состояние ресурсов камчатского краба в дальневосточных морях (Долженков, Болдырев, 2006) можно допустить с достаточной степенью уверенности, что скачок в российском экспорте камчатского краба в США обусловлен поставками баренцевоморского краба с открытием его коммерческого промысла.

2.3. Моделирование динамики численности

Для оценки запаса, динамики численности, расчета ОДУ и ориентиров управления использовалась производственная модель на основе уравнения Шефера (Schaefer, 1954), а также две модели, основанные на динамике численности размерных групп: *LBA*, состоящую из 12 размерных групп (Zheng et al., 1995) и *CSA*, включающую 3 размерно-возрастных группы (Zheng et al., 1997).

В качестве производственной модели использовалась стандартная логистическая кривая, описываемая уравнениями [15, 20], часто называемая «производственной моделью Шефера» (раздел 1.3; Schaefer, 1954). Дискретный вид модели, включающий промысловую смертность, где скорость экспоненциального роста численности популяции (r) выражается через максимально устойчивый вылов (MSY), имеет вид (Richards, 1959; Pella, Tomplinson, 1969):

$$B_{t+1} = B_t - C_t + 4MSY \frac{B_t}{K} \left(1 - \frac{B_t}{K}\right), \quad [33]$$

где B_t – численность в году t , MSY – максимальный устойчивый вылов, K – максимальная возможная численность при отсутствии промысла (емкость среды), C_t – вылов.

Оценка абсолютной численности в большинстве моделей имеет большую неопределенность, если нет информации о соотношении индексов и абсолютной численности запаса. С целью уменьшения неопределенности в оценке параметра улавливаемости для управленческих целей обычно пользуются относительными величинами (Prager, 1994, 2002; Cardin, 2000; Improving..., 1998; Zheng et al., 1997). Относительная оценка становится возможна при делении уравнения [33] на B_{MSY} , то есть на численность, соответствующую максимальной прибавочной продукции. С добавлением вычислительной ошибки, уравнение принимает следующий вид:

$$P_{t+1} = \left(P_t - \frac{C_t}{B_{MSY}} + \frac{2MSY \times P_t}{B_{MSY}} \left(1 - \frac{P_t}{2}\right) \right) e^v, \quad [34]$$

где P_t – уровень численности в году t относительно B_{MSY} ($P_t = B_t / B_{MSY}$). Вычислительная ошибка оценивания моделируемой численности (v) имеет нормальное

распределение со средним 0 и стандартным отклонением σ_v^2 (Haddon, 2001). Ненаблюдаемая переменная P_t может быть выражена через наблюдаемый показатель относительной численности ($surv_t$), то есть индекса, рассчитанного по результатам исследовательской съемки:

$$surv_t \sim q_s B_{MSY} P_t e^k . \quad [35]$$

Отношение индекса к реальной величине биомассы выражается через коэффициент улавливаемости q_s , а e^k – ошибка измерения индекса численности, имеющее нормальное распределение со средним 0 и стандартным отклонением σ_k^2 . (Haddon, 2001).

Исходя из функциональной связи, выраженной уравнениями [34, 35], величина вылова в расчетах влияет на оценку численности и коэффициентов улавливаемости, то есть на продуктивность запаса. В модели использовались два ряда данных, характеризующих ежегодную интенсивность промыслового изъятия: официальный вылов C_{off} , общий вылов с учетом нелегального C_{tot} (табл. 4). Требуется определить следующие параметры: m , MSY , B_{MSY} , коэффициент улавливаемости, ошибки наблюдений и численность краба для первого года исследований.

Таблица 4

Официальный и общий выловы, индекс промысловых самцов камчатского краба (тыс. экз.) в Баренцевом море в 1994–2006 гг., использующиеся в производственной модели

Год	Официальный вылов (C_{off}), тыс. экз.	Общий вылов (C_{tot}), тыс. экз.	Индекс промысловых самцов ($surv_t$), тыс. экз.
1994	6,0	6,0	356,6
1995	2,5	2,5	236,4
1996	6,0	6,0	187,0
1997	15,0	15,0	238,7
1998	21,5	21,5	449,7
1999	37,5	37,5	542,7
2000	37,5	37,5	993,8
2001	100,0	250,0	921,3
2002	300,0	750,0	2145,9
2003	600,0	1500,0	9412,8
2004	305,0	787,0	9229,2
2005	1971,6	2910,0	7283,6
2006	3086,3	5811,0	6437,4

В качестве модели, описывающей динамику численности размерных групп, использовалась *LBA (length-based analysis; Zheng et al., 1995)*, в основу, которой положены уравнения [4–12] (раздел 1.3). Моделирование численности самцов камчатского краба с новым карапаксом и со старым происходит отдельно, при этом допускается, что естественная смертность у крабов всех размерных групп одинаковая. Сокращенный вид модели можно выразить через два основных уравнения:

$$N_{l+1,t+1} = \sum_{l'=1}^{l+1} \left[P_{l',l+1} \times (N_{l',t} + O_{l',t}) \times e^{-M} - C_{l',t} e^{(y-1)M} \right] \times m_{l',t} \times e^{nl} \Bigg\} R_{l+1,t+1}, \text{ и [36]}$$

$$O_{l+1,t+1} = [(N_{l+1,t} + O_{l+1,t}) \times e^{-M} - C_{l+1,t} \times e^{(y-1)M}] \times (1 - m_{l+1,t}) \times e^{ol} \quad [37]$$

где $N_{l,t}$ – численность крабов с новым карапаксом в размерной группе l и году t , $O_{l,y}$ – численность крабов со старым карапаксом в размерной группе l и году t , M – коэффициент естественной смертности, $m_{l,y}$ – вероятность линьки крабов размерной группы l в году t , $R_{l,y}$ – пополнение размерной группы l в году t , y – временная задержка от момента съемки до средней даты периода промысла, $P_{l',l}$ – пропорция линяющих крабов группы l' после одной линьки, достигающих группы l , $C_{l,t}$ – вылов крабов группы l в году t , nl и ol – ошибки наблюдений, априорные распределения которых равны обратному гамма-распределению с модами коэффициентов вариации индексов $N_{l,t}$ и $O_{l,t}$, полученных по съемкам. Учитывая, что съемки выполняются в конце года, допущение о межлиночном периоде крабов делалось на основании исследований российских и американских ученых (Левин, 2001; Zheng et al., 1995). Предполагалось, что крабы с экзоскелетом на стадии линьки 1 и 2 линяли в течение текущего года (крабы с новым экзоскелетом), а крабы с экзоскелетом на стадии линьки 3 и 4 – в течение предыдущих лет (крабы со старым экзоскелетом).

Для оценки абсолютной численности камчатского краба использованы серии индексов размерных групп, рассчитанные по результатам траловых съемок в 1994–2006 гг. Были определены 12 размерных групп с интервалом 10 мм по длине карапакса (*indCL90 – indCL200*, табл. 5). Из-за низкой облавливаемости молодых особей для первой размерной группы был установлен минимальный размер 90 мм по длине карапакса. В последнюю группу входят самцы с размерами равными и более 200 мм.

Индексы численности камчатского краба (тыс. экз.), использующиеся в модели *LBA*, по результатам съемок 1994–2006 гг.

Год	Размерные группы (<i>indCL90 – indCL200</i>)											
	90	100	110	120	130	140	150	160	170	180	190	200
1994	6	5	0	2	18	54	129	101	38	16	1	0
1995	2	4	17	31	10	31	56	83	45	12	3	0
1996	0	1	4	27	58	64	5	7	5	25	50	1
1997	1	2	4	21	13	4	48	97	12	52	6	6
1998	86	113	27	30	24	32	45	102	90	86	66	5
1999	114	49	255	138	50	64	64	95	100	108	53	8
2000	673	1195	431	218	171	227	149	147	93	108	42	45
2001	554	657	751	562	375	143	131	144	91	77	53	26
2002	61	50	113	281	593	864	591	180	49	7	3	1
2003	7	33	139	239	1006	2185	3280	2768	319	25	44	0
2004	63	89	149	245	415	1046	2149	3121	1590	213	1	1
2005	258	398	205	306	345	551	1452	2375	1996	451	121	3
2006	79	621	689	542	483	679	1023	1512	1675	934	168	40

Коэффициент улавливаемости для разных размерных групп функционально зависит от размеров крабов, входящих в эти группы (Zheng et al., 1995, Баканев, 2003). Отношение индексов к абсолютной численности групп обозначалось уравнением улавливаемости для каждой из 12 размерной группы:

$$q_{90} = CL90_t * (1/a * e^{-b*90})$$

$$\dots$$
[38]

$$q_{200} = CL200_t * (1/a * e^{-b*200}),$$

где a и b – коэффициенты, $CL90_t, \dots, CL200_t$ – численности групп по модели, рассчитываются как:

$$CL90_t = N_{90,t} + O_{90,t},$$

$$\dots,$$
[39]

$$CL200_t = N_{200,t} + O_{200,t}.$$

Принимается, что ошибки наблюдений $CL90_t : CL200_t$ распределяются логнормально и распределение в уравнениях наблюдений данных выглядит так:

$$indCL90 \sim q_{90} CL90_t e^{\delta_{90}},$$

$$\dots$$
[40]

$$indCI200_t \sim q_{200} CL200_t e^{\delta_{200}},$$

где δ_l – ошибка наблюдений для группы l .

Данные по общему вылову были разделены на 8 размерных групп (табл. 6). Требуется определить следующие параметры: M , $m_{l,t}$, a , b , коэффициентов улавливаемости, ошибок наблюдений и численности крабов для первого года исследований по размерным группам. С тем чтобы избежать излишней параметризации модели оценка вероятности линьки $m_{l,t}$ и перехода из одной размерной группы в другую была получена с помощью модуля «Поиск решения», программы MS Excel с использованием метода поиска Ньютона.

Таблица 6

Общий вылов камчатского краба по размерным группам ($C_{l,t}$, тыс. экз.) в Баренцевом море в 1994–2006 гг., использующийся в модели *LBA*

Год	Размерные группы, ДК (мм)								Общий
	130	140	150	160	170	180	190	200	
1994	0,3	1,1	2,1	1,8	0,6	0,1	0,1	0,0	6,0
1995	0,1	0,2	0,7	0,9	0,4	0,2	0,1	0,0	2,5
1996	0,6	0,8	0,7	1,2	1,3	1,0	0,5	0,1	6,0
1997	2,1	2,2	2,7	4,1	2,1	1,4	0,7	0,1	15,0
1998	1,1	3,0	6,1	6,7	3,0	1,2	0,6	0,1	21,5
1999	2,0	5,2	10,7	11,6	5,2	2,1	1,0	0,2	37,5
2000	1,9	5,0	10,2	11,2	5,0	2,0	1,0	0,2	37,5
2001	13,2	34,5	71,0	77,5	34,5	13,8	6,9	1,4	250,0
2002	39,5	103,5	213,0	232,4	103,6	41,3	20,7	4,1	750,0
2003	79,1	207,0	426,0	464,9	207,3	82,7	41,3	8,3	1500,0
2004	41,1	107,5	221,2	241,4	107,6	42,9	21,5	4,3	787,0
2005	0,0	0,0	0,0	105,9	113,0	56,5	12,7	2,8	2910,0
2006	0,0	0,0	0,0	2115,7	2256,7	1128,3	253,9	56,4	5811,0

На основе модели *LBA* в 90-е годы прошлого столетия была разработана модель *CSA* (*catch survey analysis*). *CSA* является частным случаем *LBA*, когда численность популяции мала для получения качественных данных по размерному составу (см. раздел 1.4). Отличие модели *CSA* от *LBA* состоит лишь в том, что в ней используются более укрупненные размерные группы, а в расчетах приемлемо использовать данные по размерному составу лишь половозрелых самцов. Согласно уравнениям [13, 14], для оценки численности ненаблюдаемых переменных *пререкрутов* (PR_t), *рекрутов* (RE_t) и

пострекрутов (PO_t) использованы серии индексов соответствующих размерных групп, полученные в ходе траловых съемок в 1994–2006 гг. ($survPR_t, survRE_t, survPO_t$, табл. 7).

Таблица 7

Индексы численности размерных групп камчатского краба (тыс. экз.) в Баренцевом море в 1994–2006 гг., использующиеся в модели *CSA*

Год	Индекс пререкрутов, $survPR_t$, тыс. экз.	Индекс рекрутов, $survRE_t$, тыс. экз.	Индекс пострекрутов, $survPO_t$, тыс. экз.
1994	4,061	35,507	321,124
1995	48,719	21,499	214,875
1996	54,245	58,175	128,822
1997	30,556	10,609	228,104
1998	53,776	49,233	400,436
1999	339,146	73,387	469,272
2000	492,926	288,171	705,673
2001	1485,009	294,391	626,863
2002	486,129	1251,492	894,419
2003	568,711	2238,243	7174,524
2004	381,363	989,098	7132,461
2005	469,771	503,437	6626,721
2006	1057,046	700,927	5299,501

Отношение этих индексов к абсолютной численности обозначалось дифференцированными коэффициентами улавливаемости для каждой из трех групп: q_{pr} , q_{re} , q_{po} . Принимается, что ошибки наблюдений pr , re , po распределяются логнормально и уравнения связи наблюдаемых переменных с расчетными выглядят так: $survPR_t \sim q_{pr}PR_t e^{pr}$, $survRE_t \sim q_{re}RE_t e^{re}$, $survPO_t \sim q_{po}PO_t e^{po}$. В модели использовались два ряда данных, характеризующие ежегодную интенсивность промыслового изъятия: официальный вылов C_{off} , общий вылов с учетом нелегального C_{tot} (табл. 4). Требуется определить следующие параметры: вероятность линьки для пререкрутов (m_{pr}), параметры роста ($G_{PR,RE}, G_{PR,PO}$), коэффициент естественной смертности (M), коэффициенты улавливаемости, ошибки наблюдений и численность трех размерных групп краба для первого года исследований.

2.4. Оценка параметров моделей

Для оценки параметров моделей и расчетных переменных используется байесовский подход. Он базируется на следующих четырех компонентах. Априорная (предварительная) информация (PRIORS) и данные (DATA), полученные в ходе эксперимента, объединяются с помощью некоего метода (*method*) для получения апостериорного (POSTERIOR) знания. Эти компоненты могут быть представлены в виде:

$$\text{PRIORS} + \text{DATA} \xrightarrow{\text{method}} \text{POSTERIOR} \quad [41]$$

Данная формула – запись уравнения Байеса, принятая в статистике (см. раздел 1.3; уравнения [17–19]). Входной компонент DATA представляет собой индексы численности краба, оцененные по съемкам, и вылов. В качестве компоненты PRIORS берется предварительное (приблизительное) знание о параметрах модели, количественно представленное в виде распределений вероятностей их возможных значений. В качестве компоненты POSTERIOR выступает существенно уточненное знание о параметрах модели, также представленное в виде распределений вероятностей значений. Метод расчета POSTERIOR зависит от сложности моделируемых процессов. Для описания биологических процессов с высокой степенью неопределенности использовался алгоритм вычисления, основанный на построении цепи Маркова (рис. 11). Для этого применяется итерационная процедура, на каждом шаге которой рассчитываются модельные значения параметров и переменных. Каждый итерационный шаг включает в себя три этапа.

На первом этапе первой итерации происходит расчет численности животных (*data*) по биологической модели (BIO) с использованием стартовых (начальных) значений параметров и переменных (INITS). Биологическая модель в нашем случае представляет собой одну из трех, описанных ранее: продукционную, *LBA* или *CSA*. Стартовые значения генерируются встроенным модулем программы, а затем, если необходимо, корректируются с учетом биологически правдоподобных значений. На первом этапе второй и последующих итераций берутся величины параметров и переменных, рассчитанные в ходе предыдущей итерации.

На втором этапе модельные и эмпирические (DATA) значения численности включаются в функцию правдоподобия (LIKELIHOOD, уравнение [22]) и вычисляется (*like*) мера их согласованности, то есть определяется вероятность того, что эмпирические значения могут быть получены с использованием данной биологической модели с заданными стартовыми значениями параметров и переменных.

На третьем этапе по формуле Байеса (BAYES, уравнение [19]) количественно оценивается способность модели с заданными параметрами (PRIORS) генерировать

эмпирические значения DATA. В процессе расчетов происходит настройка параметров (PRIORS) в условиях, характеризуемых данными наблюдения (DATA), и рассчитываются новые апостериорные значения модельных параметров и переменных. Оцененные показатели параметров и рассчитанные модельные переменные, характеризующие модель в данный момент, играют роль начальных условий для следующей итерации.

Данная процедура расчета является заключительным этапом одного итерационного шага или звена в цепи Маркова (MCMC) и реализована с использованием метода Гиббса. В процессе итераций генерируются (*stat*) выборки распределений значений параметров и расчетных переменных. Статистический анализ таких выборок, в который входит расчет средних, ошибок средних, стандартных отклонений, медиан и доверительных интервалов параметров, является результатом прогона модели. Окончание итерационного процесса (прогона) происходит, когда ошибка среднего искомого параметра, рассчитанная в цепи Маркова, составит менее 5% его стандартного отклонения (Spiegelhalter et al., 2000).

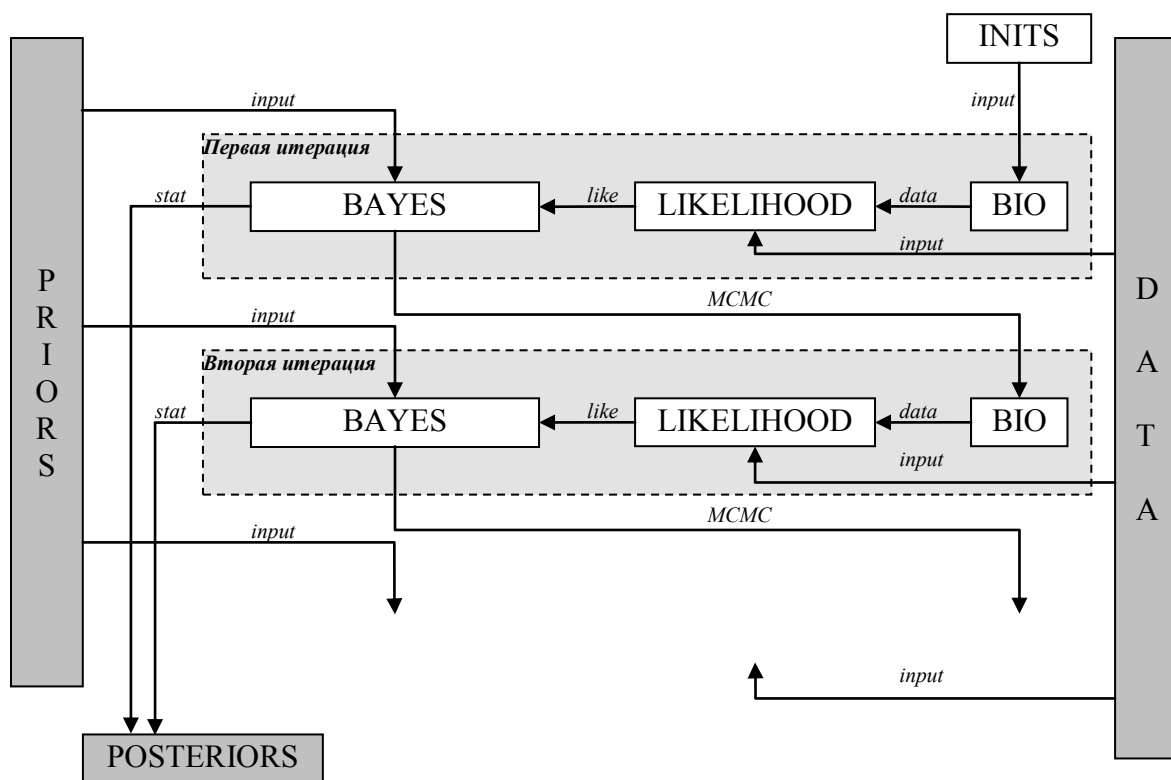


Рис. 11. Принципиальная блок-схема оценки параметров биологических моделей (показаны два итерационных шага).

- DATA – эмпирические данные;
- INITs – стартовые значения параметров и переменных;
- PRIORS – априорные распределения параметров;
- POSTERIORs – апостериорные распределения параметров и переменных;
- BIO – биологическая модель (уравнение популяционной динамики);
- LIKELIHOOD – функция правдоподобия;

BAYES – формула Байеса;
input – ввод данных;
data – расчет численности животных по биологической модели;
like – расчет правдоподобия;
MCMC – переход к следующей итерации;
stat – расчет апостериорных распределений параметров и переменных.

После итерационного прогона суммарная выходная статистика подвергалась анализу. Для оценки качества настройки модели выполнялось сравнение фактических значений и их апостериорных (рассчитанных в модели) распределений с использованием двух критериев согласия:

Во-первых, рассчитывались остатки, т.е. разности между логарифмами фактических индексов численности по съемке и рассчитанных индексов по модели. Чем лучше модель согласуется с данными, тем меньше величина остатков. Суммарная статистика отклонений (*RSS*, от residual sum of squares) показала степень смещения модельных значений от наблюдаемых всего временного ряда: $RSS = \sum_t (\ln N_t - \ln N'_t)^2$, где N_t – наблюдаемый индекс численности по съемки, N'_t – расчетный индекс численности по модели.

Во-вторых, адекватность модели анализировалась путем сравнения распределения каждой фактической величины со своим апостериорным прогнозным распределением (Gelman et al., 1992, 1995). При этом после настройки параметров в модели имитируется набор наблюдаемых данных. Вероятности имитируемых значений фактических величин $data_{rep}$ имеют распределение:

$$P(data_{rep} | data_{obs}) = \int P(data_{rep} | \theta) P(\theta | data_{obs}) d\theta. \quad [42]$$

В выражении [42] показатель $P(data_{rep} | \theta)$ представляет собой выборку наблюдений из распределений, рассчитанных в модели – $P(\theta | data_{obs})$.

Данный критерий проверяет, нет ли смещения наблюдаемого индекса численности относительно медианы распределения имитируемых на каждой итерации модели индексов численности. Степень отклонения суммируется в векторе *p*-значений, рассчитываемых как пропорция *N*-итераций, в которых выборка имитируемых данных наблюдения из апостериорного распределения превышает истинные значения данных наблюдения:

$$p.value = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N I((data_j^{rep}, \theta_j) - (data^{obs}, \theta_j)), \quad [43]$$

где $I(x) = 1$, если x истинно, и $I(x) = 0$ если, x ложно. Величины близкие к 1 или 0 в векторе p -значений показывают, что набор фактических значений в значительной мере отклоняется от медианы апостериорного распределения. Величина $p.value$ близкая к 0,5 показывает, что расчетная величина $data_j^{rep}$ приблизительно в 50% случаев больше входного значения и в 50% – меньше, то есть отклонения не имеют систематического смещения.

За этапом оценки качества настройки параметров производится исследование моделируемой популяционной динамики, выясняется степень адекватности полученной модели. При этом оценивается поведение популяции при различных исходных предпосылках, например, меняются показатели степени эксплуатации, величины пополнения, уровня естественной смертности, продукционной способности популяции. Процесс исследования модели напрямую связан с конечной целью моделирования в нашей работе – определением популяционных параметров. В свою очередь показатели популяционных параметров являются основой для определения биологических и управленческих ориентиров при выработке стратегии рационального промыслового использования данной популяции.

Байесовский подход позволяет рассчитывать как вероятностное распределение модельных параметров, так и вероятность их распределения относительно определенных ориентиров или точек управления, например ориентиров предосторожного подхода (FAO, 1996). Для того чтобы определить риск превышения какого-либо лимитирующего ориентира управления за десятилетний период при определенном режиме изъятия, достаточно добавить в сценарий расчетов десятилетнюю серию состояний с входными данными этого режима изъятия. Используя индекс численности B в качестве примера, можно рассчитать риск снижения численности ниже определенного лимита в году t :

$$risk_t = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N I(limit - B_{ij}), \quad [44]$$

где $limit$ – значение ориентира управления, B_{ij} – значение численности B_i при j -ой итерации. $I(x)$ равно 1 если логическое значение x равно истине, 0 если x – ложь, N – количество итераций при подсчете риска. Уравнение [44], известное также как «ступенчатая функция» (step function, Spiegelhalter et al., 2000), служит основой для риск-анализа, широко применяемого, в настоящее время, в различных отраслях прикладной биологии. Стоит отметить, что ориентир управления может выражаться в данном случае не только числом, но и вероятностным распределением, что реалистичнее отражает тезис о неопределенности при модельных расчетах динамики запаса.

В настоящей работе проводятся варианты расчетов оценок прогнозируемой численности крабов с различной степенью эксплуатации запаса, величиной пополнения и коэффициентами улавливаемости. Также осуществляется оценка рисков превышения пороговых величин различных параметров.

Алгоритм расчетов и статистическая обработка полученных результатов были реализованы в программном продукте WinBUGS v.1.3, разработанном в Медицинском исследовательском центре в Кембридже (www.mrc-bsu.cam.ac.uk/bugs; Gilks et al., 1994, Spiegelhalter et al., 2000). Программа снабжена руководством пользователя, в котором подробно описан байесовский алгоритм пошаговой реализации математической модели, оценки параметров и диагностики. Визуализация полученных данных, а также дополнительная статистическая обработка полученных результатов была реализована в программах Microsoft Excel 2003 и Statistica 6.0 StatSoft.

Глава 3

Популяционные характеристики камчатского краба в Баренцевом море

Камчатский краб относительно недавно вошел в состав экосистемы Баренцева моря. Вид еще слабо изучен, и поэтому интересна любая информация о его биологии в этом регионе. Оценка особенностей формирования популяции камчатского краба в процессе его адаптации к новым условиям обитания дает возможность проследить общие закономерности изменений популяционных характеристик видов-вселенцев во время акклиматизации. Кроме того, камчатский краб имеет рекордную продолжительность жизни среди большинства известных интродуцентов – до 35 лет (Marukawa, 1933). Благодаря этому процесс его натурализации существенно отличается от вселения короткоциклических и среднециклических видов рыб и беспозвоночных. Изучение долговременных изменений популяционных характеристик тем самым позволяет получить уникальные данные для дальнейшего развития теоретических основ акклиматизации.

Обладая огромной экологической емкостью, экосистема Баренцева моря является средой, где возможности роста популяции и достижения ею пороговой численности трудно оценить традиционными методами. Отсутствие опыта по вселению аналогичных видов, наличие многочисленных субъективных экспертных оценок и дефицит биостатистической информации усложняют процесс анализа текущего состояния популяции и прогноз динамики ее численности. Весьма полезным и эффективным в такой ситуации может стать использование современных статистических методов, основанных на количественной интеграции разнородной информации, в том числе:

- точечных замеров и значений параметров, полученных в ходе экспериментов или наблюдений;
- допустимых интервалов их изменения, основанных на статистическом анализе данных;
- статистических законов распределения для отдельных величин;
- лингвистических критериев и ограничений, полученных от специалистов-экспертов.

Ниже рассматривается такого рода информация, в том числе основные популяционные свойства и характеристики, полученные в ходе полевых исследований и послужившие базой в последующем анализе состояния популяции.

3.1. Распределение общей численности и размерно-возрастной состав самцов

Оценка динамики относительной численности ракообразных является основой для изучения их популяционной структуры. По соотношению полов и разных размерных групп на исследовательской акватории можно судить о характере возрастных и нерестовых миграций, уровне пополнения и убыли, степени воздействия промысла. Результаты траловых съемок показали, что за период исследований структура популяции камчатского краба претерпела существенные изменения (рис.12; табл. 8). Активное расселение краба стало отмечаться с начала 90-х годов прошлого столетия. По данным траловой съемки 1994 г., наибольшая относительная численность камчатского краба (200 тыс. экз.) была в Варангерфьорде (рис. 13). Основу уловов в этом районе составили пострекруты – 88 % от всех половозрелых самцов. Численность крабов в остальных группах была крайне низкой. Доля непромысловых самцов составила всего 3 %, а пререкрутов-2, встречавшихся в траловых уловах лишь в Варангерфьорде, – 2 % от общей численности половозрелых крабов.

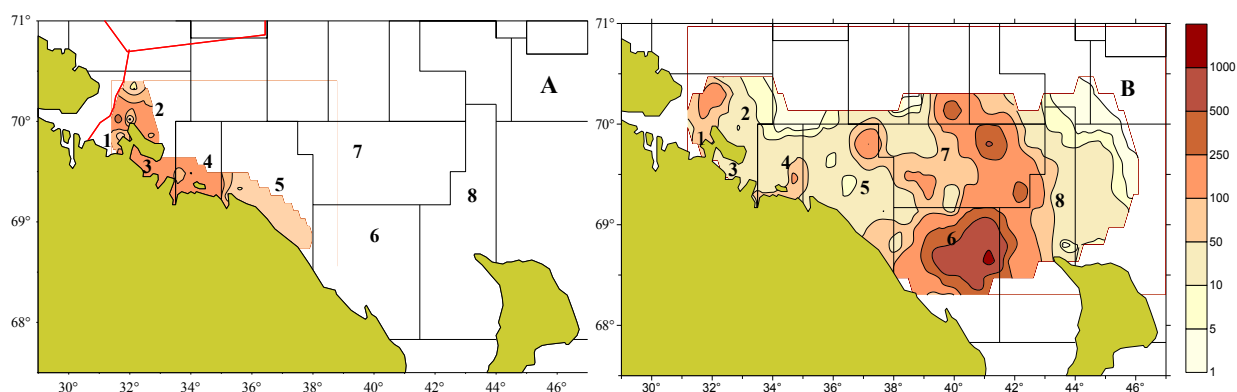


Рис. 12. Распределение относительной численности самцов камчатского краба (экз./кв. км) в Баренцевом море в 1994 (А) и 2006 (В) годах в районах исследования (1– Варангерфьорд; 2 – Рыбачья банка; 3 – Мотовский залив; 4 – Кильдинская банка; 5 – Западный Прибрежный район; 6 – Восточный Прибрежный район; 7 – Мурманское мелководье; 8 – Канинская банка)

Таблица 8

Индексы численности самцов камчатского краба в Баренцевом море по результатам исследовательских съемок 1994–2006 гг.

Группы/ Год	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Пререкруты-2	6	13	4	6	168	116	1706	1082	55	58	159	743	1009
Пререкруты	4	49	54	31	54	339	493	1485	486	569	429	505	1132
Рекруты	36	21	58	11	49	73	288	294	1251	2238	1046	515	736
Пострекруты	321	215	129	228	400	469	706	627	894	7175	7595	6768	5653
Итого	367	298	245	276	671	998	3193	3489	2687	10039	9229	8532	8530

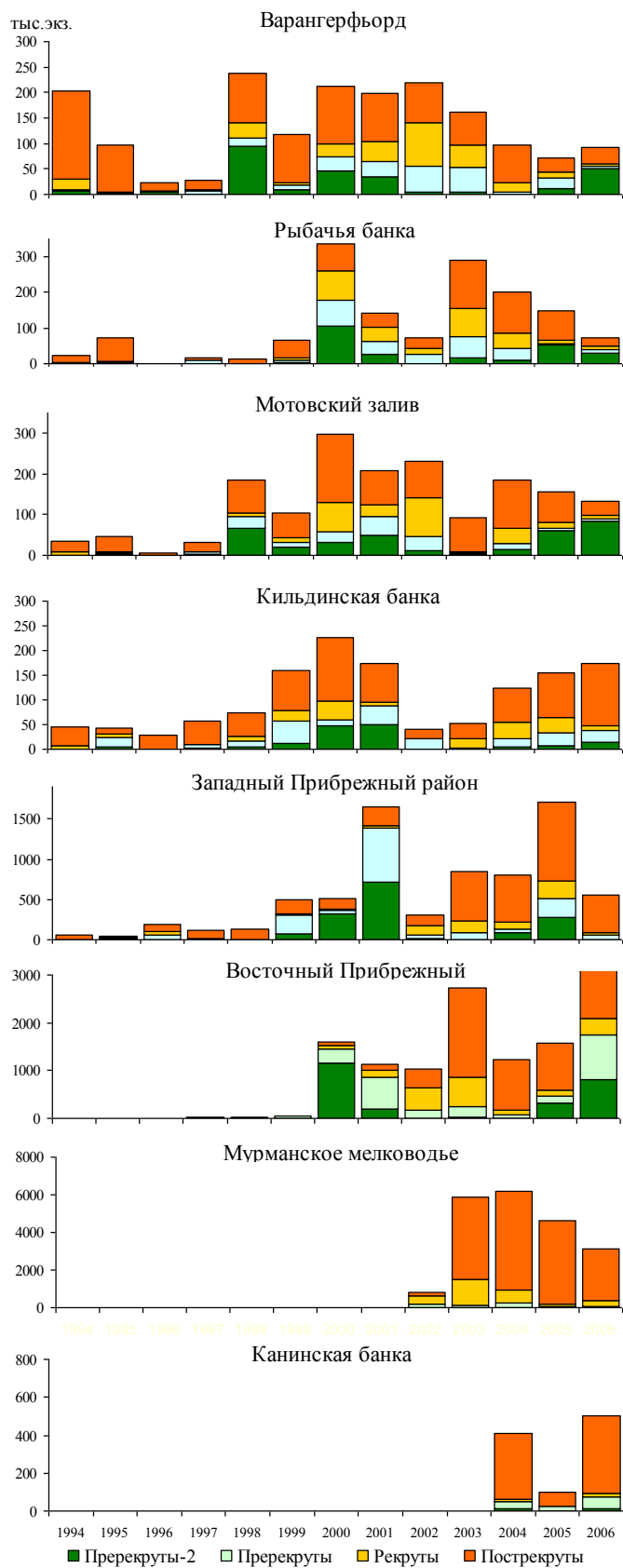


Рис.13. Размерно-возрастной состав самцов камчатского краба, рассчитанный по результатам исследовательских съемок в промысловых районах Баренцева моря в 1994–2006 гг.

В 1995 г. доля непромысловых самцов увеличилась на всей исследуемой акватории. Пререкруты-2 отмечались восточнее Варангерфьорда вплоть до Кильдинской банки, а в 1999 г. они впервые были обнаружены в Западном Прибрежном районе. В последующие годы соотношение размерно-половых групп менялось в сторону увеличения доли особей из непромысловых групп (пререкруты и пререкруты-2) как за счет увеличения численности в традиционных районах обитания, так и вследствие расширения ареала на восток и север. В 1995–1998 гг. доля непромысловых самцов колебалась от 13 до 34 %, с 1999 г. увеличилась до 45 %, а в последующие два года – до максимального уровня 69–71 %. Увеличение индекса численности непромысловых самцов в 1999 г. произошло за счет учета плотных скоплений краба в Западном Прибрежном районе, а также в результате учета впервые отмеченной молодежи в Восточном Прибрежном районе. В следующем году молодежь, представленная пререкрутами-2, в большом количестве регистрировалась в этих районах и составила основу общей численности краба всего баренцевоморского запаса.

В 2000–2001 гг. доля половозрелых самцов в Восточном и Западном Прибрежных районах составляла 65–77 % от общей численности, 2/3 из которых были представлены непромысловыми особями. Высокоурожайное «поколение» пререкрутов-2, проявившихся в восточных районах в 2000 г., в следующем году перешло в группу пререкрутов, доля которых, увеличившись до максимальной за весь период наблюдений, составила 37 %. В 2002 г. эта группа вступила в промысловое стадо. В результате его численность возросла более чем в 1,5 раза. Доля рекрутов в общей численности половозрелых самцов составила 49 %, что в 5 раз выше среднемноголетнего уровня за 1994–2001 гг. В 2003 г. эта когорта пополнила группу пострекрутов и составила основу промыслового запаса. Численность пререкрутов-2 в 2001 г. также была выше среднемноголетней, но в связи с тем, что размерные группы условно соответствуют поколениям, возможно, эта группа относится к «поколению» пререкрутов-2 в 2000 г. Тем не менее осенняя съемка 2002 г. показала, что оцененная относительная численность этой группы при переходе в пререкруты снизилась вдвое. Возможно, причины такого снижения оценок следующие:

- недооценка численности вследствие миграции крабов этой группы в недоступную для траловой съемки зону (например, прибрежные участки);
- изменение уловистости трала по отношению к этой группе;
- увеличение частоты линьки пререкрутов-2 и переход их сразу в группу рекрутов или, наоборот, пропуск линьки, в результате которого крабы остались в группе пререкрутов-2;
- увеличение естественной смертности;

– рост смертности непромысловых крабов, возвращенных в море при ловушечном промысле;

– переоценка численности пререкрутов-2 в предыдущей съемке 2001 года.

Такие факторы могут быть приняты в расчет при любом резком снижении численности размерно-возрастных групп краба. Кроме того, при рассмотрении причин снижения численности старших возрастных групп нужно учитывать изменения промысловой смертности, в том числе интенсивность браконьерского лова и прилова краба на донном промысле рыб (Пинчуков и др., 2003). Помимо резкой естественной убыли численности группы, возможна также ее переоценка в ходе предыдущей съемки. Такая ситуация может возникнуть при некорректном использовании площадного метода, например при выполнении недостаточного числа тралений в стратах с площадью, значительно превышающей среднюю, где единично регистрировались высокие уловы. Это также приводит к увеличению дисперсии оценки численности популяции и, соответственно, к увеличению неопределенности полученных результатов (Doubleday, 1981).

В силу одного из вышеуказанных факторов результаты съемки 2002 г. показали сравнительно низкую численность непромысловых крабов. Тем не менее, основываясь на результатах предыдущих съемок, мы не можем считать крайне низкую численность пререкрутов-2 в 2002 г., доля которых составила 2 %, основанием для пессимистического прогноза. Так, например, оцененная в 1994 г. численность пререкрутов-2 составила 6 тыс. экз., а в 1995 г. численность пререкрутов была определена в 49 тыс. экз., а в 1996 г. численность рекрутов уже составила 58 тыс. особей. В 1996 г. численность пререкрутов-2 также была оценена на крайне низком уровне, тогда как в 1998 г. оценка численности этой группы возросла более чем в 10 раз.

Соотношение пререкрутов в году t и рекрутов в году $t+1$ за весь период наблюдений также менялось, в 1994–1997 гг. оно составило 0,62–0,84 (исключая аномальное соотношение в 1995 г. – 5,11), а в 1998–2000 гг. – 1,20–1,65. Из этого следует, что за последние годы относительная численность пререкрутов растет, соотношение размерно-возрастных групп приближается к параметрам популяций на Дальнем Востоке. Изменение соотношения этих групп дает основание предполагать, что при переходе популяции на конечный этап акклиматизации – натурализацию – оценка численности пререкрутов станет более надежным показателем, количественно характеризующий поколение, и, возможно, основой для прогностических оценок.

Анализ входных данных показал, что динамика индексов численности нестабильна, особенно в период 2000–2003 гг. В настоящий период численность пререкрутов-2,

оцениваемая в ходе траловой съемки, не может служить достоверным показателем мощности поколения.

Более надежным индикатором может быть индекс численности пререкрутов, которой лучше коррелирует с оценкой численности промыслового запаса последующего года. С другой стороны, появление высокоурожайных поколений и регистрация их на протяжении ряда лет позволяют более явно отслеживать динамику запаса. На начальном этапе для моделирования динамики популяции мы использовали индексы численности пререкрутов, рекрутов, пострекрутов, как наиболее точные.

3.2. Репродуктивные параметры

Существенными показателями состояния популяции вида являются некоторые параметры, характеризующие его репродуктивный потенциал (Хмелева, 1973; Никольский, 1974). В нашей работе под репродуктивным потенциалом понимается комплексный параметр, в состав которого входят относительная численность самок, их размер созревания, индивидуальная и популяционная плодовитость.

Индекс численности самок

Оценка состояния популяции вселенцев, численность которой на ранних этапах акклиматизации постоянно увеличивается, а ареал расширяется, требует подробного анализа данных по репродукции. Чтобы оценить репродуктивные параметры популяции, такие как популяционная плодовитость, численность нерестового запаса, необходимо проанализировать индексы численности самок камчатского краба и точность их оценки. Проблема оценки баренцевоморской популяции с помощью траловой съемки состоит главным образом в точном анализе численности крабов прибрежной части ареала, распределяющихся на труднодоступных для тралового лова участках.

В результате исследований в российских водах установлены участки с глубинами менее 100 м, где плотность концентраций молоди и самок краба выше, чем самцов промыслового размера (Кузьмин, Беренбойм, 2000). В таких прибрежных районах оценка численности траловой съемкой снижает свою точность по сравнению с мористыми участками акватории исследования. Коэффициенты вариации (CV) индексов численности в стратах с глубинами до 100 м нередко возрастают до 70–80%. Поэтому оценку численности самок камчатского краба принято считать менее точной, по сравнению с индексами промыслового запаса. Скачкообразное изменение величин индексов по районам, по-видимому, связано не с биологическим состоянием запаса, а с ошибками метода оценки (рис. 14, табл. 9). Тем не менее, даже на таких зашумленных данных

просматривается тенденция к увеличению численности половозрелых самок в течение всего временного ряда. При расширении ареала и распространении самок краба в северном и восточном направлении траловая съемка запасов будет в большей степени охватывать участки с благоприятными грунтами, тем самым оценка в стратах с глубинами менее 100 м будет уменьшать свою значимость. Возможно, что с дальнейшим увеличением численности краба будет уменьшаться и значимость случайных ошибок.

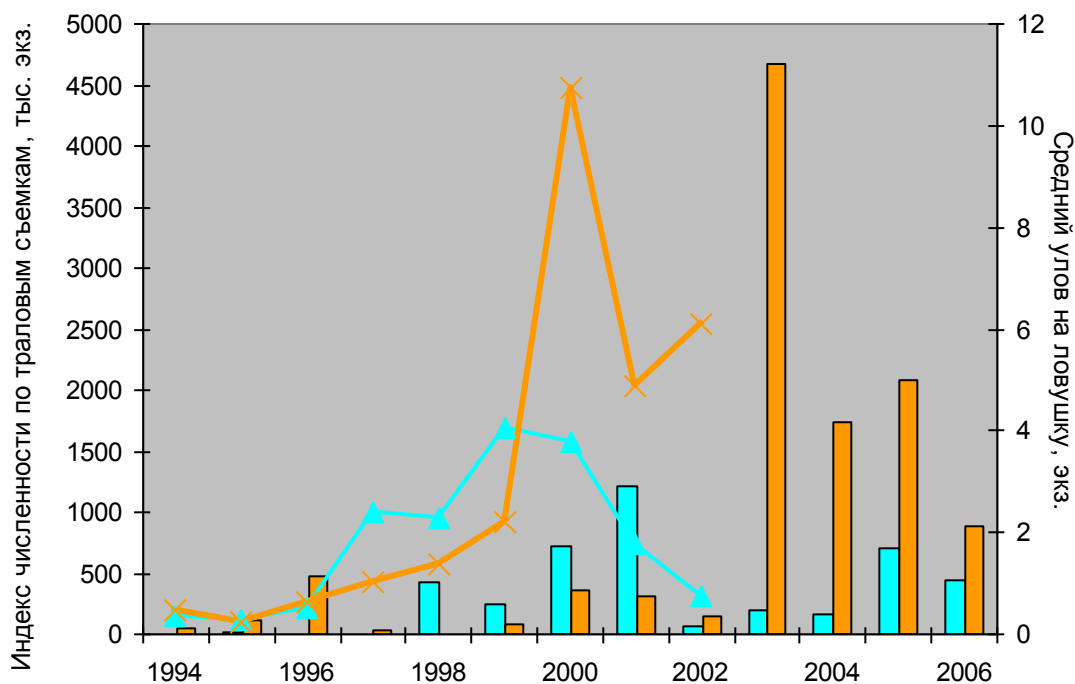


Рис.14. Динамика индексов численности самок с икрой (оранжевые столбики) и без икры (голубые столбики) и уловов на усилие (средний улов на 1 ловушку) самок с икрой (оранжевая линия) и без икры (голубая линия) в Баренцевом море в 1994–2006 гг.

Таблица 9

Индексы численности самок и основные репродуктивные параметры баренцевоморской популяции камчатского краба в 1994–2003 гг.

Параметры/годы	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Индекс численности самок без икры, тыс. экз.	0,3	14,4	0	6,8	421,8	252,6	721,0	1216,7	73,5	191,4
Индекс численности самок с икрой, тыс. экз.	51,4	112,2	479,6	27,4	2,3	74,4	363,2	312,4	153,7	4642,0
Средний улов на ловушку самок без икры, экз.	0,34	0,26	0,53	2,39	2,27	4,04	3,77	1,75	0,77	
Средний улов на ловушку самок с икрой, экз.	0,468	0,24	0,64	1,03	1,37	2,19	10,74	4,86	6,12	
Средняя ДК при 50% созревании, мм		115	113	112	108	125	108	104	104	100
Средняя плодовитость самок с ДК 110–139 мм, тыс. экз.	203	177	181	156	176	160	159	153		163
Индекс популяционной плодовитости, млрд. икринок	10,4	19,8	87,0	4,3	0,4	11,9	57,8	47,9		758,2

В течение всего периода исследования отмечается расширение ареала краба в российской экономической зоне, как в северном, так и восточном направлении. Так в 1994–1995 гг. икранные самки были отмечены в незначительном количестве в районах Рыбачьей и Кильдинской банок, неполовозрелая молодежь отмечалась единично. В большей степени самки присутствовали в уловах при экспериментальных ловушечных постановках во время траловых съемок. Постановки ловушек в прибрежных районах с глубинами до 100 м подтвердили наличие самок, как с икрой, так и без нее. Средний улов на ловушку неполовозрелой молодежи оказался ниже, чем самок с икрой. Наиболее плотные скопления самок были отмечены в губах и заливах Варангерфьорда и Мотовского залива, а так же в г. Медвежья в районе Кильдинской банки. Результаты экспериментального промысла показали крайне низкий прилов самок на глубинах свыше 150 м.

В 1995–1996 гг. численность самок камчатского краба увеличилась. Самки в траловых уловах помимо традиционных районов были отмечены также в Западном Прибрежном районе. В ловушечных уловах возросла доля прилова молодежи. Самки без икры имели модальные размеры по длине карапакса 90–110 мм, а самки с икрой – 125–150 мм. Во время экспериментального тралового промысла было отмечено, что в октябре-

ноябре самки с икрой мигрируют в районы с большими глубинами. В 1997–1999 гг. индексы численности икряных самок были крайне низки. Половозрелые самки в траловых уловах встречались единично в районах Варангерфьорда и Рыбачьей банки. Тем не менее, результаты ловушечных исследований показали стабильный рост численности на единицу усилий (рис. 14, табл. 9). В эти годы впервые отмечались высокие уловы неполовозрелых особей в Восточном Прибрежном районе. Модальные размеры этой молодежи составили в 1997 г. – 70–80 мм по ДК, в 1998 г. – 90–100 мм, а в 1999 г. – 110–120 мм. В 1999 г. это поколение стало пополнять нерестовый запас, который в 2000 г. резко возрос. В 1998 г. было отмечено еще одно высокоурожайное поколение с модальными размерами 50–60 мм, которое в 2001 г. частично участвовало в нересте. Эти два поколения составили основу для нерестовой биомассы 2002–2003 гг., которая по результатам съемки 2003 г. оценена как максимальная (табл. 9).

В 2000–2001 гг. численность самок увеличивалась, главным образом за счет расширения ареала на восток и северо-восток. Увеличение индекса численности произошло за счет учета плотных скоплений краба в Западном и Восточном Прибрежных районах. С 2001 г. полимодальное распределение размерного состава сменилось на одномодальное, как для самок без икры, так и для самок с икрой. По результатам экспериментальных ловушечных постановок уловы на усилие самок без икры снижались с 1999 по 2002 гг. (рис. 14). Резкий скачок улова на усилие для икроносных самок в 2000 г. мы связываем с их характером распределения. Экспериментальные ловушечные исследования во время траловых съемок направлены в основном на поимку и мечение молодежи, поэтому постановки порядков выполнялись в прибрежной зоне. Вероятно в 2000 г. произошла задержка миграции половозрелых самок с участков нерестилищ прибрежной зоны, тем самым, обусловив высокие плотности в этих районах.

В 2002 г. наблюдалось падение индекса численности самок с икрой и без нее по результатам траловой съемки. Уловы при ловушечных исследованиях самок с икрой оставались на стабильно высоком уровне, а молодежи постепенно снизились до минимального уровня 1995–1996 гг. Возможно, в ходе траловой съемки произошел недоучет самок с икрой, которые в этот период распределялись в узкой прибрежной полосе. Динамика же численности неполовозрелых особей оценена адекватно, поскольку направление трендов 2001–2002 гг. совпадают для индексов по траловым съемкам и для уловов на усилие по ловушечным исследованиям. Анализ размерного состава также дает косвенное доказательство уменьшения относительной численности молодежи с 1,7 млн. экз. в 2000 до 50 тыс. экз. в 2002–2003 гг. Поколение, появившееся в ловушечных уловах в

2000 г. и представленное самками с модальными размерами длины карапакса 50–60 мм, в последующих исследованиях не отмечено как многочисленное. Высокая оценка численности в 2003 г. обусловлена плотными скоплениями самок с икрой в Восточном Прибрежном районе, где было поймано 74 % всех самок. Высокие индексы численности были также отмечены в Варангерфьорде, Мотовском заливе и на Рыбачьей банки. Такая высокая величина индекса численности связана, вероятно, с причинами, имеющими разную природу:

- 1) поздние сроки выполнения съемки позволили более полно оценить самок, мигрирующих в это время с нерестовых участков в нагульные районы;
- 2) пополнение нерестовой части многочисленными поколениями, впервые отмеченные в 1997–1998 гг.;
- 3) расширением ареала и увеличением численности на восток и северо-восток и соответственно увеличением числа районов с более благоприятным для тралового лова грунтом;
- 4) смена судна, на котором проводилась съемка могла сказаться на уловистости трала.

В 2003 г. не производился лов ловушечными порядками во время траловой съемки, поэтому временной ряд индексов производительности крабовой ловушки был прерван. Вероятно, причины такой резкой вспышки будут ясны в результате дальнейших исследований. В 2004–2006 гг. индекс численности самок с икрой снизился по сравнению с уровнем 2003 г., но остается гораздо выше среднегодового.

В настоящее время значительные скачки в индексах численности самок камчатского краба ставят под сомнение использование трала при оценке нерестового запаса. Коэффициенты вариации индексов в стратах и районах достигают 50–60%, а в некоторые годы 70–80%. Тем не менее, тенденции в увеличении численности и расширении ареала позволяют предположить, что в будущем за счет включения новых районов с благоприятными грунтами в акваторию проведения съемки, позволят снизить случайную ошибку и сделать оценку более точной.

Индивидуальная и популяционная плодовитость

В течение всего периода наблюдений средняя индивидуальная плодовитость у самок разных размерных групп колебалась в узких пределах (рис. 15) и варьировала в интервале 150–300 тыс. икринок у самок с длиной карапакса 120–149 мм, которые в

1994–2003 составляли основу нерестового запаса. В 2003 г. у самок с длиной карапакса свыше 140 мм наблюдалось статистически значимое снижение средней плодовитости (рис.16). Тем не менее, влияние на популяционную плодовитость этого снижения сравнительно низкое, так как относительная численность самок с длиной карапакса свыше 149 мм составила 2,7–6,3 %. Средневзвешенная плодовитость основной массы самок камчатского краба оставалась в 2003 г. на среднемноголетнем уровне (табл. 9). Возможно, снижение этого показателя у самок с размерами 130–170 мм не случайное и связано с антропогенными или биогенными факторами. Дальнейшие исследования плодовитости камчатского краба позволят сделать вывод о степени случайности таких изменений в межгодовой динамике плодовитости самок старших возрастов.

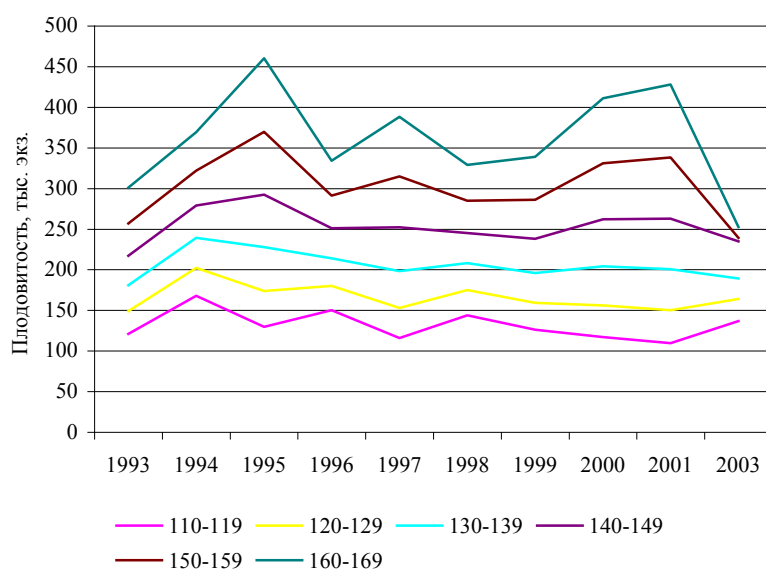


Рис.15. Межгодовая динамика средневзвешенной абсолютной индивидуальной плодовитости (АИП) у самок разных размерных групп (размер в мм по длине карапакса).

Популяционная плодовитость в период исследований варьировала в широких пределах от 0,4 до 758,2 млрд. икринок (табл. 9). Сильная изменчивость этой оценки не позволяет говорить о реальной динамике этого параметра. Тем не менее, в течение всего периода наблюдений с 1994 по 2003 гг. прослеживается тенденция к росту величины популяционной плодовитости. В 2003 г. этот параметр имел максимальное значение, за счет значительного скачка численности самок с икрой.

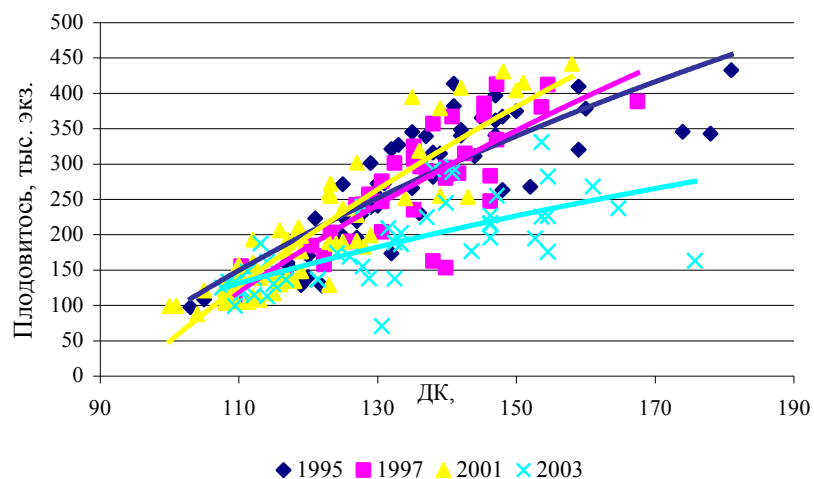


Рис.16. Связь между длиной карапакса (ДК) самок камчатского краба и их АИП в 1995–2003 гг.

Скачкообразное изменение величин индексов по районам связано не с состоянием запаса, а с ошибками метода оценки. Различия в репродуктивных популяционных характеристиках по разным районам Баренцева моря статистически не выявлены. В настоящее время надежность оценок нерестового запаса крайне низка и, соответственно, прогнозирование его численности будет иметь высокую неопределенность.

3.3. Групповой рост камчатского краба

Крабы, как все представители класса ракообразных, растут короткое время после смены старого экзоскелета на новый. Частота линек самцов камчатского краба закономерно уменьшается с возрастом. Половозрелые самки линяют один раз в год, в период между выклевом личинок и спариванием в марте-апреле. Обобщая данные о приростах крабов разного размера после линьки, можно построить распределение доли линяющих особей разного размера, то есть получить распределение вероятности линьки для каждой размерной группы.

Средний прирост особи камчатского краба (G) обычно выражают линейной функцией от средней длины карапакса для каждой размерной группы перед линькой краба (уравнение [6]). Результаты исследований роста камчатского краба в Баренцевом море показали, что у крабов с размерами более 60 мм не существует четкой линейной или степенной зависимости величины прироста и длиной карапакса (рис. 3; Nilssen, Sundet, 2006). Величина прироста у крабов с размерами 60–180 мм практически одинакова и в среднем составляет 17 мм. Величины прироста составили диапазон значений от 10 до 23

мм. Для описания таких вариаций использовалась функция гамма-распределения (уравнение [7]). Связь вероятности линьки и длины карапакса крабов группы l выражается уравнением, предложенным Э. Нильссеном и Я. Сундетом (Nilssen, Sundet, 2006):

$$m_l = \frac{1}{1 + e^{-a*CL_{50} + a*l}} \quad [45]$$

где a – константа, l – средняя длина группы l , CL_{50} – длина карапакса, при которой 50% крабов линяют в течение года, то есть вероятность линьки составляет 0,5.

Включение параметров функций роста в стохастическую модель позволило оценить степень неопределенности в определении возраста крупных крабов (рис.17). При этом коэффициент естественной смертности на протяжении всей жизни был принят 0,18; параметры функции роста предложены Э. Нильссеном и Я. Сундетом (2006), а стохастические параметры были рассчитаны по модели *LBA*. Так будучи одним поколением и входящим в один размерный класс (CL_{90}) камчатские крабы через 6–7 лет могут достигать размера от 130 до 200 мм по длине карапакса с модой 160–180 мм. Учитывая разницу в приросте и частоте линьки не с CL_{90} , а с момента рождения особи можно представить, что половозрелые крабы одного и того же возраста имеют больший диапазон изменчивости размеров. Допуская одинаковые темпы роста на ранних стадиях развития, баренцевоморский краб в массе своей достигает промыслового размера к 8–9 годам, а основу промыслового стада составляют самцы в возрасте 10–15 лет. При отсутствии сильного промыслового пресса, 17–18 летние самцы могут составлять 10–13 % от численности в 5–6 летнем возрасте, то есть эксплуатации может подвергаться одно высокоурожайное поколение в течении 10 лет.

Водолазные исследования в губах Амбарная и Печенга в 2001–2002 гг. (Переладов, 2003) , а также в Кольском заливе показали, что наиболее активно в размножении участвуют самцы с длиной карапакса свыше 180 мм. Основу репродуктивного потенциала в таком случае, возможно, составляют крабы в возрасте 12–18 лет.

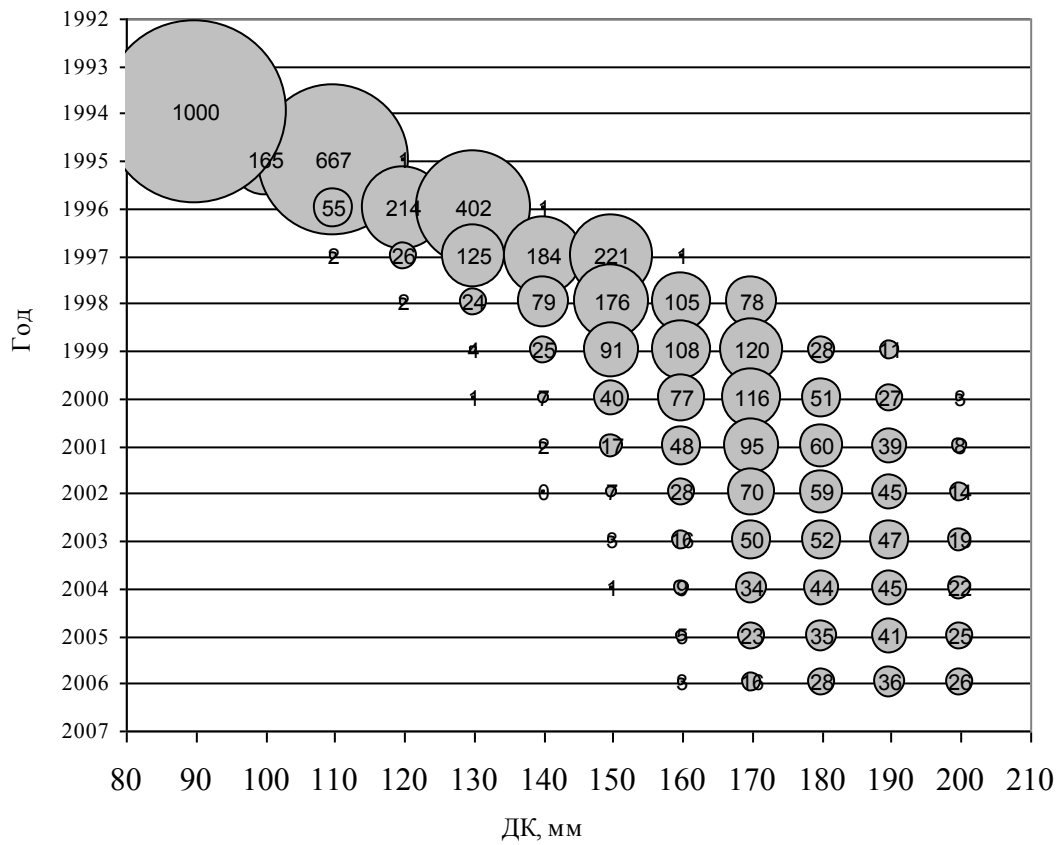


Рис. 17. Результаты моделирования снижения численности одного поколения камчатского краба в Баренцевом море и его последовательное распределение в размерных группах при условии, что его численность в 1994 г. в классе *CL90* составила 1000 тыс. экз.

Глава 4

Оценка численности популяции камчатского краба в Баренцевом море

Одним из эффективных методов выявления механизмов функционирования популяции в ходе ее адаптации к новым условиям обитания является моделирование процессов пополнения, роста и убыли (Shigesada, Kawasak, 1997, Hall et al., 2006, Drury et al., 2007, MacIsaac et al., 2007, Steiner et al., 2008). Закономерности формирования популяционной структуры могут быть выражены количественно через параметры взаимодействия этих популяционных процессов.

В настоящей работе для моделирования численности применяется комплексный подход. На первом этапе делается предварительная (априорная) оценка параметров модели, основанная на знании механизмов функционирования аналогичных биосистем. На втором этапе окончательные (апостериорные) значения параметров оцениваются с учетом, как эмпирических данных, так и предварительно заданных значений параметров. Эмпирическими данными в этом случае служат индексы численности краба, оцененные по результатам исследовательских съемок. Ниже приводятся результаты моделирования и оценки параметров динамики численности камчатского краба, выполненные по трем моделям: продукционной и когортным *LBA* (*length-based analysis*) и *CSA* (*catch survey analysis*).

4.1. Продукционная модель

Представления о том, что продуктивность популяции помимо прочих факторов определяется степенью воздействия рыболовства, послужили основой для возникновения целого ряда моделей, позволяющих оценить промысловую продуктивность популяции в зависимости от интенсивности промысла (Volterra, 1928; Russel, 1931; Schaefer, 1954; Шибяев, 2007). В нашей работе используется модификация классической продукционной модели Шефера (Schaefer, 1954, 1957).

Априорная оценка параметров

Согласно рассмотренным в главе 1 уравнениям [33–35] для построения модели требуется оценить следующие параметры: коэффициент улавливаемости q_s , максимальную возможную численность популяции при отсутствии промысла (K , емкость среды), максимальную прибавочную продукцию или максимальный устойчивый вылов (MSY), величину начальной численности (B_1), а также величины стандартных отклонений ошибок σ_{v^2} и σ_k^2 .

Коэффициент улавливаемости q_s

Коэффициент улавливаемости q_s обычно является функцией следующей совокупности факторов (Gulland, 1964):

- численность (плотность) популяции, способная начиная с определенного уровня, приводит к «насыщению» орудия лова;
- технологический уровень промысла (эффективность рыболовных орудий, техники, организации лова);
- изменчивость поведения и распределения животных в рамках промыслового сезона и т.д.

Если же коэффициент улавливаемости является параметром модели оценки численности камчатского краба по индексам съемки, то число факторов дополняется следующими:

- уловистость трала по отношению к разным размерным группам животных и разным типам грунтов;
- распределение животных разных размерных групп на акватории исследований;
- недоступность некоторых акваторий для исследования;
- неопределенности в оценке численности вследствие значительных пространственно–временных флуктуаций плотностей на границах ареала и т.д.

Совместное действие этих факторов проявляется в том, что изменение численности популяции не вызывает пропорциональных изменений индекса численности по исследовательским съемкам. По мнению В. К. Бабаяна (2000), некоторые названные факторы, даже действуя изолированно, могут вызывать колебания относительной численности более ощутимые, чем изменчивость абсолютной величины популяции. В настоящее время дифференцированный количественный анализ влияния различных причин на индекс численности представляет собой пока еще не решенную задачу, однако приемлемый для практики результат может быть получен с помощью подбора реалистичных форм связи между индексом величины популяции и абсолютным значением последнего.

На момент исследования не имеется достоверных данных о величине коэффициентов улавливаемости для траловой съемки камчатского краба в Баренцевом море. Также нет достоверных данных о величине абсолютной численности промыслового запаса в Баренцевом море и коэффициентах, масштабирующих эту численность к индексам, рассчитанным по траловым и ловушечным съемкам, водолазным исследованиям и подводным видеонаблюдениям.

Когда заранее ничего не известно о параметре, одним из вариантов решения проблемы может стать выбор равномерного распределения в качестве априорного (когда все возможные исходы случайной величины имеют равные вероятности). В данном случае распределение коэффициента улавливаемости будет ограничено лишь его физической сущностью, то есть равновероятно находиться в области значений от 0 до 1.

Согласно работам зарубежных специалистов в этом случае распределение коэффициента улавливаемости предпочтительнее выражать в логарифмическом масштабе. Графически такое распределение изображено на рисунке 18А, а математически принято записывать как: $\ln(q_s) \sim \text{dunif}(-10;1)$, где dunif – равномерное распределение от -10 до 1 (Punt and Hilborn, 1997; McAllister and Kirkwood, 1998; Gelman et al., 1995).

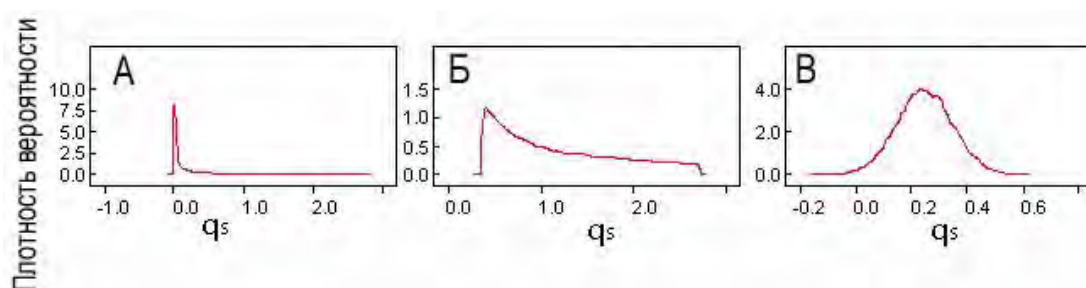


Рис. 18. Априорные плотности вероятности распределения возможных значений параметра q_s при различных модельных расчетах (А – $\ln(q_s) \sim \text{dunif}(-10;1)$, Б – $\ln(q_s) \sim \text{dunif}(-1;1)$, В – $q_s \sim \text{dnorm}(0,25;100)$).

Сравнительный анализ литературных данных, а также результатов российских и норвежских съемок дал дополнительную информацию о возможном вероятностном распределении параметра q_s . Уловистость учетного орудия Агассиз при проведении съемки камчатского краба в норвежских территориальных водах норвежские специалисты принимают за 1 (Berenboim et al., 2004). Конструкция трала (ширина 5 м, жесткая металлическая рама в устье трала) позволяет тралить в узких фьордах и облавливать прибрежные акватории с «трудным» грунтом. Благодаря жесткой конструкции уловистость такого трала выше обычного донного трала, применяемого в российских исследовательских съемках (Sundet, 2008). Сравнительный анализ плотностей смежных российских и норвежских участков Варангерфьорда по результатам российских и норвежских съемок за 2001–2004 гг. показал, что оцененная концентрация промысловых крабов в 4–5 раза выше на акватории норвежских территориальных вод. Возможно, что результаты содержат высокие ошибки, но дают дополнительную информацию о реальной величине коэффициента уловистости российского орудия лова.

На Дальнем Востоке у берегов Сахалина и Курильских островов используется коэффициент уловистости для донного трала 0,75. Для оценки этого коэффициента использовали данные десяти 8-часовых погружений подводного аппарата «ТИНРО–2б». Коэффициент уловистости определяли с помощью полигонного метода, для чего находили отношение средней плотности краба на грунте по данным, полученным в ходе погружения на подводном аппарате (Клитин, 2003). Коэффициент был рассчитан для мягких грунтов, тогда как для каменистых в некоторых случаях брался равным $q_s = 0,18$ (Низяев, Букин, 2001). Учитывая, что коэффициент уловистости трала входит в состав совокупной функции коэффициента улавливаемости, возможно, что его величина варьирует в достаточно широких пределах, например от 0,15 до 0,75. Поэтому в расчетах использовали несколько вариантов его априорного распределения:

– $\ln(q_s) \sim \text{dunif}(-10;1)$; с медианой 0,01;

– $\ln(q_s) \sim \text{dunif}(-1;1)$ ограничив существенно диапазон, с медианой 1,00;

– $q_s \sim \text{dnorm}(0,25;100)$, $q_s \sim \text{dnorm}(0,75;100)$, $q_s \sim \text{dnorm}(1,00;100)$, где параметр имеет нормальное распределение с медианой 0,25; 0,75; 1,00, соответственно, и коэффициентом вариации 10%.

Так же были опробованы другие коэффициенты вариаций при нормально распределенном параметре q_s . Нормальное распределение с определенной медианой позволяло сузить диапазон поиска апостериорного распределения, для того, чтобы протестировать предположения о величине уловистости трала, которая входит в состав q_s . Было выдвинуто пять предположений:

- 7) нет информации о q_s и равновероятно он может оказаться в более широком диапазоне значений (рис.18, А);
- 8) мало информации о q_s и, учитывая неопределенный коэффициент уловистости, почти равновероятно он может оказаться в диапазоне значений от 0,30 до 1,00 (рис.18, Б);
- 9) основываясь на результатах норвежских съемок, коэффициент уловистости трала, возможно, находится на уровне $q_s=0,25$; с большой долей вероятности q_s находится в пределах 0,01–0,40. (рис.18, В);
- 10) основываясь на результатах дальневосточных исследованиях, коэффициент уловистости трала, возможно, находится на уровне $q_s=0,75$; с большой долей вероятности q_s может оказаться в диапазоне 0,55 до 0,95.

- 11) для управленческих целей и дальнейшей разработки стратегии управления запасом q_s принимается равным 1,00.

Последнее предположение основывается на опыте управления запасами королевских крабов в США (Zheng et. al., 1997), когда численность промысловых самцов, оцененная по съемке, принималась как абсолютная. Однако надо учитывать, что взаимодействуя с априорным распределением параметра K и индексами численности, апостериорное распределение может не давать определенного ответа о величине параметра q_s . Поэтому расчеты проводились также с различными априорными распределениями K . Были рассчитаны коэффициенты улавливаемости как с учетом официального вылова (сценарий 1), так и общего (с учетом незарегистрированного, незаявленного, браконьерского) вылова (сценарий 2).

Емкость среды K

Один из важных параметров при описании процессов логистическими производственными моделями – это емкость среды, K (Graham, 1935; Schaefer, 1957; Ricker, 1975, Fox, 1970; Ludwig, Hilborn, 1983). Для популяции камчатского краба, находящейся в процессе адаптации к новым условиям обитания, емкость среды в Баренцевом море, вероятно, не имеет постоянной величины. Попытке оценить экологическую емкость среды для этого интродуцированного вида была посвящена работа О. В. Герасимовой и М. А. Кочанова (1997) о трофических взаимоотношениях краба с местной фауной. За десятилетний период ареал краба расширился на восток и на север, но основные его скопления сохраняются на тех же участках, для которых и была рассчитана максимальная численность краба. Вследствие недостатка информации данные расчеты приходилось проводить при следующих допущениях:

- 1) площадь распределения камчатского краба в Баренцевом море при достижении им верхнего предела численности останется в тех же границах, что и в настоящее время; лимитирующим фактором роста численности камчатского краба в пределах этих границ является кормовая база;
- 2) в районе встречаемости камчатского краба откармливается около 20% от общего запаса рыб-бентофагов Баренцева моря (Миронова, 1958); биомасса потребляемого ими бентоса есть величина постоянная;
- 3) при достижении камчатским крабом предельной численности в Баренцевом море между величинами потребления пищи крабом и

рыбами-бентофагами установится то же соотношение, что и на Западнокамчатском шельфе;

- 4) имеющиеся оценки потребления пищи рыбами-бентофагами и камчатским крабом на Западнокамчатском шельфе сильно занижены (Дулепова, Борец, 1985). Готовое потребление естественной популяции рыб обычно составляет не менее 300% от ее биомассы, популяцией камчатского краба – не менее 100% от биомассы.

С учетом вышеперечисленных допущений была сделана предварительная оценка верхнего предела биомассы камчатского краба, которая составила около 45 тыс. т, что соответствует численности порядка 15 млн. особей (Герасимова, Кочанов, 1997).

Учитывая, что минимальная абсолютная численность краба может быть приравнена к индексу численности по траловой съемке, а в 2003–2004 г. она оценивалась как максимальная, емкость среды может составить 10 млн. экз. (табл. 7). С учетом коэффициента вариации индексов численности, рассчитанных по съемкам, а также возможной величине коэффициента улавливаемости численность промысловых самцов в эти годы на этой акватории могла достигать 13–50 млн. экз. Теоретически возможная емкость среды может превышать эти значения. В настоящей работе, учитывая неопределенность дальнейшего расширения ареала и увеличения потенциальной емкости среды, делается допущение, что в 2003–2004 гг. при отсутствии коммерческого промысла численность камчатского краба практически достигла своей максимальной величины, то есть соответствовала емкости среды. Такое допущение делается только относительно изученного нами короткого промежутка времени, и дальнейшее развитие популяции будет иметь следующие сценарии:

- 1) под прессом промысла и в силу ряда естественных причин ареал, а соответственно емкость среды существенно не претерпят изменений;
- 2) ареал будет расширяться, тем самым, увеличивая емкость среды и, возможно, численность.

В соответствии с этими возможными сценариями использовалось несколько типов распределений для K . В первую очередь применялось однородное распределение (McAllister and Kirkwood, 1998), для которого границы задавались максимально большими. Такое распределение обычно используется в том случае, когда хотят снизить степень влияния априорных оценок параметров и усилить влияние эмпирических данных на результаты расчетов. Нижняя граница распределения была выбрана с учетом максимально оцененного изъятия промыслом и оценки индексов съемки, а также на основе самой пессимистической оценки продукционной способности запаса при

минимальных значениях плотности популяции. Варианты верхней границы априорного распределения K были выбраны произвольно и имели достаточно высокие значения. Апостериорные распределения любого параметра всегда находятся в границах своих априорных распределений. Выбор максимальных значений априорного диапазона позволяет значительно снизить влияние этого распределения на поиск апостериорного распределения, которое в данном случае будет основываться на эмпирических данных. Если эмпирические данные содержат биологически правдоподобную информацию на протяжении ряда лет, то искомое распределение параметра также будет иметь биологический смысл. В наших расчетах допускается, что априорное распределение K с верхним пределом максимальной численности свыше 200–400 миллионов особей, видимо, не влияет на апостериорное распределение этого параметра. С этих позиций было выбрано два типа распределений в логарифмическом масштабе между $\ln(10 \text{ млн. экз.})$ и $\ln(440 \text{ млн. экз.})$ и однородное распределение между 10 млн. и 1500 млн. особей (рис. 19, А, Б).

Помимо этого было апробировано логнормальное распределение $K \sim \text{dlnorm}(10,3)$ с медианой 22 млн. экз. и 95% доверительным интервалом с границами 7 млн. экз. и 66 млн. экз. Выбор последнего распределения основывается на следующих предположениях:

- 1) верхний предел численности был достигнут в 2003–2004 гг., когда индекс численности самцов краба составлял около 10 млн. экз. с коэффициентом вариации 25–30%.
- 2) с большой долей вероятности коэффициент улавливаемости находится в пределах 0,25–0,75.

В соответствии с этими допущениями и уравнением [21] величина K с большой долей вероятности должна лежать в пределах 7–66 млн. экз., а ее вероятностное распределение иметь параметры $K \sim \text{dlnorm}(10,3)$ (рис. 19, В).

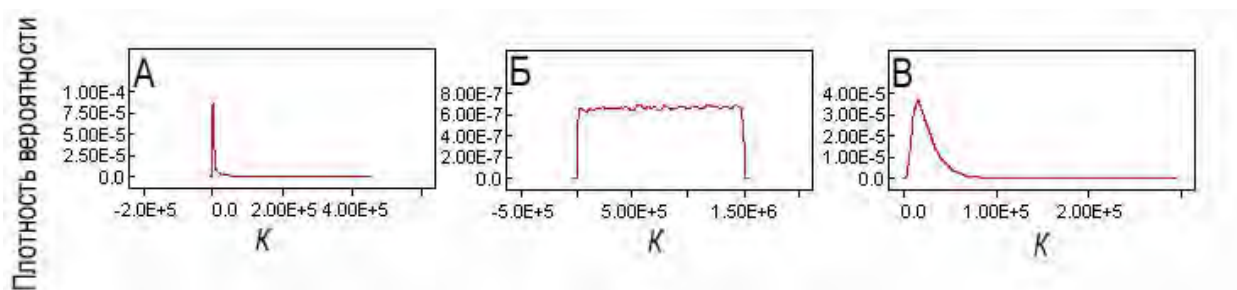


Рис. 19. Априорные плотности вероятности распределения возможных значений параметра K при различных модельных расчетах (А – $\ln(K) \sim \text{dnorm}(0;13)$, Б – $K \sim \text{dnorm}(10 \text{ млн.}; 1500 \text{ млн.})$, В – $K \sim \text{dlnorm}(10;3)$).

Максимальный устойчивый вылов (MSY)

Согласно уравнению [15] параметр MSY определяется в основном емкостью среды K . Исходя из этого распределение плотности вероятностей возможных значений MSY выбиралось с учетом распределения K . В зависимости от параметра K однородное распределение MSY задавали в границах от 0,1 до 60, 75, 750 млн. экз. Нижняя граница определялась с учетом наиболее пессимистической оценки продуктивности запаса. Верхняя граница задавалась высокой, чтобы биологически правдоподобное апостериорное распределение параметра целиком вошло в априорное.

Величина начальной численности (B_1)

Достоверность информации о состоянии запаса перед промыслом обычно ниже после начала и ежегодного сбора промысловой статистики и биологических данных (Doubleday, Rivard, 1981; Seber, 1982; Helser, Hayes, 1995; Perry, Smith, 1994). Как правило, допускается, что $B_1 \approx K$, то есть запас имеет максимальную величину и в это время промысел существенно не влияет на динамику запаса. Учитывая, что запас искусственно созданный и находился на минимальном уровне в начальный период исследований, мы не можем сделать такое допущение. То есть для интродуцированного вида принцип выбора уровня начальной численности существенно отличается и в нашем случае $B_1 \leq K$. Использовалось логнормальное распределение $B_1 \sim \text{dlnorm}(-2,68; 0,2)$ с модой около 0,07, что учитывает минимальный уровень запаса и низкую степень его эксплуатации. Тем не менее, начальная величина B_1 незначительно влияет на результаты расчетов модельных индексов последних лет наблюдений при условии, что ряд наблюдений достаточно большой. Нами были опробованы несколько вариантов расчетов с различными начальными априорными распределениями B_1 , но результаты апостериорных параметров получились сходными.

Ошибки индекса численности по съемкам и модельной численности

Априорное распределение ошибок индекса численности основаны на оценках коэффициента вариации этого индекса, оцененного по результатам съемки. В среднем ошибка индекса составляла $CV = 25\%$ (Беренбойм, Пинчуков, 2003). Вероятности распределения его стандартного отклонения имеют медиану 0,25, то есть ошибка имеет гамма-распределение $1/\sigma_K^2 \sim \text{dgamma}(0,1; 0,1)$, где $\text{dgamma}(r, \mu)$ определяется как $\mu^r x^{r-1} e^{-\mu x} / \Gamma(r)$ ($x > 0$).

Априорная информация о точности оценивания модельной численности (σ_v^2) отсутствует. Возможная величина этого параметра может находиться в широком диапазоне значений с вероятностным распределением $1/\sigma_v^2 \sim dgamma(0.001, 0.001)$ (Hvingel, Kingsley, 2006).

Результаты оценки численности камчатского краба по продукционной модели

Для оценки динамики численности, продукционных свойств популяции и ориентиров управления запасом камчатского краба в Баренцевом море были выполнены расчеты по продукционной модели Шефера. Алгоритм был настроен на 500 000 итераций. Для анализа устойчивости модельных решений и чувствительности к изменениям параметров осуществлены прогоны модели с различными настройками и стартовыми значениями параметров. Динамика численности по продукционной модели сравнивались с результатами расчетов по другим стохастическим моделям, рассмотренным ниже. При прогонках моделей с различными стартовыми (первичными) значениями параметров их апостериорные распределения вероятностей имели достаточно сходные значения мод и медиан, что может служить показателем устойчивости полученных результатов. При прогонах с различными априорными распределениями параметров расчетные индексы численности удовлетворительно описывали индексы численности, полученные при натурной съемке. Параметры апостериорных распределений и результаты расчетов, которые наиболее адекватно описывают исходные данные, представлены в таблице 10.

Средняя, стандартное отклонение (SD), медиана вероятностных распределений параметров модели

Параметр	Средняя	SD	Медиана
MSY	5739	4362	4536
B_{MSY}	21590	12480	18000
K	41100	23370	34470
m	2,47	0,79	2,44
q_s	0,59	0,25	0,51
v	0,44	0,08	0,43
k	0,07	0,03	0,07
B_{1994}	864	648	864
B_{1995}	648	432	432
B_{1996}	432	216	432
B_{1997}	648	432	648
B_{1998}	1080	648	1080
B_{1999}	1511	864	1295
B_{2000}	2375	1511	2159
B_{2001}	2375	1511	2159
B_{2002}	5613	3454	4966
B_{2003}	23317	14249	20295
B_{2004}	23749	14465	20726
B_{2005}	18999	11443	16624
B_{2006}	16624	10147	14681

В течение первого десятилетнего периода исследований происходила натурализация камчатского краба в Баренцевом море и его численность (B_i) возросла на порядок с 500 тыс. до 20 млн. экз. В 2003–2005 г. наблюдался максимальный уровень 17–21 млн. экз., а в 2006 он снизился до 15 млн. (табл. 10, рис. 20). В то же время, исходя из наших предположений, численность краба за этот период не превысила B_{MSY} , то есть не достигла максимального уровня продуктивности. С 2005 г. начался коммерческий промысел, увеличив промысловый пресс (F) с 0,02–0,2 до 1–2,7. В 2006 г. эксплуатация оказалась на максимальном уровне и превысила F_{msy} , почти в 3 раза. В 2005 г. относительная промысловая смертность находилась на оптимальном уровне, то есть соотношение $F_t / F_{msy} = 1$. В 2006 году запас находился на уровне 13,9 млн. экз., а общий вылов оценивался в 2,9 млн. особей, что составляет 21% от промыслового запаса. Степень такого изъятия близка к рекомендованным эксплуатационным нормам на российском и американском Дальнем Востоке (Ivanov, 2002; Otto, 1985; Otto, 1986; Zheng et al., 1997).

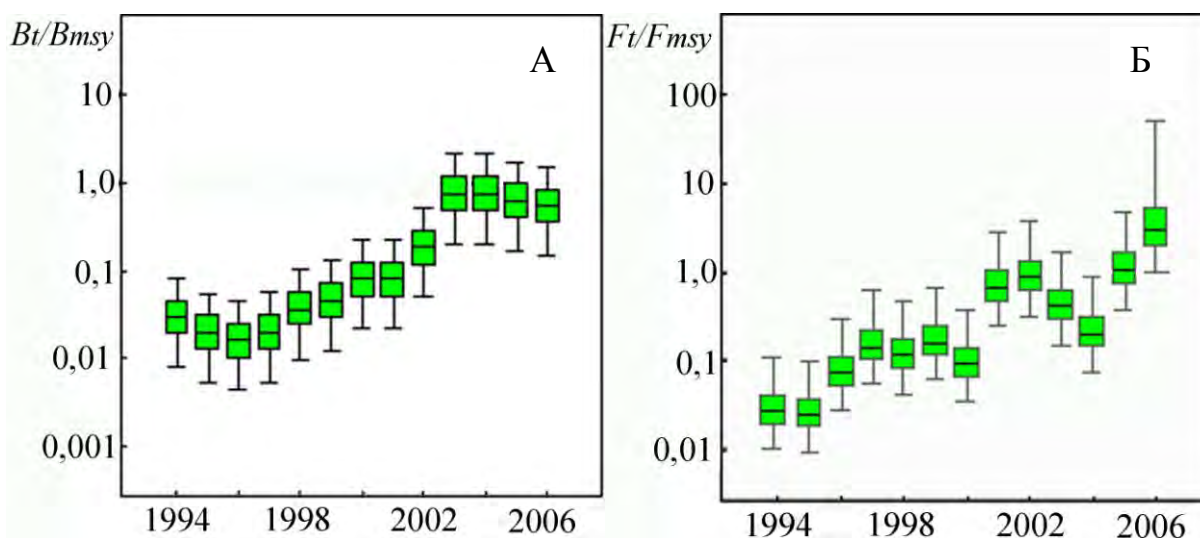


Рис. 20. Относительная численность (А, B_t/B_{MSY}) и промысловая смертность (Б, F_t/F_{MSY}) камчатского краба в Баренцевом море в 1994–2006 гг. (ось у представлена в логарифмическом масштабе; прямоугольники с горизонтальной чертой – диапазон квартилей с медианой; планки погрешностей – 95% доверительный интервал).

Результаты расчетов показывают, что популяция камчатского краба не достигнув уровня B_{MSY} , подверглась сильнейшему промысловому прессу в 2006 г. Оцененные продукционные способности не позволяют дать оптимистичных прогнозов на последующие годы. Согласно модели промысловый пресс на 2007 г. «следовало снизить» как минимум в 2,5 раза для того, чтобы прибавочная продукция превысила общую смертность. С другой стороны, возможность увеличения запаса остается высокой, если наши допущения о емкости среды, и, соответственно, о степени пополнения высокоурожайными поколениями пессимистичны.

Полученные оценки модельной численности в целом отражают динамику индексов численности, определенных по результатам съемок (рис. 21). Доверительные интервалы сравнительно шире в годы максимальной численности популяции (2003–2004). За весь период наблюдений промысловая часть популяции значительно увеличила свою численность. В 1994–1996 гг. она сохранялась на стабильно низком уровне, а с 1997 г. наблюдался ее рост. Величина промыслового запаса последние шесть лет оценивалась на уровне выше среднееголетнего, достигнув своего максимума в 2003 г. по результатам исследовательских съемок и в 2004 г. по результатам модельных расчетов.

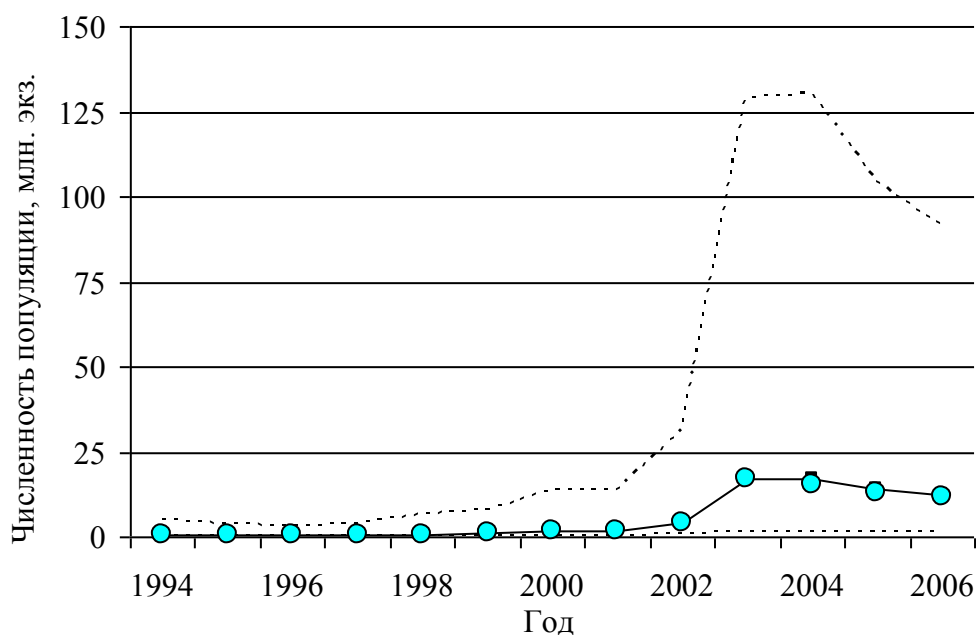


Рис. 21. Динамика запаса камчатского краба в Баренцевом море в 1994–2006 гг. по результатам российских траловых съемок (точки) и оценки индексов с использованием стохастической продукционной модели (пунктирная линия 95% доверительный интервал)

Оценка интенсивности промысла

Для анализа связи динамики запаса с интенсивностью промысла вначале строилась зональная диаграмма (рис. 22; см. также главу 1.5). Ось ординат, по которой отложена относительная численность, разбивается на три отрезка двумя точками, соответствующими пороговым состояниям популяции B_{MSY} и B_{lim} . Параметр B_{MSY} , являясь целевым ориентиром управления (глава 1.4; рис. 5), по продукционной модели равен 18 млн. экз. (табл. 10). На оси ординат, соответствующей относительной численности, величина B_{MSY} соответствует единице. Параметр B_{lim} является граничным ориентиром, ниже которого состояние запаса рассматривается как неблагоприятное. Величина B_{lim} в нашей работе равна 30% от B_{MSY} , что соответствует принятой схеме регулирования рыболовства в Северной Атлантике, при оценке запасов рыб и беспозвоночных по продукционным моделям (NAFO, 2004). Биологический смысл этого ориентира управления соответствует определению *перелова по пополнению*, то есть такого состояния популяции, года из-за низкой численности производителей продуцируемое ими пополнение не может компенсировать общую убыль запаса (Рикер, 1979).

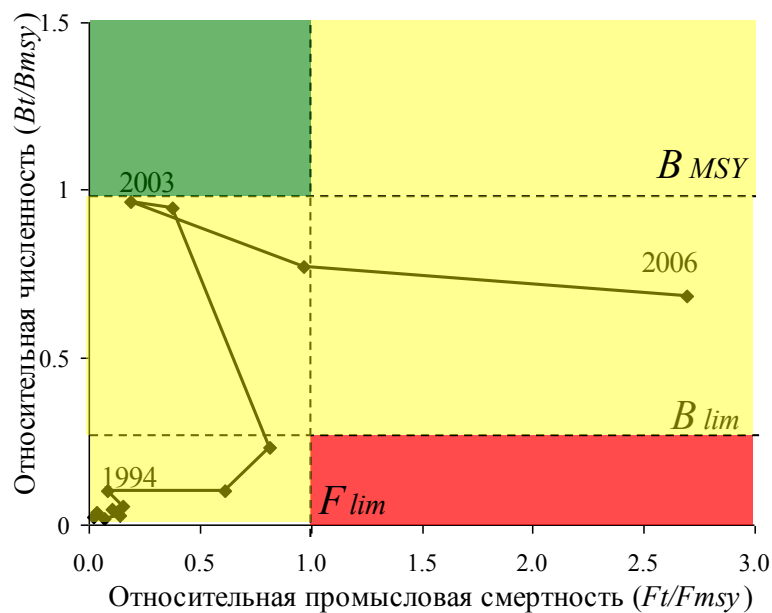


Рис. 22. Ежегодное соотношение относительной численности (B_t/B_{MSY}) к ежегодной смертности (F_t/F_{MSY}) в 1994–2006 гг. в зональном представлении области управления при предосторожном подходе для запаса камчатского краба в Баренцевом море (зеленая область – зона устойчивого состояния запаса; желтая – буферная зона; красная – зона подорванного состояния).

Для оценки интенсивности эксплуатации популяции ось абсцисс, по которой отложена относительная смертность (F_t/F_{msy}) разбивается на два отрезка точкой, соответствующей ориентиру F_{lim} . Величина F_{lim} является границей, превышение которой может привести к подрыву запаса. Величина F_{lim} в нашей работе принята равной F_{msy} , что соответствует принятой схеме регулирования рыболовства в Северной Атлантике, при оценке запаса по продукционным моделям (NAFO, 2004).

Соотношение относительных показателей величины запаса (B_t/B_{MSY}) и интенсивности промысла (F_t/F_{msy}) часто используется при обосновании схем регулирования промысла, где вся область возможных состояний запаса разбивается на зоны, для каждой из которых устанавливается особый режим регулирования (рис. 22; UN, 1995). На рисунке 22 допустимая область управления (промысловой эксплуатации) делится на 3 зоны:

- зона устойчивого состояния запаса (биологически безопасных значений численности запаса и эксплуатации);
- буферная зона, в которой при различных уровнях эксплуатации и численности, выбирается та или иная схема регулирования промысла, направленная на восстановление запаса до его устойчивого состояния;
- зона подорванного состояния запаса и перелова.

Траектория соотношения медианных оценок (B_t/B_{MSY}) и (F_t/F_{MSY}) (рис. 22) начинается с 1994 г., когда и численность и эксплуатация близка к нулевым значениям. В период 1994–2000 гг. численность краба оценивается значительно ниже, чем B_{MSY} ; промысловая смертность также имеет низкие значения, соответствующие этим годам точки группируются в левом нижнем углу диаграммы. В 2001–2002 г. промысловая смертность увеличивается с незначительным увеличением промысловой численности. 2003–2004 гг. – период максимальной численности и низкой эксплуатации и величина (B_t/B_{MSY}) имеют максимальные значения. Последующие два года – начало этапа коммерческого интенсивного промысла и постепенное снижение численности. В 2006 г. наблюдается переход запаса в состояние интенсивной эксплуатации, когда вероятность перелова увеличивается. Динамика численности находится в нижней части графика и не достигает целевого ориентира B_{MSY} . В то же время, существует вероятность превышения этого порога за последние 4 года, так как медианные значения относительной численности близки к 1 (рис. 22), а их доверительные интервалы, из-за высокой неопределенности, значительны (табл. 10).

Поскольку существует высокая неопределенность в оценке MSY , то сохраняется высоким уровень риска его превышения при выработке рекомендаций по эксплуатации промыслового запаса. Под уровнем риска здесь понимается вероятность превышения годового изъятия краба промыслом выше MSY . Превышение этого ориентира в данном случае рассматривается как нежелательное явление, так как приводит к сокращению численности популяции ниже порогового уровня B_{MSY} , то есть снижению продуктивности запаса ($B_t/B_{MSY} < 1$ на рис. 22).

Риск-анализ, основанный на расчетах превышения уровня MSY , является одним из инструментов оценки влияния последствий промысла на динамику численности (Haddon, 2001). Поэтому его можно использовать в будущем при прогнозировании динамики численности, а также при разработке стратегии эксплуатации популяции камчатского краба в Баренцевом море. Риск-функция вероятности превышения годовым изъятием величины MSY , рассчитанная по формуле [44], представлена на рис. 23. При уровне численности равном B_{MSY} и годовом изъятии в 3,5; 4,5 и 5,6 млн. экз. риск превышения MSY составил 25, 50 и 75% , соответственно.

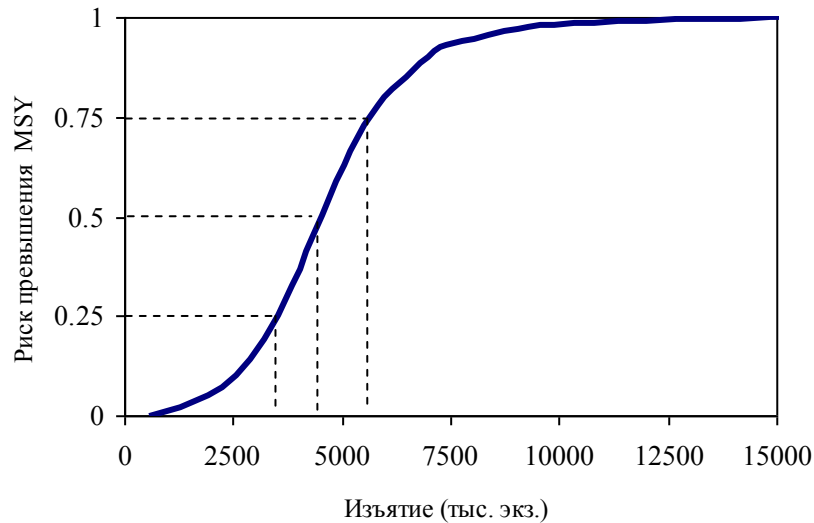


Рис. 23. Зависимость риска превышения MSY для запаса камчатского краба в Баренцевом море от степени его годового изъятия.

Неопределенность в оценке MSY , наряду с доверительными интервалами параметров B_{MSY} и K , учитывается при прогнозе динамики численности популяции при различной степени ее эксплуатации в течение определенного ряда лет. В таблице 11 даны прогностические оценки численности и промысловой смертности с учетом состояния запаса на начало 2007 г. и последующей различной степени его эксплуатации. Медианные оценки прогностической относительной численности и смертности выполнены с учетом вероятностных распределений величин параметров модели, в том числе и ошибок. Риск превышения ориентиров рассчитан на 10 лет вперед с учетом различной степени эксплуатации. Учитывая динамику запаса в последние годы и высокую степень неопределенности, среднесрочные прогнозы на 5–10 лет в данной работе рассчитаны исключительно для демонстрационных целей. Краткосрочный прогноз на 2 года показывает, что при вылове 1–3 млн. экз. вероятность значительных изменений в динамике запаса низка. При прогнозе на более длительный период вероятность снижения численности при вылове 2–2,5 млн. экз. возрастает и продукционные способности запаса с высокой долей вероятности не в состоянии компенсировать такой вылов.

Прогностические оценки относительной численности (B_t/B_{MSY}) и промысловой смертности (F_t/F_{MSY}) при различных возможных выловах в 2007–2016 гг.

Годы/ Вылов	1000 тыс. экз.		1500 тыс. экз.		2000 тыс. экз.		2500 тыс. экз.		3000 тыс. экз.	
	B_t/B_{MSY}	F_t/F_{MSY}	B_t/B_{MSY}	F_t/F_{MSY}	B_t/B_{MSY}	F_t/F_{MSY}	B_t/B_{MSY}	F_t/F_{MSY}	B_t/B_{MSY}	F_t/F_{MSY}
2006	0,68	2,70	0,68	2,70	0,68	2,70	0,68	2,70	0,68	2,70
2007	0,54	0,45	0,54	0,70	0,54	0,97	0,54	1,26	0,54	1,57
2008	0,64	0,38	0,61	0,61	0,58	0,89	0,55	1,22	0,52	1,63
2009	0,73	0,34	0,67	0,56	0,60	0,86	0,54	1,25	0,48	1,80
2010	0,80	0,31	0,71	0,53	0,62	0,85	0,52	1,32	0,43	2,11
2011	0,84	0,30	0,73	0,53	0,61	0,87	0,48	1,46	0,35	2,75
2012	0,87	0,29	0,73	0,53	0,59	0,92	0,43	1,72	0,26	4,36
2013	0,88	0,29	0,73	0,54	0,56	1,00	0,36	2,16	0,15	20,24
2014	0,89	0,29	0,72	0,56	0,52	1,12	0,28	3,21	0,01	28,74
2015	0,88	0,30	0,69	0,59	0,46	1,29	0,18	7,46	0,00	32,42
2016	0,87	0,31	0,67	0,64	0,40	1,58	0,06	24,07	0,00	34,91

Продукционные возможности популяции зависят от двух параметров: максимальной годовой продукции (MSY), которая оценивается на уровне 4,5 млн. экз., и емкости среды K , оцененной в 34,5 млн. экз. (табл.10). Параболическая зависимость продуктивности популяции от ее фактической биомассы, рассчитанная по продукционной модели [33], представлена на рисунке 24. Вершина кривой соответствует по оси абсцисс B_{MSY} , а по оси ординат – MSY . Правое плечо кривой при пересечении с осью абсцисс соответствует максимальной возможной численности или емкости среды (K), при которой отсутствует прибавочная продукция. Прибавочная продукция, описанная параболой, вычисляется по формуле:

$$Y_y = \frac{4MSY \times B_t}{K} \left(1 - \frac{B_y}{K} \right), \quad [46]$$

где B_t – численность в году t , MSY – максимальный устойчивый вылов, K – максимальная возможная численность при отсутствии промысла (емкость среды). Помимо зависимости, рассчитанной по параметрам модели, на рисунке в виде синих точек представлена продукция, рассчитанная по индексам. Она вычислялась путем вычитания численности текущего года от численности следующего года, определенной по индексам съемки с учетом коэффициента улавливаемости и вылова:

$$Y_{surv_t} = \frac{surv_{t-1} - surv_t}{q_s} + C_t, \quad [47]$$

где $surv_t$ – индекс, рассчитанный по результатам исследовательской съемки, в году t , q_s – коэффициент улавливаемости, C_t – вылов в году t .

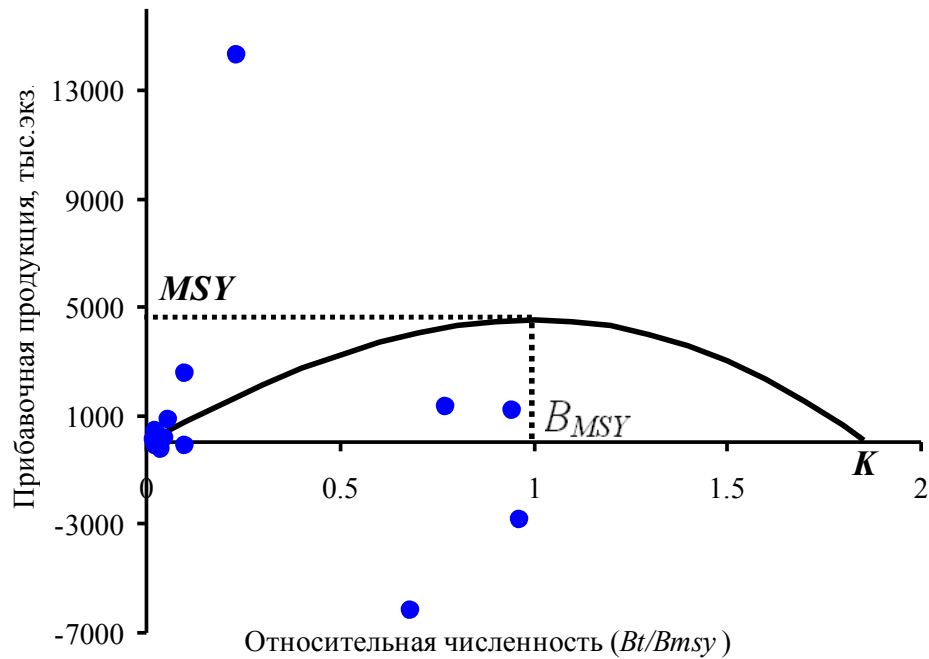


Рис. 24. Зависимость продукции от численности запаса, рассчитанная с использованием параметров модели (парабола) и индексов по съемке с учетом коэффициентов улавливаемости и вылова (точки). Вершина параболы соответствует максимальной прибавочной продукции (MSY) при биомассе B_{MSY} .

Как видно на диаграмме (рис. 24), эмпирические значения индексов численности плохо соответствуют построенной нами теоретической параболе прибавочной продукции популяции. Правая часть дуги из-за отсутствия в этой области входных данных рассчитывалась путем наших экспертных предположений о величине K . Модель не дает четкого и правдоподобного ответа о величине MSY , если эксперт сам не уверен в том, что максимум этот обнаружен и запас находился некоторое время в состоянии перелова. Причем, после того как этот максимум был обнаружен, следующим шагом должно стать уменьшение промыслового усилия до уровня ниже оптимального. В настоящее время наблюдается тенденция к снижению численности промысловой части популяции камчатского краба и пока трудно сказать перешел запас в стадию перелова или в стадию

естественного снижения численности вследствие отсутствия высокоурожайных пополнений в течении последних 5 лет.

Оценка качества производственной модели

В построенной нами производственной модели оценивается соотношение двух параметров популяции: емкости среды (K) и максимального устойчивого вылова (MSY). Технология управления эксплуатацией популяции в основном связана с двумя этими параметрами и зависит от правильности их выбора. Одной из главных особенностей модели является то, что динамика численности должна быть связана с динамикой промысла. Такая связь выражается обычно через индексы уловов на единицу усилия или могут использоваться независимые от рыболовства показатели, например, данные съемок. Индексы в системе запас-промысел при условии равновесного состояния связаны с другими основными характеристиками системы (численностью, уловом (или прибавочной продукцией), коэффициентом промысловой смертности и усилием) посредством функциональных связей (Бабаян, 2000). Так в качестве критерия регулирования нередко используется коэффициент мгновенной промысловой смертности или количество усилий, соответствующие уровню максимальной устойчивой продуктивности запаса. Теоретически правильный подход при управлении запасом, как динамической равновесной системой, строится на отслеживании возрастающих промысловых усилий с одновременной фиксацией уловов для того, чтобы получить соотношение, представленное в форме кривой на рис. 24. Согласно этой точке зрения, как только промысел будет соответствовать верхней части кривой (и улов начнет снижаться) делается вывод, что MSY найден. Проблема поиска максимума кривой возникла в конце 80-х годов прошлого столетия, когда стало очевидно, что невозможно определить MSY без существенного перелома запаса. Иными словами, необходимо в значительной степени переходить границы максимума для того, чтобы определить максимальную продукцию запаса (Хилборн, Уолтерс, 2001; Hilborn, Walters, 1992).

Как видно из рис. 24 способность нашей модели определить равновесную производственную кривую не велика. Определение MSY требует более сильного влияния промысла на запас. Однако можно предположить, что при наших представлениях о величине емкости среды и имеющихся данных об интенсивной эксплуатации в 2005–2006 гг. она может находиться в пределах 2,8–7,3 млн. экз. (табл. 9). Возможно, что отклик популяции камчатского краба в Баренцевом море на промысел происходит, но пока имеющийся уровень обеспеченности данными и оценочных процедур не позволяет определить его. Вероятно, производственные резервы запаса смогут обеспечить

существующую высокую степень его эксплуатации при появлении высокоурожайных поколений, и одновременно позволят отслеживать реакцию популяцию на возросшие промысловые усилия.

Проведенный нами анализ, кроме того, показал, что попытки прогнозировать точный уравновешенный вылов связаны с большой степенью риска получить искаженную истинную картину. Очевидно, что роль оценки запаса не заключается в угадывании наилучшего значения *MSY*. В большей степени она должна обеспечивать помощь системе управления промыслом, чтобы можно было реагировать на различные типы природных флуктуаций. Роль оценки запасов состоит не в определении статичных величин оптимальных промысловых усилий и уравновешенных выловов, а в оценке реакций промысловых популяций и рыбаков на управляющие решения и другие воздействия.

В настоящее время имеются две тенденции подкрепленных расчетами, исходными данными и экспертной оценкой: увеличение промыслового пресса и одновременное уменьшение численности промыслового запаса. Несомненно, что главной причиной снижения численности является общая смертность и отсутствие высокоурожайных поколений, компенсирующие эту смертность. Вопрос о том, какую роль играет в этом снижении промысловая смертность пока остается дискуссионным. Правильные оценки вылова и выбор величины емкости среды позволят в дальнейшем оптимально использовать результаты расчетов по продукционной модели.

Тем не менее, несмотря на высокую неопределенность, данный вариант модели, комбинируя пластичность байесовского подхода с традиционным продукционным подходом, обеспечивает в настоящее время аналитическую альтернативу существующим методам оценки численности камчатского краба. Комплексный подход учитывает ошибки наблюдений и позволяет связывать уравнение динамики популяции с наблюдаемыми индексами численности, определенной по результатам съемок. Благодаря этому, в модель можно интегрировать различные дополнительные параметры в отдельные годы наблюдения: атипичные флуктуации пополнения или временные изменения в практике выбросов в отдельные годы. Байесовский метод может включать дополнительные знания в модель в виде априорных распределений различных параметров тем самым, восполняя недостающие входные величины, что часто встречается в промысловой биостатистике. Вероятностные оценки также позволяют рассчитывать риск превышения того или иного ориентира управления, что делает модель привлекательной для использования в принятии управленческих решений. При продолжении ряда наблюдений, устранении неопределенности в оценке ежегодного вылова и полной натурализации

интродуцированного запаса степень надежности оценки параметров продукционной модели должна значительно возрасти.

4.2. Когортная модель *LBA*

В связи с невысокой точностью продукционной модели для оценки численности популяции камчатского краба в Баренцевом море нами была применена когортная модель *LBA* (length-based analysis), основанная на оценках численности размерных групп. Модель учитывает линьку и стохастический прирост животных в размерной группе. На первом этапе моделирования делается предварительная (априорная) оценка параметров улавливаемости (q) и естественной смертности (M), а также величине ошибок измерения численности. На втором этапе окончательные (апостериорные) значения параметров оцениваются с учетом как эмпирических данных, так и предварительно заданных значений параметров. Эмпирическими данными в этом случае служат индексы численности краба, оцененные по результатам исследовательских съемок, а также ежегодный вылов краба по размерным группам.

Априорная оценка параметров

Коэффициент естественной смертности (M)

Достоверные данные об уровне естественной смертности камчатского краба в Баренцевом море в литературе отсутствуют. Материалы из тихоокеанского региона позволяют принять его величину на уровне 0,1–0,4 (Zheng et al., 1995; Михеев, 1999; табл. 1).

Нами были заданы два вида априорного распределения величины M . При первом выбрали широкий диапазон возможных значений – от 0,05 до 0,4 ($M \sim \text{dunif}(0,05;0,4)$) (McAllister and Kirkwood, 1998). При втором варианте априорное распределение M было принято как нормальное распределение с модой 0,2 и дисперсией 0,01 ($M \sim \text{dnorm}(0,2;100)$), при котором с 95% вероятностью M находилось в интервале 0,004–0,391.

Параметры уравнения улавливаемости a и b

Выбор априорного распределения для параметров улавливаемости основывался на тех же допущениях, что и в продукционной модели. Однако в отличие от предыдущей модели, где необходимо оценить общий коэффициент улавливаемости, в модели *LBA* этот параметр определяется для каждой размерной группы отдельно. Анализ размерного состава уловов камчатского краба баренцевоморской популяции показал, что уловистость

трала ниже для особей с небольшими размерами и, соответственно, выше для крупных животных (Баканев, 2003). Так как коэффициенты улавливаемости разных размерных групп взаимозависимы, их удобно выразить через функцию: $q=1/ae^{-bCL}$, где a и b – параметры, CL – средняя длина размерной группы. Выбор априорных вероятностей параметров основывается на предположении, что младшие размерные группы облавливаются значительно хуже старших и коэффициент улавливаемости может находиться в широком диапазоне 0,2–1. Коэффициент улавливаемости старших групп находится в области значений от 0,6 до 0,1. В соответствии с этими допущениями задаются апостериорные распределения для параметров a и b , описывающих кривую улавливаемости (рис. 25 А).

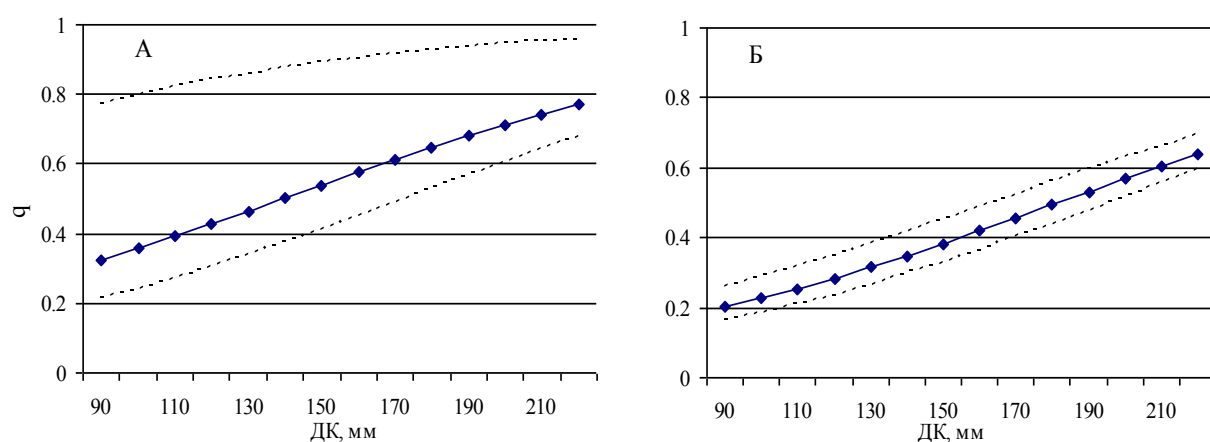


Рис. 25. Априорные (А) и апостериорные (Б) медианные оценки улавливаемости (пунктирная линия – 95% доверительный интервал).

Численность размерных групп CL90–CL200 в стартовом году

Численность запаса в первые годы исследований находилась на минимальном уровне. Учитывая, что априорные распределения для CL90–CL200 практически не влияют на терминальный год исследований и прогностические оценки, они были заданы в достаточно широком диапазоне с равномерным распределением $dunif(1;500)$.

Дисперсия ошибок измерения индексов численности размерных групп $\sigma_{\delta_i}^2$

Априорное распределение вектора ошибок индекса численности основаны на оценках коэффициента вариации этого индекса по результатам съемки. В среднем ошибка индекса составляла $CV=25\%$ (Беренбойм, Пинчуков, 2003). Отсюда вероятности распределения его стандартного отклонения имеют медиану 0,25, то есть ошибка имела

гамма-распределение $1/\sigma_{\delta_i}^2 \sim G(0,1;0,1)$, где $G(r,\mu)$ определяется как $\mu^r x^{r-1} e^{-\mu x} / \Gamma(r)$ ($x>0$)

(Hvingel, Kingsley, 2006).

Результаты оценки численности камчатского краба в Баренцевом море по модели LBA

С помощью когортной модели *LBA* были рассчитаны оценки ежегодной численности популяции камчатского краба в Баренцевом море на основе учета обилия размерных групп. Модель была настроена на 500 000 итераций. Для анализа устойчивости модельных решений и чувствительности к изменениям параметров осуществлены прогоны модели с различными настройками и стартовыми значениями параметров. Выполнен сравнительный анализ результатов с результатами расчетов по другим стохастическим и детерминированным моделям. Диагностика схождения была рассчитана для параметров: M , a , b , $\sigma_{\delta_i}^2$ и значений численности размерных групп в стартовом году. При прогонах моделей с различными стартовыми (начальными) значениями параметров их апостериорные распределения вероятностей имели достаточно сходные значения мод и медиан.

Для снижения влияния предварительно заданных параметров первый прогон модели предполагал выбор априорных распределений с широким диапазоном возможных значений для M , a и b , однако этот диапазон не был шире биологически правдоподобных величин. При визуальном сравнении распределений M видно, что апостериорное распределение обрезается нашим выбором границ априорного распределения (рис. 26). Левый склон априорного распределения ограничивается предварительной оценкой M в диапазоне от 0,05 до 0,4. Расчетное значение M стремится к биологически необоснованным минимальным значениям.

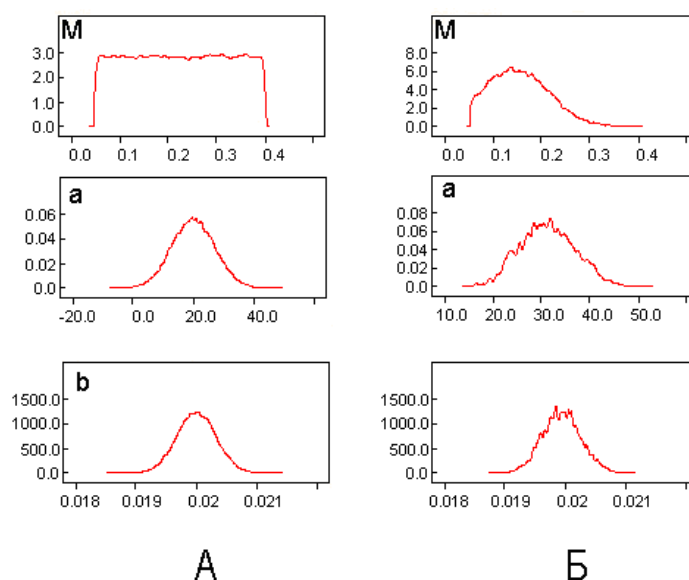


Рис. 26. Априорные (А) и апостериорные (Б) распределения параметров: M , a и b при расчете с выбором широкого диапазона возможных значений для M .

При ограничении M ($M \sim \text{dnorm}(0,2;100)$) вносится биологически обоснованная информация, о том, что естественная убыль краба вероятней всего находится в интервале с медианной оценкой 0,2. Вследствие этого апостериорные плотности вероятностей не достигают биологически неправдоподобных границ и не обрезаются априорными распределениями (рис. 27). Апостериорные распределения параметра a сужает диапазон доверительного интервала оценки коэффициента улавливаемости, который априори варьировал в больших пределах (рис. 25 Б).

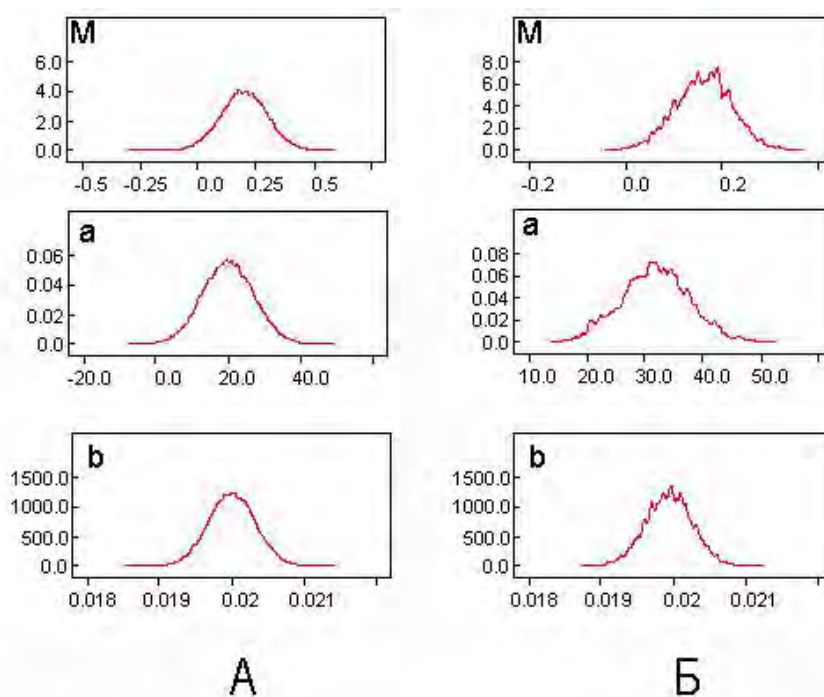


Рис. 27. Априорные (А) и апостериорные (Б) плотности вероятности параметров: M , a и b .

Индексы численности

Общие тенденции в динамике численности самцов камчатского краба по результатам исследовательских съемок и по модельным расчетам сходны, однако сама динамика была крайне нестабильной (рис. 28). Фактически рост численности самцов происходил за счет одного высокоурожайного поколения. С 2000 г. изменения численности хорошо просматриваются в размерном составе половозрелых крабов. Тем не менее, в 2002 г. произошла недооценка численности этого поколения во время съемки, которое в 2003 г. пополнив промысловую часть популяцию, увеличила численность промысловых самцов по сравнению с предыдущим годом в 4 раза. Резкое увеличение численности, отмеченное по результатам съемок, модель описала сглажено.

Расчеты показали, что за весь период наблюдения все группы значительно увеличили свою численность (рис. 29). В 1994–1996 гг. численность всех групп сохранялась на стабильно низком уровне. В этот период в размерном составе прослеживаются два поколения с относительно высокой численностью. Первое составляло основу промыслового стада в 1994–1995 гг., в которое входили составные размерные группы *CL130–CL170*. Для группы *CL150* в 1994 г. индекс численности составил 226, в 1995 – 138 тыс. экз. Второе поколение менее выражено, но его можно проследить по относительно высокой численности группы *CL90–CL100* в 1994 г., *CL110–CL120* в 1995 г., *CL130–CL140* в 1996 г. и *CL150–CL160* в 1997 г.

Однако самое высокоурожайное поколение наблюдается с 1999 г., когда численность размерной группы *CL90* была оценена в 4,4 млн. особей (рис. 29). Это поколение впервые было отмечено в 1997 г. и в течении нескольких лет пополнило промысловый запас. Максимальная численность промыслового запаса отмечалась в 2003 г., когда высокоурожайное поколение было представлено группами *CL130–CL170*, численность которых за период исследований 1994–2003 гг. достигла максимального уровня. Именно это поколение стало основой промысла в 2005–2006 гг., которое позволило увеличить интенсивность промысла в несколько раз. Стоит отметить, что с 1999 г. это поколение представлено в популяции 3–5 размерными группами, т.е. достигая промысловых размеров, самцы одного и того же возраста могут значительно отличаться по размеру.

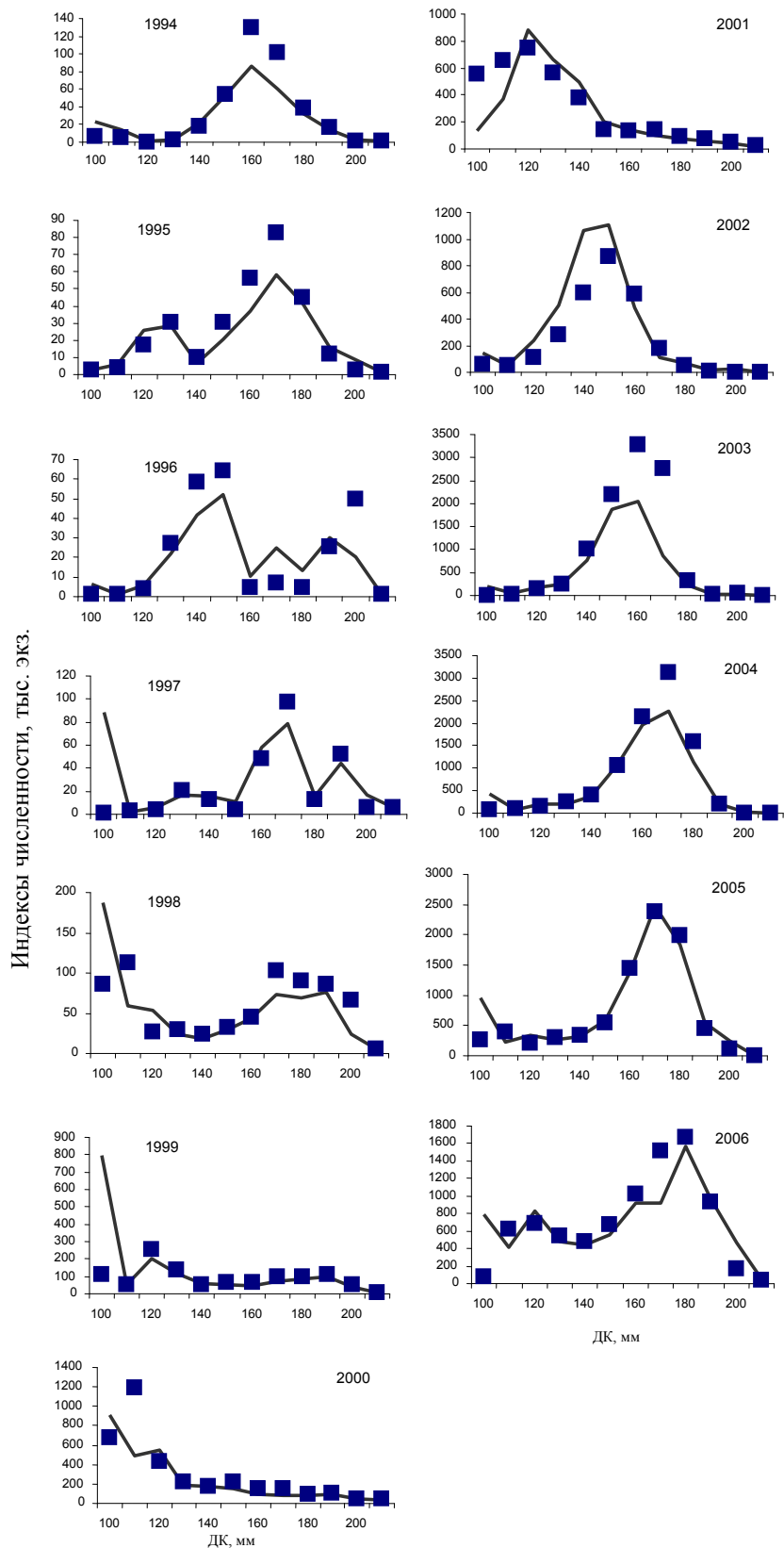


Рис. 28. Индексы численности (тыс. экз.) размерных групп самцов камчатского краба в Баренцевом море в 1994–2006 гг., (квадраты – по данным съемки, линия – по модели *LBA*).

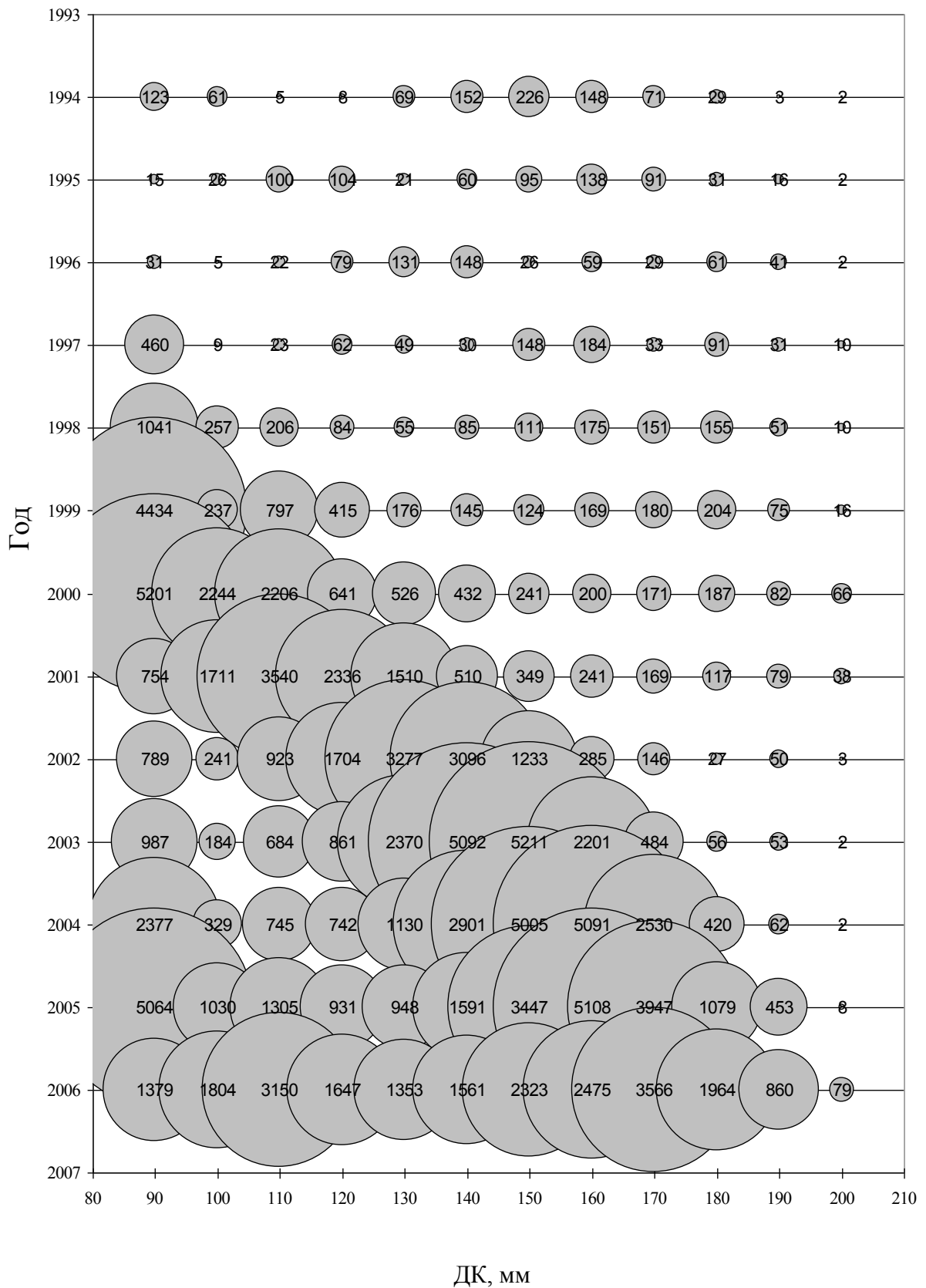


Рис. 29. Численность (тыс. экз.) самцов камчатского краба разных размерных классов 1994–2006 гг. по модели *LBA*.

В 2004–2006 гг. отмечено увеличение численности первой размерной группы, что может быть показателем появления еще одного высокоурожайного поколения. Пока оцененная мощность этого поколения и надежность оценок не позволяет сказать с достаточной степенью уверенности, что новое высокоурожайное поколение достигнет такого же промыслового значения, что и предыдущее. С другой стороны, относительно высокая численность размерных групп *CL90–CL120* в 2006 г. дает основание считать, что пополнение промыслового запаса в 2008–2009 гг. будет выше среднемноголетнего.

Анализ отклонений между фактическими и рассчитанными значениями индексов численности показывает, что существуют значительные выбросы и наблюдаются тренды в остатках, как по годам, так и по размерным группам (рис. 30). Наибольшие отклонения отмечены в первой стартовой размерной группе *CL90*. Оценка численности для начальной группы обычно имеет относительно высокую ошибку, как правило, из-за низкой улавливаемости животных этой группы и, соответственно, низкой точности определения (Hvingel, Kingsley, 2006). Высокие ошибки для группы *CL190*, отражающие, в частности, недооценку численности в 2002–2006 гг., свидетельствуют о низкой точности определения этой группы по съемке в силу своей малочисленности. Ошибки для индексов *CL200* ниже, так как это размерная группа в модели представляет собой группу, в состав которой входят особи самых старших возрастов с длиной карапакса 200–240 мм, численность которых выше чем предпоследней группы *CL190* мм. Наименьшие отклонения отмечаются для групп *CL120–CL180*. Эти группы значительно лучше представлены в уловах исследовательских съемок и составляют основу численности самцов камчатского краба в Баренцевом море.

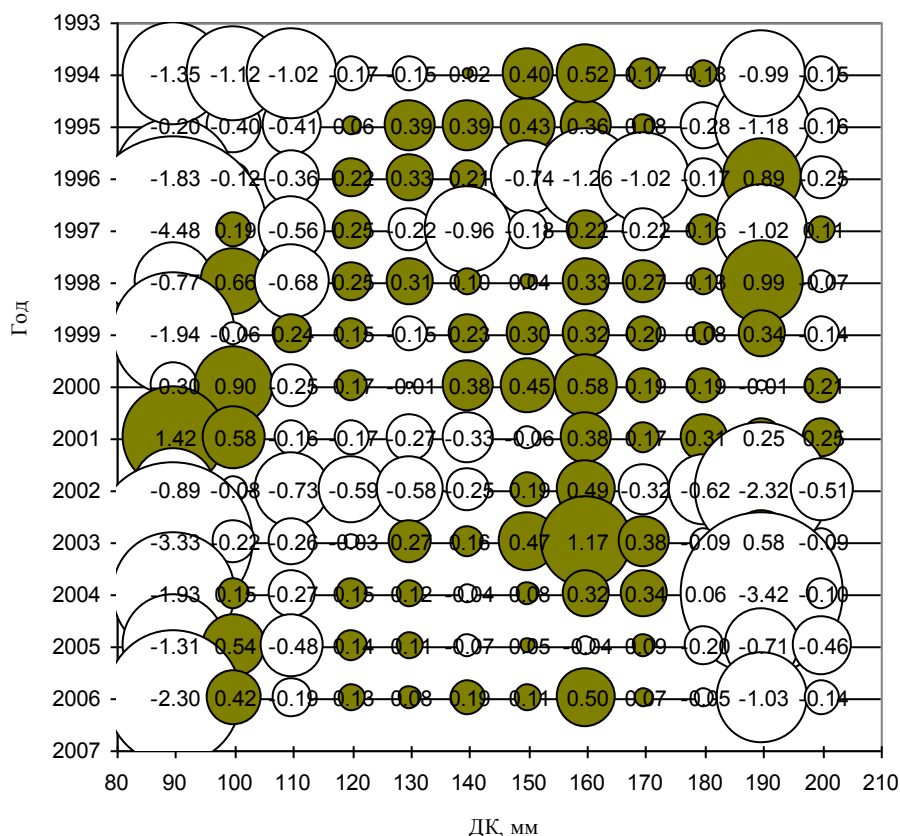


Рис. 30. Величины отклонений логарифмов (серые круги – положительные, белые – отрицательные) фактических индексов численности размерных групп по съемкам от рассчитанных значений при использовании когортной *LBA* модели для камчатского краба Баренцева моря в 1994–2006 гг.

Перспективы использования модели LBA

Основная сложность реализации методов, основанных на когортном анализе, заключается в том, что для исходных систем уравнений трудно получить однозначное решение, особенно в случае низкого качества входных данных (Бабаян, 2000). Короткий ряд наблюдений, относительно низкие уловы крабов в ходе ежегодных съемок, недооценки численности вследствие активных миграций акклиматизанта, неопределенности в оценке общего вылова, а также методические ошибки в ходе становления нового ряда наблюдений вносят существенные помехи в оценку параметров запаса и затрудняют выявление закономерностей его динамики.

Характер изменений в численности, значительные выбросы в оценках и тренды в остатках свидетельствуют о низкой надежности полученных оценок по модели *LBA*. Большое количество параметров делают модель излишне сложной, что не может быть

оправдано качеством входных данных, допущений и теорий, которые поддерживают такие допущения.

Возможность получения более надежных оценок с помощью этой модели пока невелика. Характер распределения пререкрутов-2 (*CL90–CL110*) не позволяет достоверно оценить их численность, что, соответственно, вносит шум в оценку промысловой части популяции. Увеличение надежности оценки младших размерных групп может произойти по крайней мере по двум причинам. Первая (менее вероятная причина) – это смена характера распределения пререкрутов-2, когда основная численность, которых будет доступна для траловой съемки. Вторая (более вероятная) – проведение съемки в прибрежных районах, где концентрируется молодежь. С другой стороны, уловистость трала по отношению к пререкрутам-2 значительно ниже, чем к старшим группам. По этой причине при низких численности и уловистости этих групп крабов точность этих оценок снижается. Добиться повышения точности можно сменой орудий лова. Например, помимо траловой съемки в прибрежных водах можно проводить драговые, водолазные или ловушечные исследования. Включение результатов таких исследований в модельные расчеты увеличит вероятность того, что наши результаты близки к реальной численности. Однако в настоящее время расчеты не показали хороших перспектив для использования стохастической версии модели *LBA*, как инструмента оценки динамики запаса, ОДУ и ориентиров управления для баренцевоморского запаса камчатского краба. Учитывая вышеизложенное, в настоящее время целесообразно использовать более простые модели, основанных на меньшем количестве когорт.

4.3. Когортная модель *CSA*

Модель *CSA* (*catch survey analysis*), является частным случаем модели *LBA*, и применяется в случаях, когда численность популяции мала для получения репрезентативных данных по размерному составу. Отличие модели *CSA* от *LBA* состоит лишь в том, что в ней используются более укрупненные размерные группы, а в расчетах можно ограничиться использованием данных по размерному составу лишь половозрелых самцов.

Априорная оценка параметров

Для оценки численности запаса по стохастической версии модели, основанной на когортном анализе размерных групп (*CSA*) необходима априорная информация об уровне естественной смертности M , величине коэффициентов улавливаемости, параметров

линьки, начальной численности размерных групп, а также о величине ошибок индексов численности. Для прогностических оценок требуется также оценить вне модели уровень пополнения в прогностические годы.

Коэффициент естественной смертности (M)

В соответствии с подходом, принятым для модели LBA , были заданы два вида априорного распределения M . В первом варианте M , как случайная величина, имела нормальное распределение с модой 0,2 и дисперсией 0,01 ($M \sim dnorm(0,2;100)$), при этом с 95% вероятностью искомое значение находилось в интервале 0,004–0,391. Во втором варианте диапазон априорного распределения задали максимально широким с равномерным распределением от 0,0 до 0,5 ($M \sim dunif(0,0;0,5)$) (McAllister and Kirkwood, 1998).

Вероятность линьки для пререкрутов (m)

Предварительная оценка этого параметра было сделана на основании результатов мечения камчатского краба баренцевоморской популяции, проведенного российскими и норвежскими специалистами (Пинчуков, Беренбойм, 2003; Nilssen, Sundet, 2006). Дополнительно использовались данные дальневосточных исследований (Zheng et al., 1995; рис. 31). Априорное распределение возможных значений параметра было описано с помощью нормального распределения $m \sim dnorm(0,95;500)$, то есть делалось предположение, что с 95% вероятностью пререкруты линяют в году y и переходят в другую размерную категорию.

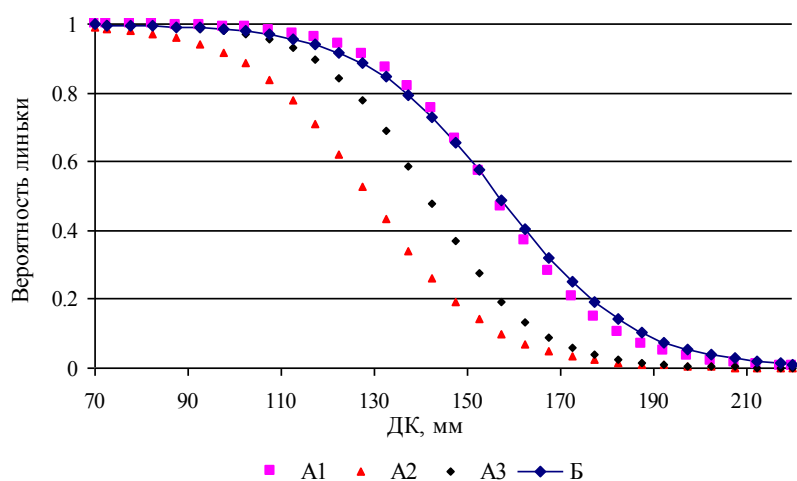


Рис. 31. Вероятность ежегодной линьки камчатского краба в зависимости от длины карапакса (ДК): А1 – в Бристольском заливе (Аляска) при высокой численности популяции, А2 – при резком снижении численности популяции, А3 – при низкой численности (Zheng et al., 1995) и Б – в Баренцевом море (Nilssen, Sundet, 2006).

Параметры роста $G_{PR,RE}$ и $G_{PR,PO}$

На основании норвежских исследований роста камчатского краба была рассчитана матрица вероятности перехода линяющих растущих крабов из одной размерной группы в другую и построена стохастическая модель (Nilssen, Sundet, 2006). Рассчитанные параметры были включены в данную версию когортной модели следующим образом: $G_{PR,R} \sim \text{dnorm}(0,9;500)$; $G_{PR,P} \sim \text{dnorm}(0,075; 500)$, то есть делалось предположение, что в году $t+1$ около 90% пререкрутов, оцененных в году t , при линьке переходят в рекруты, около 7,5 % – переходят в пострекруты и около 2,5 % – не линяют и остаются пререкрутами.

Коэффициенты улавливаемости (q_{pr} , q_{re} , q_{po})

Выбор априорного распределения для параметров улавливаемости основывался на тех же допущениях, что и в продукционной и *LBA* моделях. Коэффициенты улавливаемости функционально связаны друг с другом, то есть взаимозависимы, а также зависят от величин естественной смертности и вылова. Для первого прогона с этими коэффициентами было выбрано равномерное распределение с диапазоном возможных значений от 0,1 до 1. Также был осуществлен второй вариант расчетов с диапазоном возможных значений q_{po} , рекомендованным для стохастических моделей такого класса (Gelman et al., 1995; Punt, Hilborn, 1997; McAllister, Kirkwood, 1998). Поскольку коэффициенты модели функционально связаны, достаточно задать определенный диапазон и характер распределения для одного из них, чтобы от его значения детерминировали апостериорные распределения трех других параметров. Таким ведущим параметром был выбран коэффициент улавливаемости пострекрутов (q_{po}), для которого были заданы границы и характер распределения. В модели использовалось однородное априорное распределение в логарифмическом масштабе $\ln(q_{po}) \sim \text{dnorm}(-5;1)$, то есть предполагалось, что искомое значение с 95% вероятностью находилось в интервале 0,007–2,344. После настройки однородное априорное распределение для q_{pr} и $q_r \sim \text{dunif}(0,1;1)$ осталось прежним, то есть имело однородное распределение возможных значений, чем q_{po} . Были рассчитаны коэффициенты улавливаемости как с учетом официального вылова, так и оцененного нелегального (незарегистрированного, незаявленного, браконьерского) вылова.

Начальная численность пререкрутов (PR), рекрутов (RE) и пострекрутов (PO)

Численность запаса в первые годы исследований находилась на минимальном уровне. Учитывая, что предварительная оценка численности этих групп в начальный год практически не влияет на последующую оценку величины запаса PR_t , RE_t , PO_t были заданы в достаточно широких диапазонах возможных значений с равномерным распределением $PR_t \sim \text{dunif}(2;200)$; $RE_t \sim \text{dunif}(20;600)$; $PO_t \sim \text{dunif}(20;500)$.

Дисперсия ошибок измерения индексов численности (σ_{pr}^2 , σ_{re}^2 , σ_{po}^2 .)

Априорное распределение ошибок индекса численности основаны на оценках коэффициента вариации индекса по результатам съемки. В среднем коэффициент вариации индекса составил $CV=25\%$ (Беренбойм, Пинчуков, 2003). Вероятности распределения его стандартного отклонения имеют медиану 0,25, то есть ошибка имеет гамма-распределение $\sim \text{dgamma}(0,1;0,1)$, где $\text{dgamma}(r,\mu)$ определяется как $\mu^r x^{r-1} e^{-\mu x} / \Gamma(r)$ ($x>0$).

Оценка пополнения промыслового запаса

Оценка пополнения промысловой части популяции требуется для расчетов прогностических оценок динамики численности популяции. При прогнозировании на один год вперед численность RE_{t+1} основывается на оценке численности пререкрутов PR_t с учетом оцененных по модели коэффициентов улавливаемости (q_{pr} , q_{re}) и естественной смертности (M). По результатам съемки 2006 года индекс численности пререкрутов выше среднегодовалого уровня за 5 последних лет на 90% (табл. 6). Эта величина уступает на 40% лишь численности пререкрутов 2001 г., когда было зафиксировано рекордно высокое пополнение, превышающее предыдущие более чем в 3 раза. При прогнозе на два и более лет вперед численность пополнения (в нашем случае пререкрутов) обычно принимается равной уровню, оцененному для конечного года, либо среднему за несколько последних лет (Методическое пособие..., 2007). Принималось три варианта численности пререкрутов в прогностические годы: на уровне 2007 г., а также как среднее арифметическое за 2 и 5 последних лет. Прогноз на уровне 2007 г. основывается на результатах оценки группы пререкрутов-2 в 2006 г., который превысил среднегодовалый уровень за 5 последних лет в более чем в два раза.

Результаты оценки численности камчатского краба модели CSA

Для получения расчетов с минимальным влиянием предварительно оцененных параметров первый прогон модели предполагал выбор априорных распределений с широким диапазоном возможных значений для всех параметров. При визуальном сравнении распределений M видно, что апостериорное распределение обрезается нашим выбором границ априорного распределения (рис. 32). Плотности распределений возможных значений M и q_{pr} стремятся пересечь нулевую границу, а q_{po} превысить 1. Биологический смысл, заложенный в модели, не позволяет сделать допущения, что величина M может принимать отрицательные значения, а оценка q_{po} быть выше 1. Чтобы избежать этого мы использовали предварительные оценки параметров с более узким диапазоном распределения возможных значений, описанные в методическом разделе.

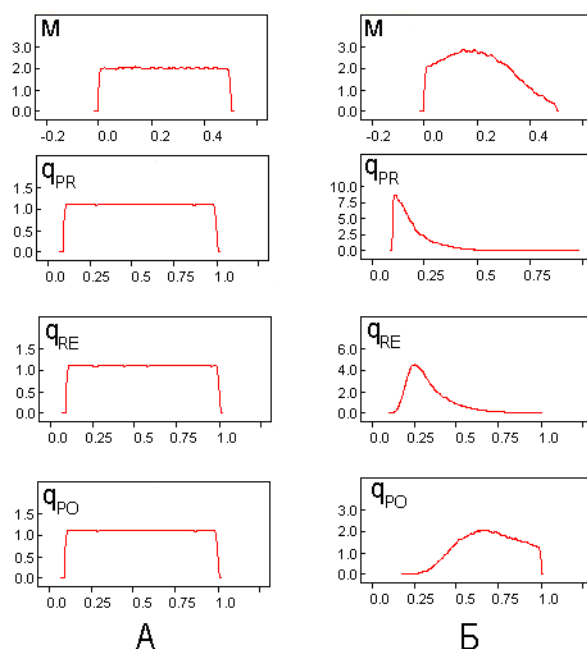


Рис. 32. Априорные (А) и апостериорные (Б) плотности вероятностей параметров: M , q_{pr} , q_{re} , q_{po} при расчете с выбором априорных распределений в широком диапазоне возможных значений.

С целью ограничить диапазон априорных значений параметров M ($M \sim \text{dnorm}(0,2;100)$) и q_{po} ($\ln(q_{po}) \sim \text{dunif}(-5;1)$) использовалась биологическая информация о том, что естественная убыль краба находится в интервале 0,01–0,40, а улавливаемость пострекрутов – в пределах 0,1–1,0 со средним значением 0,50 и модой 0,15. В результате настройки апостериорные вероятности этих параметров лучше соответствуют гипотезам и соотношениям, заложенным в биологической формулировке модели. Плотности

распределения вероятностей параметров не достигают маловероятных границ и не обрезаются априорными распределениями (рис. 33).

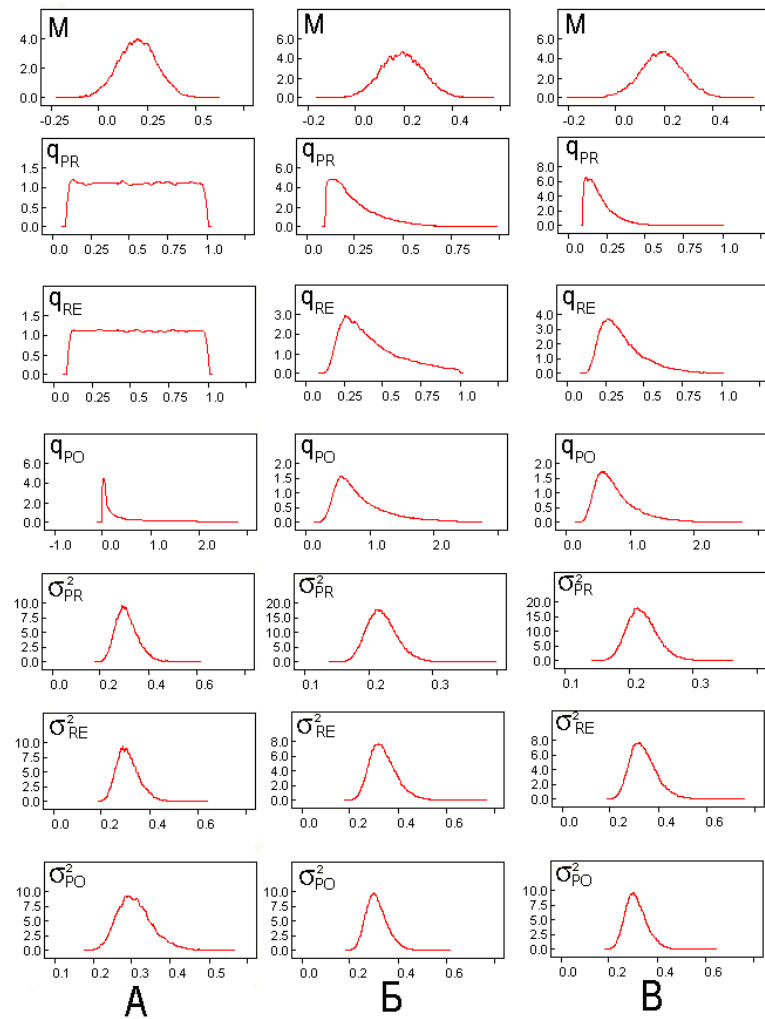


Рис. 33. Априорные (А) и апостериорные плотности вероятности параметров: M , q_{pr} , q_r , q_p , σ_{pr}^2 , σ_{re}^2 , σ_{po}^2 при расчете с учетом официального (Б) и общего (В) выловов.

Далее прогоны проводились по двум сценариям, учитывая только официальный (сценарий 1) и общий (сценарий 2) вылов с учетом незаконного. Визуальный сравнительный анализ апостериорных вероятностей и трендов численности показал, что различия между двумя сценариями минимальны и не позволяют предпочесть какой-либо сценарий расчетов (рис. 33, рис. 34).

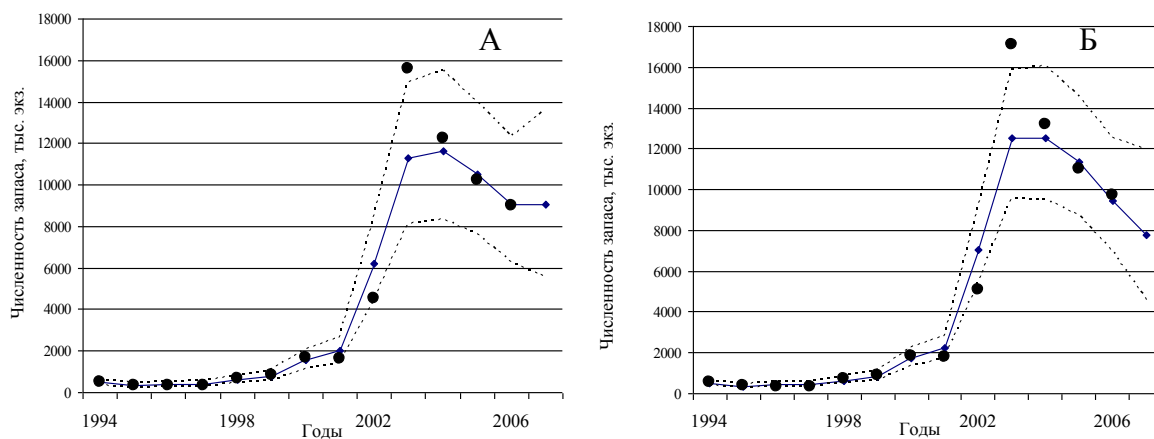


Рис. 34. Индексы численности промыслового запаса камчатского краба в Баренцевом море по данным траловых съёмок (точки) и по модели (линия) с учетом коэффициентов улавливаемости, официального (А) и общего (Б) выловов. Численность дана с 95% доверительным интервалом (штриховая линия).

При расчетах по второму сценарию коэффициенты улавливаемости и естественной смертности оказались несколько ниже, в то время как численность размерных групп – выше, чем при расчетах по первому сценарию (табл. 12). С увеличением промысловой нагрузки на запас в 2005–2006 гг. оцененная численность пострекрутов 2007 г. оказалась ниже по второму сценарию, в то время как численность пререкрутов и рекрутов выше. Параметры модели, настраиваясь на данные вылова 2005–2006 гг., корректирует продуктивность запаса, увеличивая численность младших групп за счет уменьшения коэффициентов их улавливаемости. Минимальная сумма квадратов остатков отклонений (RSS) для индексов рекрутов и пострекрутов наблюдалась при расчетах с неофициальным выловом. Таким образом, именно второй вариант модели в этом случае лучше описывал входные индексы численности. В дальнейшем анализируются результаты расчетов с учетом общего вылова (сценарий 2).

Медианные значения параметров и переменных оценки численности пререкрутов (PR), рекрутов (RE) и пострекрутов (PO) камчатского краба по модели CSA с учетом официального вылова (сценарий 1) и общего вылова (сценарий 2)

Параметр	Сценарий 1			Сценарий 2		
M	0,191			0,190		
$molt$	0,95			0,95		
$G_{PR,RE}$	0,90			0,90		
$G_{PR,PO}$	0,07			0,07		
q_{pr}	0,21			0,18		
q_{re}	0,38			0,33		
q_{po}	0,74			0,70		
σ_{pr}^2	0,22			0,22		
σ_{re}^2	0,33			0,33		
σ_{po}^2	0,31			0,31		
Год/Численность, тыс.экз.	PR	RE	PO	PR	RE	PO
1994	33	98	370	38	112	390
1995	226	36	299	259	41	318
1996	137	159	226	157	182	239
1997	160	53	357	184	61	381
1998	265	124	455	303	142	486
1999	1324	193	569	1506	221	609
2000	1703	772	755	1956	880	813
2001	6528	920	1013	7559	1056	1098
2002	3615	4511	1556	4188	5273	1648
2003	2988	3861	7070	3440	4522	7642
2004	1829	2333	9071	2113	2701	9611
2005	2351	1311	9065	2702	1518	9685
2006	4926	1746	7110	5690	2014	7243
2007	4964	3445	5038	5697	3985	3208
RSS	1,074	0,952	0,397	1,080	0,948	0,390

За весь период наблюдения все группы значительно увеличили свою численность (рис. 35). В 1994–1996 гг. численность всех групп сохранялась на стабильно низком уровне. С 1997 г. наблюдался рост численности, который достиг своего максимума в 2001 г. для пререкрутов, в 2002 г. для рекрутов, а в 2004–2005 гг. для пострекрутов. Численность промысловой части популяции последние шесть лет сохранялась на уровне выше среднегодового, достигнув в 2004 г. своего максимума. В 2006 г. отмечалось максимальное промысловое изъятие крабов (5,04 млн. экз.), следовательно в 2007 г. ожидалось дальнейшее уменьшение численности пострекрутов. Нижняя граница 95%

доверительного интервала численности пострекрутов в 2007 г. достигает критически низкого значения, что свидетельствует о высокой степени неопределенности в оценке при существующей степени эксплуатации.

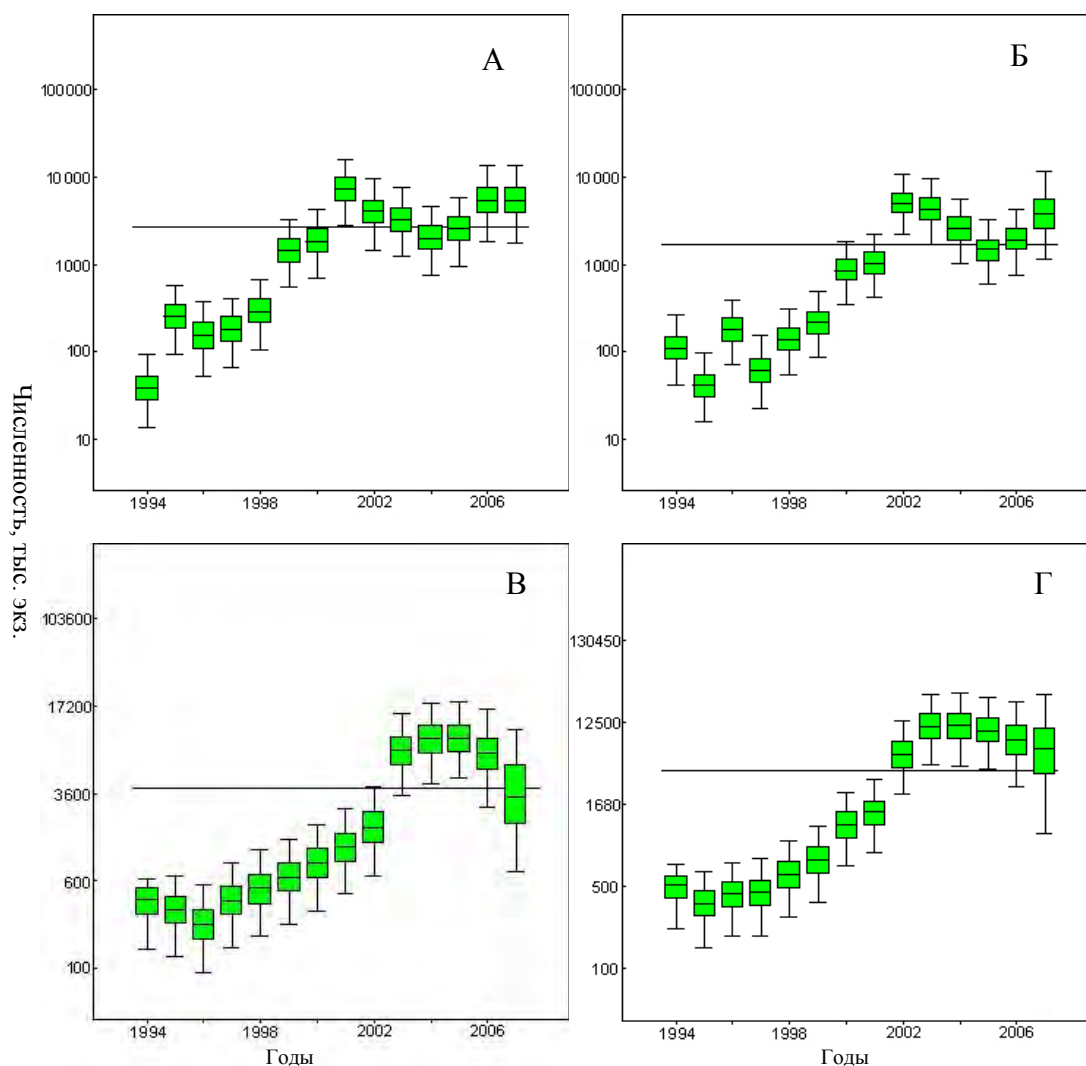


Рис. 35. Динамика численности пререкрутов (А), рекрутов (Б), пострекрутов (В) и промыслового запаса (Г) камчатского краба в Баренцевом море в 1994–2007 гг. (ось x в логарифмическом масштабе; прямоугольники с горизонтальной чертой – диапазон квартилей с медианой; планки погрешностей – 95% доверительный интервал, горизонтальная черта – среднемноголетняя численность).

Сравнение статистических характеристик распределения остатков между фактическими и рассчитанными значениями численности показывает, что исходные данные достаточно хорошо описываются расчетными величинами (рис. 36). За весь период наблюдений с 1994 по 2006 гг. остатки для пререкрутов и рекрутов были выше, чем для пострекрутов. Наблюдается также связь остатков по размерным группам в отдельные годы. Так в 2003 г. остатки для рекрутов и пострекрутов были положительны, то есть модельные значения ниже значений, полученных по траловым съемкам. В 2001–

2002 г. остатки для этих размерных групп имеют отрицательные значения, то есть моделируемая численность выше значений, полученных по траловым съемкам. Причиной этого являются, скорее всего, неточные оценки индексов по исследовательской съемке в 2002 г. Кроме того, в начальный период наблюдений в 1994–1997 гг. отмечаются высокие величины остатков. Такие значения, по всей видимости, связаны с методическими огрехами оценки индексов в первые годы проведения исследовательских съемок, когда численность была низкая, а ошибки измерений – велики. В этот период относительно низкие уловы крабов в ходе ежегодных съемок, недооценки численности вследствие активных миграций акклиматизанта, а также методические ошибки в ходе становления нового ряда наблюдений вносят существенные помехи в оценку параметров запаса и затрудняют выявление закономерностей его динамики. Значительно лучше модель описывает данные в 2004–2006 гг., что, возможно, подтверждает допущение о правильном соотношении индексов численности размерных групп по данным съемок 2004–2006 гг. и реальной численностью их в популяции.

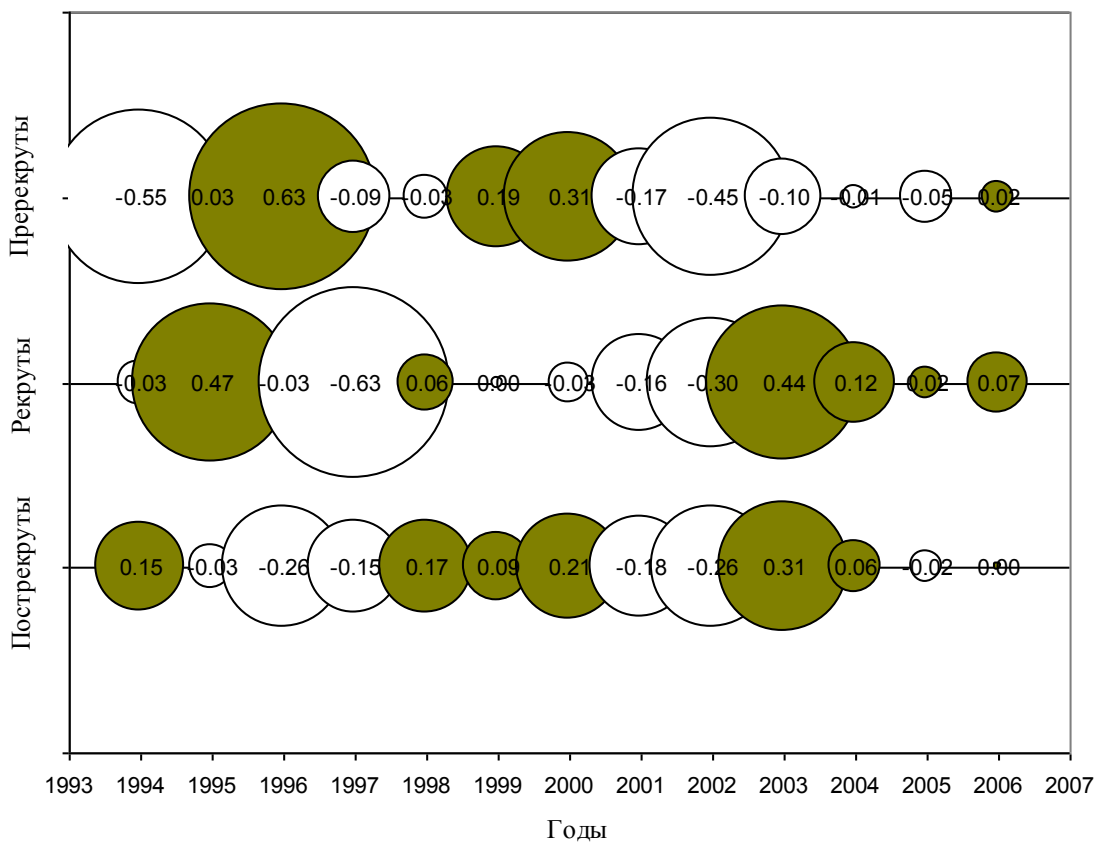


Рис. 36. Величины отклонений логарифмов (серые круги – положительные, белые – отрицательные) фактических индексов численности размерных групп по съемкам от рассчитанных значений при использовании когортной *CSA* модели для камчатского краба Баренцева моря в 1994–2006 гг. (сценарий 1).

Основные диагностические показатели размерных групп представлены в таблице 13. Наибольшие отклонения фактических от рассчитанных значений индексов численности наблюдаются для всех размерных групп в начальный период исследований 1994–1997 гг. Высокие остатки в 2002–2003 гг. отражают резкий скачок численности в эти годы и неспособность модели точно описать входные данные. Такой скачок численности может быть связан с методическими проблемами при проведении съемки 2001 и, соответственно, некорректной оценкой индексов численности в эти или предыдущие годы. Минимальные отклонения, отмеченные для всех групп, соответствуют 2004–2006 гг. В этот период наблюдается наилучшее согласование модельных оценок численности с данными наблюдений по исследовательским съемкам.

Наряду с отклонениями были рассчитаны вероятности получения крайних фактических значений (*p.extreme*), алгоритм оценки которых описан в главе 2. Значительные смещения показателя относительно 0,5 отмечаются в 1994–1997 и 2002–2003 гг., для которых выявлена низкая согласованность фактических и расчетных значений индексов численности. Минимальные ошибки обнаружены для 1998–2001, 2004–2006 гг., когда не наблюдалось резких скачкообразных изменений в индексах численности. Анализ отклонений и вероятностей *p.extreme* дает основание пересмотреть результаты расчетов индексов в отдельные годы и, возможно, выполнить их корректировку с учетом дополнительных данных или, например, с помощью аппроксимирующих методов.

Таблица 13

Логарифмы отклонений фактических от рассчитанных значений индексов численности размерных групп (*отклонения*) и показатели *p.extreme* для пререкрутов, рекрутов, пострекрутов

Год	пререкруты		рекруты		пострекруты	
	<i>отклонения</i>	<i>p.extreme</i>	<i>отклонения</i>	<i>p.extreme</i>	<i>отклонения</i>	<i>p.extreme</i>
1994	-0,54	0,11	-0,03	0,47	0,16	0,70
1995	0,03	0,51	0,47	0,85	-0,04	0,46
1996	0,64	0,91	-0,02	0,48	-0,26	0,24
1997	-0,09	0,41	-0,63	0,08	-0,16	0,32
1998	-0,03	0,46	0,06	0,54	0,16	0,66
1999	0,21	0,67	0,00	0,51	0,09	0,59
2000	0,32	0,75	-0,02	0,50	0,19	0,71
2001	0,07	0,55	-0,16	0,35	-0,21	0,28
2002	-0,45	0,16	-0,32	0,22	-0,26	0,25
2003	-0,10	0,40	0,42	0,82	0,29	0,77
2004	-0,01	0,48	0,12	0,60	0,06	0,55
2005	-0,05	0,44	0,02	0,51	-0,02	0,45
2006	0,02	0,50	0,06	0,55	0,04	0,54

Прогностические оценки численности камчатского краба, рассчитанные по модели CSA

Ранее нами была построена детерминистическая модель *CSA* для популяции камчатского краба Баренцева моря, которая позволяет с достаточной степенью надежности прогнозировать численность рекрутов и пострекрутов на 1–2 года вперед (Баканев, 2003). Для краткосрочного прогноза состояния промыслового запаса в году $t+1$ и $t+2$ требуется знать следующие параметры: численность размерных групп в году t ; коэффициент естественной смертности для t , $t+1$; будущий вылов; вероятность линьки размерных групп для прогнозируемых лет. Для прогноза общей численности половозрелых самцов камчатского краба, помимо коэффициентов естественной смертности и оценок вероятности линьки разных размерных групп, требуется знание численности пререкрутов-2 в годах $t+1$, $t+2$. Другими словами, прогноз численности промысловой части популяции в следующем году $t+1$ в основном зависит от численности пререкрутов и промыслового запаса в текущем году t , которая достаточно надежно оценивается по данным съемки и, соответственно, в модели. Прогноз численности промыслового запаса в году $t+2$ зависит не только от численности пререкрутов и промыслового запаса в году t , но и от численности пререкрутов-2. Следовательно, точность прогностической оценки промыслового запаса на два года вперед имеет тесную зависимость от точности оценки численности пререкрутов-2. Анализ входных данных показал, что в настоящее время численность пререкрутов-2 по данным съемки, а, следовательно, и по модели, не может быть оценена достаточно корректно. Чтобы избежать значительных погрешностей в прогнозе на два года вперед, следует корректировать этот показатель на основе результатов съемки, проводимой через год. В этом случае численность пререкрутов-2 в году t будет вновь оценена в году $t+1$ как численность пререкрутов, соответственно, численность рекрутов в году $t+2$ будет зависеть от результирующей этих двух оценок (Баканев, 2003).

В рассматриваемой стохастической версии модели *CSA* ряд пререкрутов-2 был исключен из входных данных. Для прогностических расчетов данные по численности пререкрутов-2 используются как дополнительная информация о возможной численности пререкрутов в году $t+1$. Оценка рекрутов в году $t+1$ основывается на оценке численности пререкрутов в году t с учетом оцененных по модели коэффициентов улавливаемости и естественной смертности. По результатам съемки 2006 года индекс численности пререкрутов оценивается выше среднеголетнего уровня за 5 последних лет на 90%.

Эта величина уступает на 40% лишь численности пререкрутов 2001 г., когда было зафиксировано рекордно высокое пополнение, превышающее предыдущие более чем в 3 раза. Ожидалось, что в 2007 г. численность рекрутов может возрасти при отсутствии нелегального вылова. Рассматривалось несколько вариантов прогноза пополнения:

- пополнение рекрутами в прогностические годы принимается на уровне 2006 г. – 5,690 млн. экз. (такой оптимистический прогноз основывается на результатах оценки группы пререкрутов-2 в 2006 г., который превысил среднемноголетний уровень за 5 последних лет в более чем в два раза);

- численность пререкрутов принимается как среднее арифметическое за 2 последних года – 4,220 млн. экз.;

- численность пререкрутов. принимается как среднее арифметическое за 5 последних лет – 3,315 млн. экз.

Общий прогностический вылов рассматривается как промысловое изъятие, в состав которого входит официальный вылов, а также нелегальный, неучтенный и незаявленный. Для демонстрации прогностических возможностей модели рассматривается несколько вариантов возможного вылова: 2, 4, 6 млн. экз. В таблице 14 даны прогностические оценки с учетом состояния запаса на начало 2007 г. Медианные оценки прогностической численности на 2008–2009 гг. выполнены с учетом различной степени эксплуатации и пополнения, а также вероятностных распределений значений параметров модели, в том числе и ошибок (рис. 37).

Прогнозируемая численность промыслового запаса камчатского краба (средняя, медианная оценка с 50% и 95% доверительными границами) в 2007–2009 гг. при разной степени эксплуатации и пополнения (млн. экз.)

Годы	Вылов	Средняя	2,50%	25,00%	Медиана	75,00%	97,50%
Пополнение = 2006 г.							
2007	2,00	8,97	1,47	4,57	7,80	11,99	23,55
2008	2,00	11,21	1,74	5,71	9,62	14,80	30,09
2009	2,00	13,17	1,93	6,68	11,12	17,22	36,58
2007	4,00	8,97	1,47	4,57	7,80	11,99	23,55
2008	4,00	9,67	1,34	4,29	7,97	13,02	27,81
2009	4,00	10,31	1,29	4,19	8,15	13,89	31,97
2007	6,00	6,36	1,87	3,90	5,70	8,05	14,66
2008	6,00	6,35	1,87	3,93	5,69	8,05	14,57
2009	6,00	6,35	1,89	3,91	5,68	8,01	14,70
Пополнение = среднему за 2 последних года							
2007	2,00	9,34	1,48	4,83	8,17	12,45	24,34
2008	2,00	11,64	1,78	6,03	10,04	15,34	31,05
2009	2,00	12,23	1,53	6,00	10,26	16,06	34,89
2007	4,00	9,34	1,48	4,83	8,17	12,45	24,34
2008	4,00	10,08	1,38	4,57	8,40	13,57	28,84
2009	4,00	9,35	0,97	3,44	7,28	12,71	30,23
2007	6,00	9,34	1,48	4,83	8,17	12,45	24,34
2008	6,00	8,76	1,27	3,62	6,90	11,84	26,71
2009	6,00	7,13	0,88	2,39	4,79	9,53	25,89
Пополнение = среднему за 5 последних лет							
2007	2,00	9,40	1,50	4,83	8,20	12,47	24,86
2008	2,00	11,71	1,81	6,06	10,06	15,42	31,43
2009	2,00	11,45	1,26	5,41	9,41	15,10	33,82
2007	4,00	9,40	1,50	4,83	8,20	12,47	24,86
2008	4,00	10,15	1,40	4,60	8,43	13,65	29,23
2009	4,00	8,58	0,76	2,86	6,44	11,74	29,13
2007	6,00	9,40	1,50	4,83	8,20	12,47	24,86
2008	6,00	8,83	1,29	3,66	6,92	11,91	27,13
2009	6,00	6,38	0,70	1,89	3,95	8,56	24,58

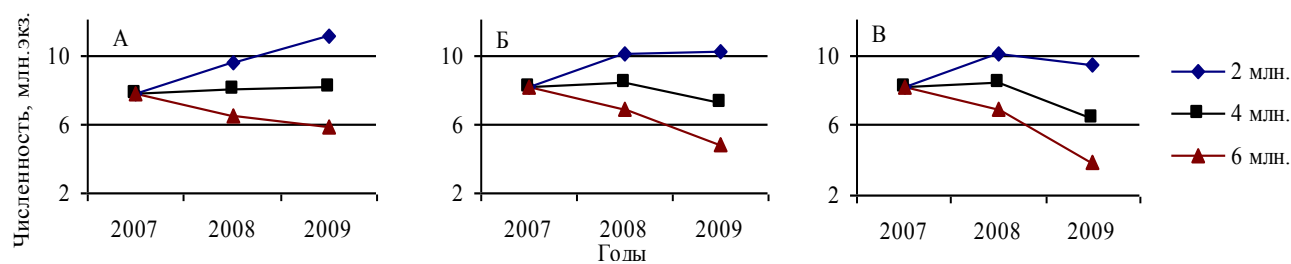


Рис. 37. Прогноз численности промыслового запаса камчатского краба в Баренцевом море при разных уровнях эксплуатации в 2007–2009 гг., при прогнозируемом вылове 2,4,6 млн. экз. и пополнении равному: уровню 2006 г. (А); среднему за 2 последних года (Б), среднему за 5 последних лет (В).

Численность промысловой части популяции для 2007 г. определена на уровне 7–8 млн. экз. Прогноз численности на 2008–2009 гг. при различной степени эксплуатации показывает, что при вылове 2 млн. экз. и пополнении равном 2006 г. промысловый запас растет или сохраняет свою численность к 2009 г. При вылове 4 млн. экз. и принятых уровнях пополнения прогноз на 1 год вперед также остается оптимистическим. Вылов в 6 млн. экз. и принятых уровнях пополнения ведет к снижению численности. Высокая неопределенность в оценке и большая вероятность того, что запас может находиться в нижней области доверительных границ не позволяет сделать вывод о том, что долговременное изъятие на уровне 4–6 млн. экз. сохранит численность популяции на существующем уровне. Учитывая высокую степень неопределенности в надежности оценки вылова, пополнения, естественной смертности и коэффициентов улавливаемости вероятность снижения численности в 2007–2009 гг. при вылове в 2 млн. экз. сохраняется на высоком уровне.

Таким образом, оценки прогнозируемой численности, основанные на нашем представлении о размере популяции и ее продукционных способностей, позволяют определить допустимый уровень эксплуатации, но с низкой степенью достоверности. С другой стороны, они не могут быть точнее, поскольку в модель включены максимально возможные по точности данные, а также величины, отражающие наши современные представления о свойствах популяции краба в Баренцевом море, основанные на исследованиях тихоокеанских популяций камчатского краба. Анализ расчетов численности по модели *CSA*, а также опыт применения детерминированной версии данной модели для запасов королевских крабов у берегов Аляски дает основание предполагать, что достоверное определение уровня эксплуатации баренцевоморской популяции зависит главным образом от следующих факторов:

- 1) достоверная оценка ежегодного вылова;

- 2) накопление биопромысловой статистики и увеличения ряда наблюдений;
- 3) отслеживание реакции популяции на промысловое усилие;
- 4) получение в рамках специальных исследований данных о параметрах M , q_{pr} , q_{re} , q_{po} , $molt$, $G_{PR,R}$, $G_{PR,P}$.

Принимая во внимание все выше сказанное, теоретически правильный подход при управлении запасом как динамической равновесной системой должен строиться на отслеживании постепенно возрастающего промыслового усилия, изменений в численности промысловой части популяции и ее пополнении с целью получить соотношение между этими величинами. Как только пополнение не сможет в значительной степени компенсировать промысловое изъятие, а запас будет находиться в зоне перелома, можно сделать вывод о возможном диапазоне уровня эксплуатации. В соответствии с таким диапазоном, можно отыскать оптимальное промысловое усилие для текущего состояния запаса и пополнения. После реализации такой процедуры возможна установка биологически обоснованных ориентиров управления и проведение риск-анализа (Хилборн, Уолтерс, 2001). Если эксплуатация не имеет истории эксплуатации, охватывающую широкий диапазон изменения численности и уровней промыслового усилия, то использование риск-анализа и ориентиров управления может строиться на принципе практической уверенности. В этом случае задаются определенные пороги эксплуатации или величины запаса, переход за которые ведет к нежелательным последствиям. Выбор такого рода ориентиров в задачу данной работы не входит, поэтому для демонстрации расчетов рисков нами был выбран B_{lim} равный 30% от уровня максимальной величины промыслового запаса, отмеченный за весь период наблюдений.

Вероятности снижения запаса ниже B_{lim} с учетом состояния запаса на начало 2007 г. представлены в таблице 15. Риски на 2008–2009 гг. рассчитаны с учетом различной степени эксплуатации и пополнения, а также вероятностных распределений величин параметров модели, в том числе и ошибок (рис. 38). Как видно на диаграмме, при вылове 2 млн. экз. и принятых пополнениях риск превышения B_{lim} снижается или находится на стабильно низком уровне. При вылове 4 млн. экз. и принятых уровнях пополнения вероятность превышения ориентира увеличивается. Вылов в 6 млн. экз. и принятых уровнях пополнения ведет к значительному увеличению риска. Итак, риск-анализ показал, что долговременное изъятие на уровне 4–6 млн. экз. увеличит вероятность снижения запаса ниже установленных нами границ.

Риск (p) снижения численности промыслового запаса камчатского краба в Баренцевом море при разных уровнях эксплуатации и пополнении в 2007–2009 гг.

Вылов, млн. экз.	2007	2008	2009
Пополнение равное уровню 2007 г.			
2	0,21	0,14	0,11
4	0,21	0,23	0,24
6	0,21	0,30	0,35
Пополнение равное среднему за 2 последних года			
2	0,19	0,13	0,14
4	0,19	0,21	0,29
6	0,19	0,28	0,44
Пополнение равное среднему за 5 последних лет			
2	0,19	0,13	0,16
4	0,19	0,21	0,34
6	0,19	0,28	0,50

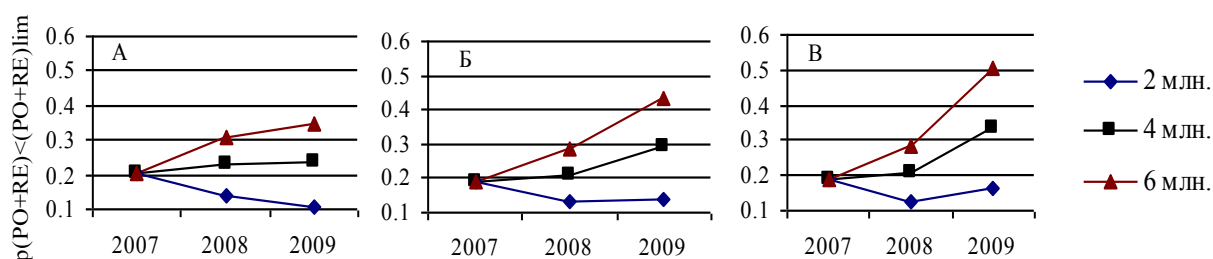


Рис. 38. Риск (p) снижения промыслового запаса камчатского краба в Баренцевом море при разных уровнях эксплуатации в 2007–2009 гг., при прогностическом вылове 2,4,6 млн. экз. и пополнении равному: уровню 2006г. (А); среднему за 2 последних года (Б); среднему за 5 последних лет (В).

Использование когортных моделей, учитывающих размерные классы, позволяет получать информацию по оценке воздействия промысла для видов, данные по возрастам которых недоступны. Продукционные модели для оценок искусственно созданных запасов менее эффективны и требуют допущений в больших пределах, чем когортные модели. Это связано с невозможностью принятия тезиса о том, что запас находится в равновесном состоянии и имеет относительно постоянный продукционный потенциал и емкость среды. Когортные модели позволяют анализировать и оценивать отдельные «поколения» и учитывать величину пополнения. С другой стороны, объединяет когортные и продукционные модели необходимость выбора масштабирующего коэффициента улавливаемости, который связывает индексы съемок с абсолютными значениями численности или биомассы. При выборе коэффициента улавливаемости с однородным распределением от $-\infty$ до $+\infty$ модель настраивается только по вылову при

условии, что коэффициенты естественной смертности зафиксированы. При этом если система запас–промысел не имеет истории эксплуатации, охватывающей широкий диапазон изменения биомассы и уровней промыслового усилия, то использование такой модели может привести к неверным «путающим» результатам (Smith, Addison, 2003). История полномасштабной эксплуатации баренцевоморского запаса камчатского краба началась в 2005 г., то есть на результаты настройки модели в большей степени влияют всего два года (2005–2006 гг.), что не достаточно для надежной настройки модели на величину вылова. В настоящее время результаты расчетов по моделям для камчатского краба в Баренцевом море зависят в большей степени от выбора коэффициентов улавливаемости.

Коэффициент улавливаемости равен коэффициенту уловистости трала при условии полной оценки траловой съемкой ареала. Съемка камчатского краба в российской экономической зоне в последние 3 года не проводилась в прибрежной семимильной зоне, где численность краба была достаточно высока в предыдущие годы. Резкое увеличение индекса численности промыслового запаса в 2001 году предполагает то, что в предыдущий год существовала недооценка запаса, а в 2001 году его переоценка. Коэффициент улавливаемости в данном случае не равен коэффициенту уловистости трала. Тем не менее, надо понимать, что коэффициент уловистости является составляющим коэффициентом улавливаемости и выбор его очень важен для оценки абсолютной численности. Для баренцевоморского запаса величина коэффициента уловистости может приниматься как минимальная величина коэффициента улавливаемости.

Например, при использовании модели *CSA*, при оценке численности популяции камчатского краба у берегов Аляски принимается допущение, что улавливаемость пострекрутов и рекрутов равна 1, а оценивается улавливаемость пререкрутов и пререкрутов-2. Такое допущение удовлетворяет управленческим целям, и история эксплуатации запаса насчитывает более 20 лет (Zheng et al., 1997). В наших расчетах мы не ограничивали жестко распределение функции плотности вероятности для параметра улавливаемости. Апостериорное распределение возможных значений для коэффициента улавливаемости пострекрутов имело медиану 0,74 и 0,70 для расчетов по сценарию 1 и 2, соответственно. Возможно, что с учетом нелегального вылова, и коэффициентом естественной смертности 0,2 последний коэффициент улавливаемости более реалистичен. Тем не менее, учитывая, что оценка нелегального вылова сделана с высокой степенью неопределенности и, возможно, величина реального вылова значительно выше, а также то, что акватория съемки не полностью покрывает ареал, можно предположить, что коэффициент улавливаемости рассчитанный по второму сценарию завышен. Повышение

точности коэффициента q зависит от наличия знаний о коэффициенте уловистости трала, которым проводятся учетные съемки, а также от информации о плотностном распределении краба вне акватории съемки. Получение таких данных и включение их в модельные расчеты увеличит вероятность того, что наши результаты оценок будут близки к абсолютной численности. Учет опыта американских ученых и результаты наших исследований показали хорошие перспективы для использования стохастической версии модели *CSA*, как инструмента оценки динамики запаса, ОДУ и ориентиров управления для баренцевоморского запаса камчатского краба.

4.4. Сравнительный анализ трех моделей

Любая оценка популяционной численности основывается на предположениях, использование которых упрощает моделирование биосистемы. Сравнительное изучение показало, что более простые модели (основанные на большем числе допущений) могут иногда исполняться так же, или даже лучше чем, сложные модели (Richards, Schnute, 1998). Простые модели, которые сохраняют биологический реализм, не должны игнорироваться, потому что они более прозрачны, чем сложные методы и производят адекватные заключения (Punt, Hilborn, 1997).

В нашем исследовании использовались простая продукционная модель на основе уравнения Шефера, а также две когортные: *CSA*, включающая 3 размерных класса, и более сложная *LBA*, состоящая из 12 размерных групп. Ниже мы проанализировали результаты их расчетов численности промысловой части популяции. Промысловая часть популяции в модели *CSA* представлена рекрутами и пострекрутами, а в модели *LBA* – размерными группами *CL130–CL200*. В продукционной модели численность популяции соответствовала численности промысловых самцов.

Анализ оценок численности, рассчитанных по продукционной, *CSA*, *LBA* моделям, показал удовлетворительное соответствие модельных расчетов с исходными данными по съемке. За весь период наблюдения все группы значительно увеличили свою численность (рис. 39). В 1994–2001 гг. численность популяции сохранялась на стабильно низком уровне, и все модели одинаково описывают этот период. Скачок численности в 2003–2004 гг. хуже описывается когортными моделями, но к 2005–2006 гг. тенденции в изменении численности по всем моделям совпадают. Максимальная численность запаса была отмечена в 2003 г. согласно продукционной модели и 2004–2005 гг. согласно когортным моделям. К 2006 г. численность снизилась и по всем оценкам ее уровень составил около 10 млн. экз. Учитывая, что входные данные и выбор априорной вероятности для

коэффициентов улавливаемости был схожим для всех трех моделей, результаты оценки также получились сходными. Продукционный подход к динамике такой популяции дает, в нашем случае, крайне ненадежные результаты с оценками численности, имеющими широкие доверительные интервалы. Использование этого подхода, очевидно, станет более эффективным в период устойчивого состояния запаса в фазе полной натурализации краба в экосистеме Баренцева моря. В тоже время, наличие данных о размерной структуре популяции камчатского краба, позволит использовать эту дополнительную информацию для уточнения полученных характеристик в рамках когортных моделей.

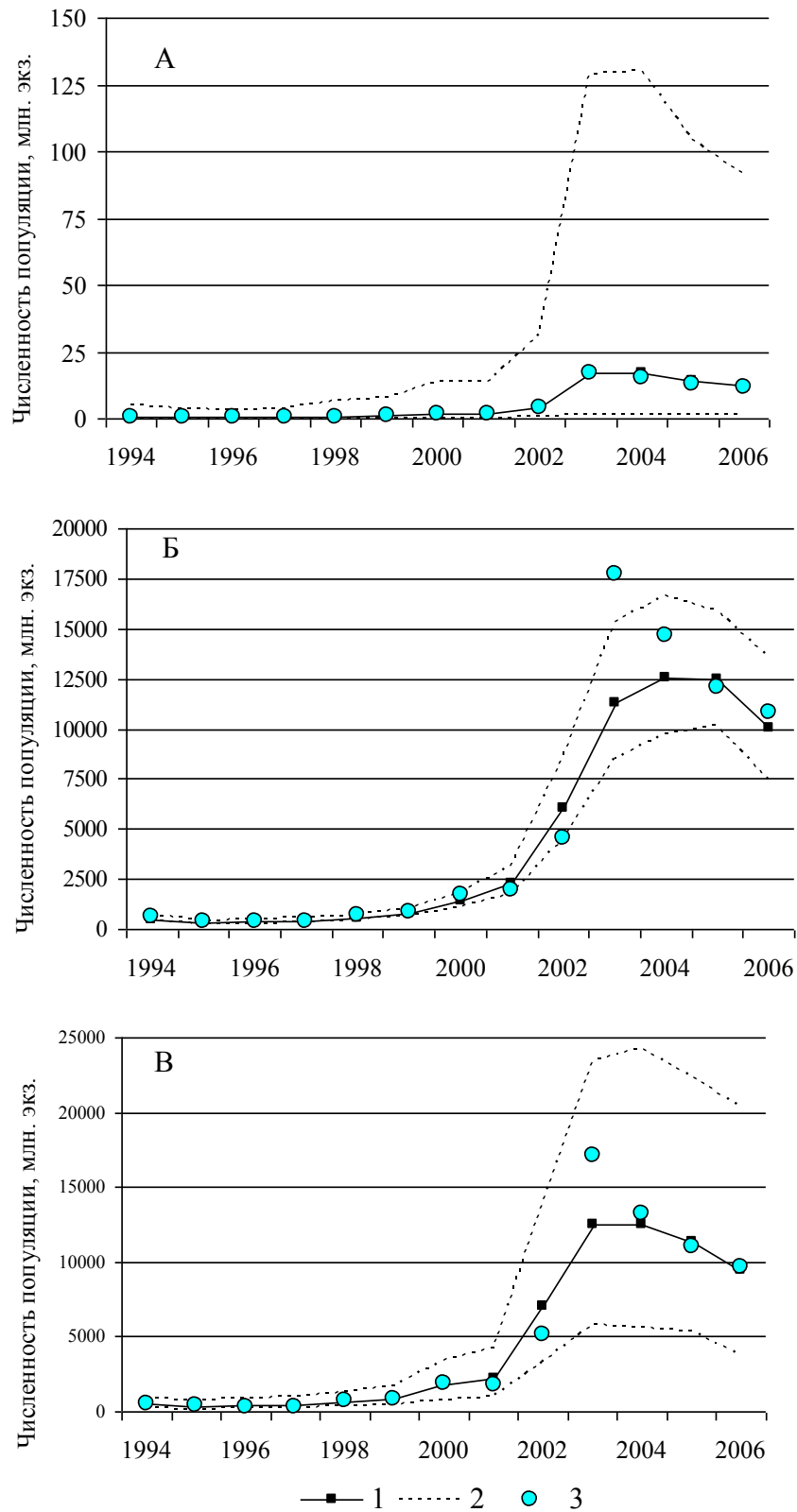


Рис. 39. Медианная численность (1) с 95%-ным доверительным интервалом (2) промысловой части популяции камчатского краба в Баренцевом море по продукционной (А), *LBA* (Б), *CSA* (В) моделям и по данным траловых съемок (3) с учетом коэффициентов улавливаемости.

Прогноз численности промысловой части популяции в 2007–2009 году по трем моделям также имеет схожие тенденции (табл. 16, рис. 40). Численность половозрелых самцов для 2007 г. определена равной 8–10 млн. экз. Прогноз состояния запаса в 2008–2009 гг. при различной степени эксплуатации показывает, что при вылове 2 млн. экз. численность популяции растет по расчетам всех трех моделей. При вылове 4 млн. экз. и принятых уровнях пополнения прогноз с заблаговременностью 1 год показывает рост численности по модели *CSA*, в силу принятого высокого пополнения. По продукционной и *LBA* моделям такой вылов ведет к снижению запаса, причем по продукционной такое снижение имеет более выраженный характер. Прогностические оценки при вылове 4 млн. экз. и заблаговременностью 2 года показывают снижения численности по расчетам всех трех моделей. Согласно всем расчетам, высокая неопределенность в оценке и большая вероятность того, что запас может находиться в нижней области доверительных границ не позволяет сделать вывод о том, что долговременное изъятие на уровне 4 млн. экз. сохранит популяцию краба в стабильном состоянии.

Таблица 16

Прогностическая численность промысловой части популяции камчатского краба (средняя, медианная оценка с 50% и 95% доверительными границами) в 2007–2009 гг. согласно расчетам по продукционной, *CSA* и *LBA* моделей и прогностическом вылове 2 и 4 млн. экз.

Годы	Вылов	Средняя	2.50%	25.00%	Медиана	75.00%	97.50%
Продукционная модель							
2007	2.00	14.25	0.27	3.50	9.69	26.41	100.33
2008	2.00	16.34	0.00	3.24	10.44	30.91	129.40
2009	2.00	17.24	0.00	2.71	10.84	34.02	141.52
2007	4.00	14.25	0.27	3.50	9.69	26.41	100.33
2008	4.00	13.47	0.00	2.13	8.23	26.12	114.45
2009	4.00	12.33	0.00	0.32	6.39	25.57	119.23
Модель <i>CSA</i>							
2007	2.00	9.34	1.48	4.83	8.17	12.45	24.34
2008	2.00	11.64	1.78	6.03	10.04	15.34	31.05
2009	2.00	12.23	1.53	6.00	10.26	16.06	34.89
2007	4.00	9.34	1.48	4.83	8.17	12.45	24.34
2008	4.00	10.08	1.38	4.57	8.40	13.57	28.84
2009	4.00	9.35	0.97	3.44	7.28	12.71	30.23
Модель <i>LBA</i>							
2007	2.00	8.98	5.13	7.30	8.64	10.29	14.49
2008	2.00	10.14	5.01	7.67	9.53	11.98	18.88
2009	2.00	10.90	4.62	7.78	10.05	13.02	22.13
2007	4.00	8.35	4.60	6.69	8.04	9.62	13.74
2008	4.00	8.40	3.97	6.14	7.79	9.97	16.28
2009	4.00	8.32	3.50	5.75	7.50	9.89	17.91

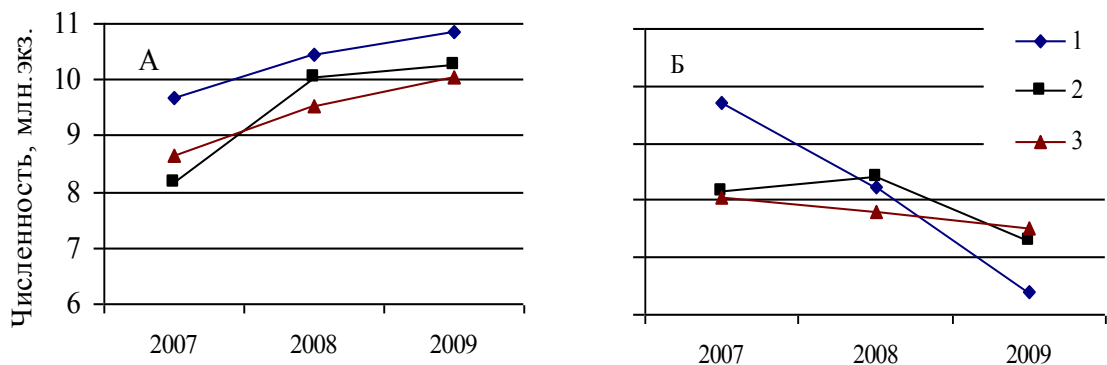


Рис. 40. Прогноз численности промысловой части популяции камчатского краба в Баренцевом море при разных уровнях эксплуатации в 2007–2009 гг. согласно расчетам по продукционной (1), *CSA* (2) и *LBA* (3) моделей и прогностическом вылове 2 (А) и 4 млн. экз. (Б).

Оценка оправдываемости прогнозов по моделям

Одним из показателей качества прогнозируемых величин является оценка их *оправдываемости*. Оценка оправдываемости прогноза осуществляется путем непосредственного сопоставления соответствующих прогнозных величин с их фактическими значениями. Совпадение прогнозных и фактических величин, рассчитанное обычно для общего допустимого улова (ОДУ), определяется как относительная ошибка прогноза, выраженная в процентах (Бабаян, 2003). Для популяции камчатского краба этот показатель качества пока трудно применим, так как фактический вылов существенно отличается от ОДУ. Тем не менее, прогнозируя численность популяции при разных возможных выловах и впоследствии сопоставляя с соответствующими значениями относительной численности, полученной по результатам исследовательских съемок, мы можем оценить качество наших методов прогнозирования.

Расчеты прогнозируемой численности по моделям проводились в начале 2007 г. на основе данных 1994–2006 гг. В период 2007–2008 гг. ПИНРО провел еще две исследовательские съемки запасов камчатского краба. Для сравнительного анализа относительной численности, оцененной по съемкам 2007 и 2008 гг., мы использовали расчеты прогнозируемой численности для 2007 и 2008 гг., которые моделировались в 2006 г. при уровне эксплуатации 6 млн. экз. и среднем многолетнем пополнении 1 млн. экз. (табл. 17; рис. 41). Уровень эксплуатации был взят с учетом данных экспорта российского

краба за рубеж, который в эти годы (2006–2007) составил как минимум 6–7 млн. экз. для баренцевоморского региона.

Минимальная относительная ошибка прогноза отмечена для производственной модели в 2007 г.; отклонение от фактической величины составило 2,2 %. Однако в 2008 г. ошибка по этой модели оказалась значительно выше, чем по моделям *CSA* и *LBA*. В среднем за 2007–2008 гг. качество прогноза оказалось выше для модели *CSA* (табл. 17).

Таблица 17

Отклонения прогнозных от фактических оценок численности (%) промысловой части популяции камчатского краба в 2007–2008 гг. согласно расчетам по производственной, *LBA* и *CSA* моделям.

Годы/модель	производственная	<i>LBA</i>	<i>CSA</i>
2007	2,2	19,7	8,8
2008	10,2	3,5	3,4
Средняя за 2007–2008 гг.	6,2	11,6	6,1

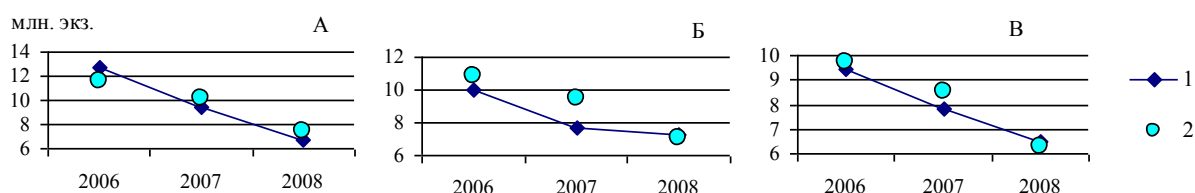


Рис. 41. Прогнозируемая (1) и фактическая численность по съемкам (2) промысловой части популяции камчатского краба в Баренцевом море в 2006–2008 гг. согласно расчетам по производственной (А), *LBA* (Б) и *CSA* (В) моделям.

Проведенный нами сравнительный анализ результатов моделирования показал, что на данном этапе исследований популяции камчатского краба целесообразно использовать простую когортную модель *CSA* для оценки численности камчатского краба в экосистеме Баренцева моря. Модели с более сложной размерной структурой не могут быть использованы эффективно из-за большого числа жестких требований к качеству входных данных.

Для описания динамики численности и прогностических оценок баренцевоморской популяции камчатского краба целесообразно использовать модель *CSA* в силу следующих причин:

- производственный подход к динамике искусственно созданного запаса дал менее надежные результаты;
- качество входных данных не позволяет использовать сложные когортные модели;
- точность оценки численности размерных групп выше по *CSA*, чем при расчетах по *LBA*.

Глава 5

Динамика численности камчатского краба в Баренцевом море

Проведенные исследования с применением математического моделирования популяционных процессов позволили количественно реконструировать динамику численности камчатского краба в Баренцевом море в 1994–2008 гг. и получить представление о жизни популяции в целом. Общая численность была оценена с помощью модели *LBA*, а численность половозрелых самцов по размерным группам (пререкрутам, рекрутам и пострекрутам) рассчитывалась по модели *CSA*. Под общей численностью мы здесь понимаем количество самцов и самок камчатского краба с длиной карапакса свыше 90 мм, т.е. особей поддающихся учету во время исследовательских съемок.

В 60–70-х годах прошлого века в Баренцево море было выпущено около 15 тыс. экз. молоди и взрослых крабов. К началу полномасштабных исследований этого вида (1994 г.) общая численность краба увеличилась в более чем 100 раз и составила 1,75 млн. экз. (табл. 18). В 1994–1998 гг. она сохранялась на сравнительно низком уровне 2–4 млн. экз. С 1995 г. начал наблюдаться постепенный рост популяции, численность которой в 2006 г. составила 59 млн. экз. В 2006–2008 гг. она стабилизировалась на уровне 60 млн. экз. (рис.42).

Таблица 18

Численность камчатского краба (тыс. экз.) в Баренцевом море в 1994–2008 гг.

Годы	Общая численность	Численность половозрелых самцов		
		пререкруты	рекруты	пострекруты
1994	1753	51	164	512
1995	1859	345	58	475
1996	1788	210	257	379
1997	2630	244	85	600
1998	4253	405	199	772
1999	11095	2036	312	974
2000	16687	2626	1259	1296
2001	32763	10210	1501	1748
2002	34275	5586	7539	2634
2003	48638	4580	6398	11870
2004	49024	2808	3805	15140
2005	53036	3646	2130	15530
2006	59354	6171	2906	13010
2007	59153	7831	3730	9565
2008	60506	14640	5981	5686

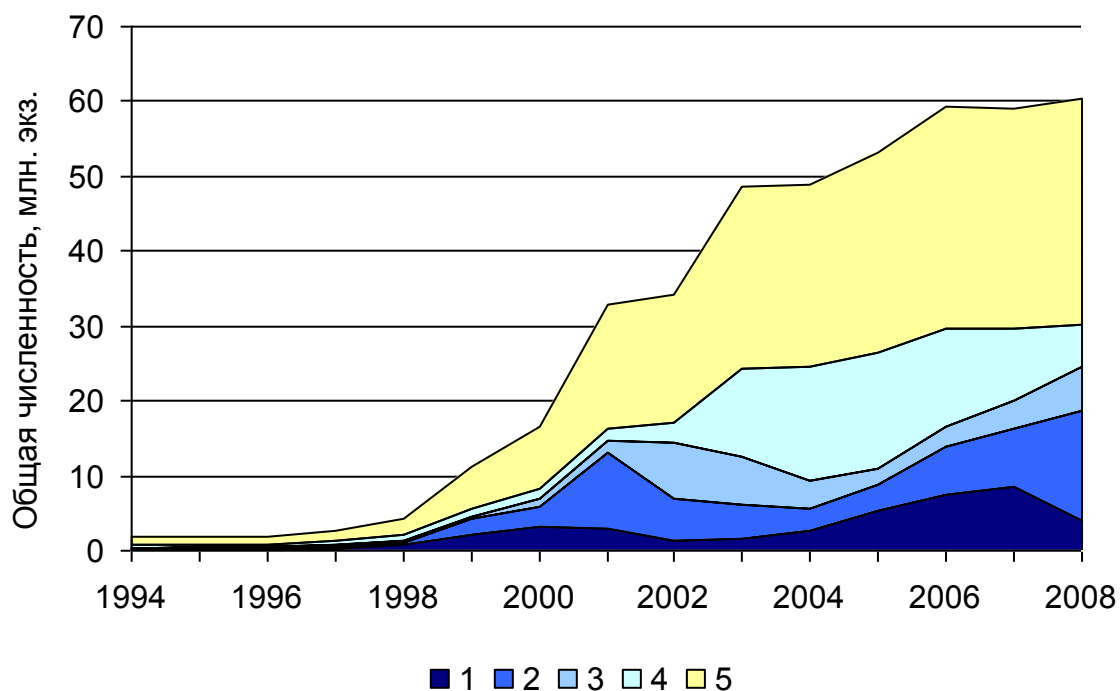


Рис. 42. Динамика общей численности популяции камчатского краба в Баренцевом море в 1994–2008 гг. и ее слагаемые: численность самцов (пререкрутов-2 – 1; пререкрутов – 2; рекрутов – 3; пострекрутов – 4) и самок (5).

Рост общей численности краба в 1998–2008 гг. происходил, главным образом, благодаря двум высокоурожайным поколениям 1991 и 1997 гг. Крабы первого поколения, достигнув в 1997 г. размеров 90–100 мм по длине карапакса, стали активно мигрировать с узкой береговой зоны в мористые участки, тем самым, попадая в зону учета исследовательской съемки. С 1999 г. крабы этого поколения начали достигать половой зрелости. Численность пререкрутов (половозрелых самцов первой размерной группы) в этот год увеличилась по сравнению с прошлым годом в 5 раз и составила 2 млн. экз. (табл.18; рис. 42). Максимальная численность пополнения половозрелой части популяции крабами этого поколения была отмечена в 2001 г., которая составила 10 млн. экз. В 2000 г. наблюдалось увеличение численности рекрутов (половозрелых самцов второй размерной группы), которые обеспечили существенный рост промысловой части популяции. В 2002 г. эта группа крабов достигла максимального уровня численности, который составил 7,5 млн. экз. В 2003 г. крабы этой группы перешли в пострекруты (третью размерную группу), увеличив, соответственно, численность этой группы в 4 раза. В 2004–2005 гг. численность пострекрутов достигла максимального уровня за весь период наблюдения – 15 млн. экз. Результаты моделирования группового роста (глава 3.3) показали, что крабы

поколения 1991 г. пополняли промысловую часть популяции в течение 5–6 лет, т.е. с 2000 по 2006 гг.

С открытием коммерческого промысла камчатского краба в Баренцевом море в 2004 г. высокоурожайное поколение 1991 г. начало интенсивно подвергаться облову. Находясь на максимальном уровне (17 млн. экз.) в 2005 г. численность промыслового краба (рекрутов и пострекрутов) за три года постепенно снизилась до 12 млн. экз. достигнув уровня 2002 г.

В 2005–2006 гг. половозрелую часть популяции стали пополнять крабы второго высокоурожайного поколения 1997 г., увеличив численность пререкрутов в 2006 г. почти в два раза и достигнув в 2008 г. максимальной за весь период наблюдения величины 14,6 млн. экз. (табл.18; рис. 42). При снижении промысловой части популяции в 2005–2008 гг. общая численность в эти годы сохраняется на стабильно высоком уровне за счет миграций крабов поколения 1997 г. с прибрежных участков на исследовательскую акваторию. В 2005–2008 гг. крабы этого поколения начали пополнять промысловую часть популяции, постепенно увеличивая численность рекрутов с 2 млн. экз. в 2005 г. до 6 млн. экз. в 2008 г. Очевидно, что рекруты 2006 и 2007 гг. перешли в группу пострекрутов в 2007 и 2008 гг., соответственно. Однако это пополнение не компенсировало общую убыль промысловой части популяции в эти годы. Вероятно, в 2009–2010 гг. следует ожидать дальнейшее пополнение промысловой части популяции высокоурожайным поколением 1997 г., которое, возможно, сможет компенсировать промысловое изъятие в эти годы.

С увеличением общей численности краба в Баренцевом море происходило постепенное расширение его ареала и увеличение плотности распределения на отдельных акваториях (рис. 43). В 1994–1996 гг. наиболее плотные скопления крабов отмечались в узкой прибрежной полосе Западного и Восточного Мурмана. Половозрелые крабы встречались от Варангерфьорда (средняя плотность 262 экз./км²) до Западного Прибрежного района (средняя плотность 8 экз./км²). Крабы разных размерных групп встречались в глубоководных губах и заливах фьордового типа, характерные для Западного Мурмана (губы Ура, Ара, Восточная Лица, Печенга и др.). Наиболее плотные скопления (400–600 экз./км²) были отмечены на обширных акваториях полузакрытого типа (Кольский и Мотовский заливы, Варангерфьорд). Единичные экземпляры крупных половозрелых самцов встречались на открытых частях побережья с мало изрезанным рельефом и обширными прилегающими мелководьями (Западный и Восточный Прибрежный район).

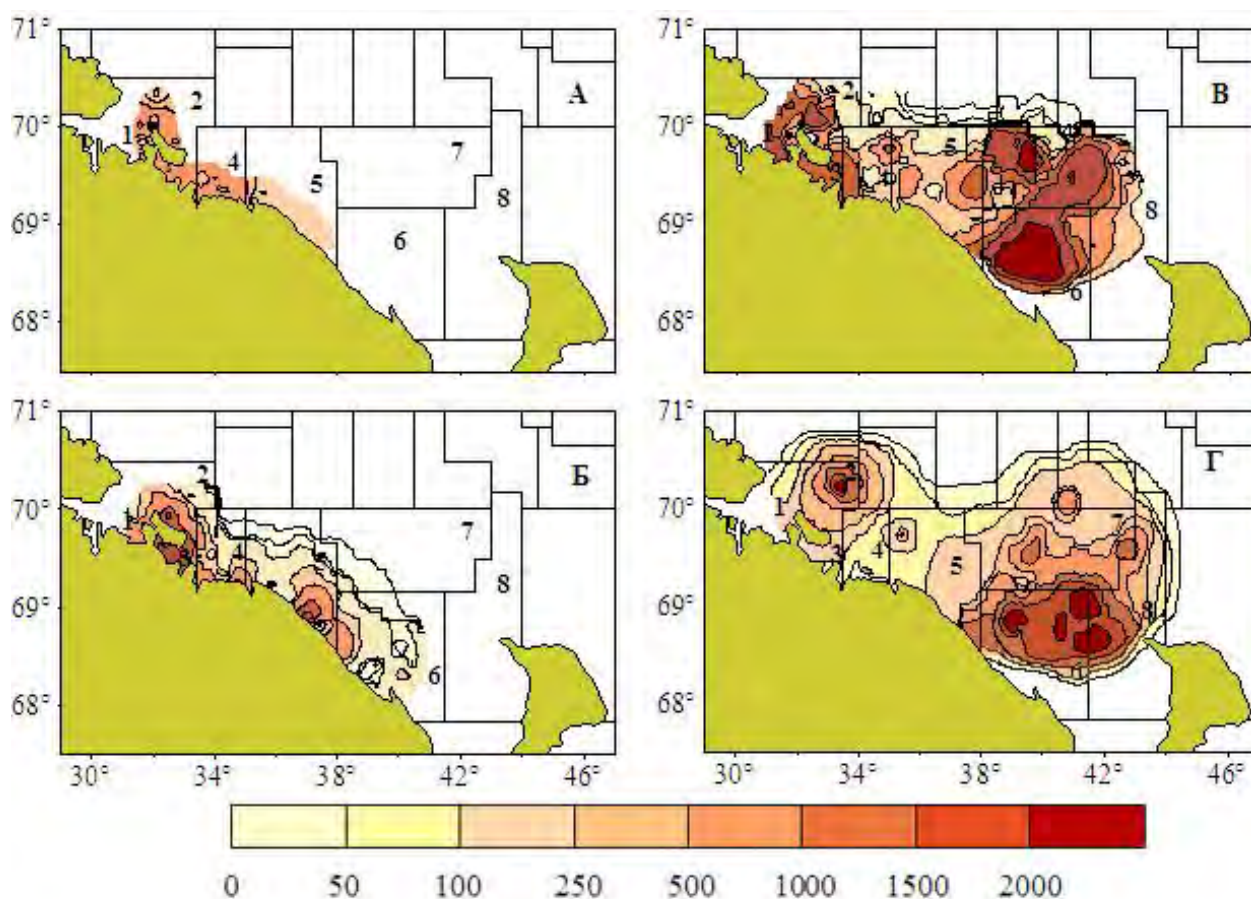


Рис. 43. Распределение общей численности камчатского краба (экз./кв. км) в Баренцевом море в 1994 (А), 1999 (Б), 2003 (В) и 2008 (Г) годах в районах исследования (1 – Варангерфьорд; 2 – Рыбачья банка; 3 – Мотовский залив; 4 – Кильдинская банка; 5 – Западный Прибрежный район; 6 – Восточный Прибрежный район; 7 – Мурманское мелководье; 8 – Канинская банка)

С 1997 г. взрослые крабы стали регулярно встречаться в восточных районах побережья Мурманска, а с 1998 г. на этих акваториях впервые были отмечены высокие концентрации молоди (2400 экз./км²). Эти крабы с длиной карапакса 55–65 мм, выловленные в августе 1998 г. на относительно мелководной акватории (глубина 120 м) Западного Прибрежного района, были отнесены к высокоурожайному поколению 1991 г. В 1999 и 2000 гг. крабы этого поколения, имеющие модальные размеры 80 и 100 мм, соответственно, распределялись на обширной акватории от Варангерфьорда (средняя плотность 100 экз./км²) до Восточного Прибрежного района с глубинами 60–230 м (200 экз./км²). Рекордно высокие концентрации молоди в эти годы отмечены в Восточном Прибрежном районе на глубинах 60–230 м (до 2000 экз./км²).

В 2002–2003 гг. наблюдалось дальнейшее расширение ареала в северо-восточном направлении, а также увеличение плотности распределения в традиционных районах его обитания. В эти годы половозрелые крабы впервые встречались в районах Мурманского

мелководья, образуя промысловые скопления на глубинах 150–200 м. В 2003 г. его плотности в этом районе достигли максимальных и составили в среднем 900 экз./км².

В 2004 г. крабы крупных размеров были впервые отмечены в районах Канинской банки на глубоководных участках с глубинами 160–210 м. В среднем плотность распределения промысловых самцов в этом районе составила 100 экз./км². Промысловые скопления в этом районе имели плотности 400–700 экз./км².

В 2004–2008 гг. районах Западного и Восточного Мурмана отмечалось постепенное снижение плотности распределения крупных самцов. Значительное уменьшение численности самцов наблюдалось в районах с более плотными промысловыми концентрациями краба: Мурманское мелководье, Западный и Восточный Прибрежные районы. Одновременно со снижением численности крупных крабов наблюдалось увеличение численности молоди. Эти крабы с модальными размерами 70–80 мм по длине карапакса, предположительно принадлежащие поколению 1997 г., впервые были обнаружены в мелководных районах Западного Прибрежного района в 2004 гг. В 2005–2006 гг. численность этого поколения увеличилась за счет миграций краба с узкой прибрежной акватории в районы доступные для исследовательских съемок. Плотность отдельных скоплений достигала 1500–2000 экз./км². В 2007–2008 гг. это многочисленное поколение было представлено особями с размерами 110–140 мм, концентрирующимися в районах нагула половозрелых крабов. Плотность скоплений пререкрутов достигала 2000–2500 экз./км², а рекрутов – 500–1200 экз./км². Очевидно, что пополнение промысловой части популяции этим поколением продолжится и в 2009–2011 гг. Однако увеличение численности промыслового запаса будет зависеть от соотношения прибыли крабов этого поколения и убыли их от естественной и промысловой смертности.

Анализ динамики численности показал, что за исследовательский период структура популяции камчатского краба претерпевала существенные изменения. Отмечались значительные флуктуации численности как молоди, так и промысловой части популяции. Характер динамики обусловлен, главным образом, появлением двух высокоурожайных поколений, первое из которых обеспечило вспышку численности нерестовой части популяции в 2001–2003 гг. Второе поколение 1997 г. находится в процессе активного роста и достижения половой зрелости. Численность этого высокоурожайного поколения по оценкам 2005–2008 гг. превышает численность поколения 1991 г., что обусловило постепенный рост общей численности популяции на протяжении всего исследовательского периода. При полном вступлении этого поколения в нерестовую часть популяции в 2009–2010 гг. ожидается увеличение численности половозрелых крабов в эти

годы при условии промысловой эксплуатации популяции на уровне 2006–2008 гг. и наличии удовлетворительной кормовой базы.

Глава 6

Трофическое воздействие камчатского краба на биоту Баренцева моря

Как известно, рост численности интродуцента и сопутствующие расширение его ареала зависят не только от адаптации вселенных особей к новым для них физико-химическим условиям среды, но и от наличия достаточных кормовых ресурсов (Карпевич, 1975; Одум, 1986). Изучению трофических взаимоотношений камчатского краба и представителями местной фауны в Баренцевом море посвящено несколько работ, в которых делается попытка количественно оценить влияние краба на местную биоту (Герасимова, 1997; Герасимова и Кочанов, 1997; Манушин, 2003; Манушин и др., 2006). На основе таких оценок выдвигались предположения о том, что камчатский краб может нарушить существующие равновесие в прибрежной зоне, привнеся определенные изменения в структуру и продуктивность донных сообществ Баренцева моря. Также рассматривалась его роль как пищевого конкурента для некоторых рыб-бентофагов.

При оценке пищевых взаимоотношений камчатского краба особого внимания заслуживает вопрос об абсолютной величине его численности. В большинстве работ для определения ежегодного потребления камчатским крабом бентоса учитывается оценка его численности по результатам исследовательских съемок. В работе О. В. Герасимовой и М. А. Кочанова (1997) используются фактические индексы численности краба с учетом коэффициента уловистости трала, а в публикации И. Е. Манушина и др. (2006) рассматриваются максимальные плотности, полученные на промысловых скоплениях краба. В первом случае оценка абсолютной численности краба оказывается заниженной, а во втором – завышенной. На основе наших модельных расчетов нами была предпринята попытка вновь количественно оценить основные трофические связи, в которых камчатский краб выступает в роли хищника и пищевого конкурента.

Методы учета камчатского краба в Баренцевом море в настоящее время позволяют с достаточной степенью надежности оценить численность самцов. Однако оценки численности самок пока не имеют приемлемую точность. Основные скопления самок распределяются в прибрежных акваториях – труднодоступных для траловой съемки. Половозрелые самцы с длиной карапакса свыше 90 мм, распределяясь в более мористых участках, лучше поддаются облову и, соответственно, точнее оцениваются с помощью математического моделирования. Учитывая, что активная промысловая эксплуатация запаса была начата недавно можно допустить, что соотношение полов баренцевоморской популяции сохранилось близким к 1:1, как это было показано в 1993 г. (Герасимова, Кузьмин, 1994). В соответствии с этим мы можем принять абсолютную численность

половозрелой части популяции как удвоенную численность самцов камчатского краба. Используя результаты оценок параметров и переменных, определенных по модели *LBA*, которая учитывает половозрелых самцов (свыше 90 мм по длине карапакса), мы можем рассчитать численность самок с учетом следующих допущений:

- 1) абсолютная численность половозрелых самок равна численности самцов, оцененных по модели;
- 2) естественная смертность половозрелых самок и самцов одинакова;
- 3) размерно-частотное распределение самок в популяции соответствует их распределению в уловах исследовательских съемок с учетом дифференцированных коэффициентов улавливаемости, полученных для самцов по модели.

При этом принимается, что уловистость трала по отношению к самкам и самцам сходных размеров одинакова. Коэффициенты уловистости трала пропорциональны коэффициенту улавливаемости, т.е. размерный состав самок в уловах исследовательских съемок пропорционально соответствует размерному составу самок в популяции. Для определения абсолютной численности самок камчатского краба в Баренцевом море мы взяли результаты оценок численности самцов, рассчитанных по модели *LBA* для последнего 2006 года оценки (табл. 19). Затем общая численность самок по размерным группам, полученная путем произведения соответствующих коэффициентов улавливаемости на индексы численности этих размерных групп по исследовательской съемке, нормировалась к абсолютной численности, принятой равной численности самцов по модели *LBA*. Рассчитанный размерный состав самок в популяции в сравнении с распределением самцов камчатского краба, оцененным по модели *LBA*, представлен на рис. 44.

Таблица 19

Численность самцов по модели *LBA* и принятая численность самок камчатского краба в Баренцевом море в 2006 г.

Размерные группы, ДК (мм)	Медианная численность самцов по модели <i>LBA</i> , тыс. экз.	Коэффициенты улавливаемости, q	Индексы численности самок по съемке, тыс. экз.	Численность самок в популяции, тыс. экз.
90–99	1379	0,20	410	3068
100–109	1804	0,23	600	3987
110–119	3150	0,25	945	5610
120–129	1647	0,28	752	4001
130–139	1353	0,32	443	2122
140–149	1561	0,35	335	1453
150–159	2323	0,38	221	871
160–169	2475	0,42	221	796
170–179	3566	0,46	58	194
180–189	1964	0,49	17	59
190–199	860	0,53	0	0
200 и более	79	0,57	0	0
Итого	22161		4001	22161

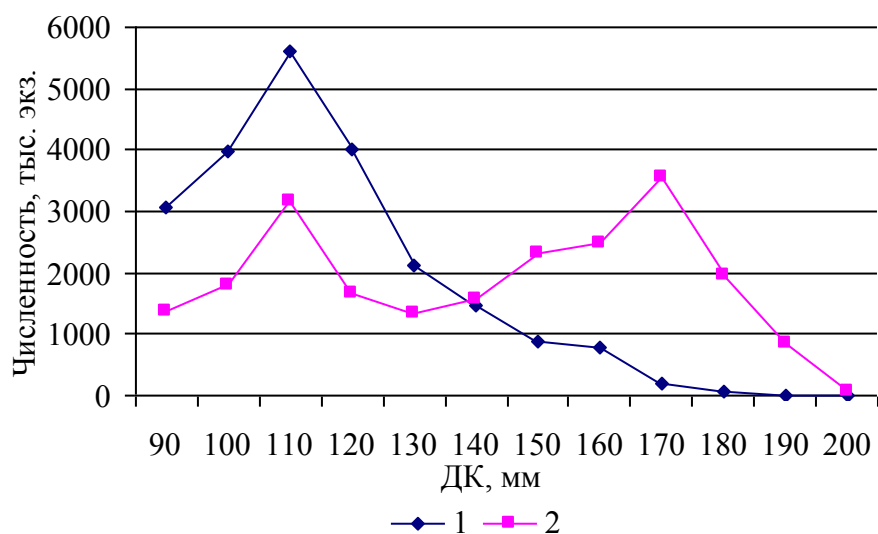


Рис. 44. Размерный состав самок (1) и самцов (2) камчатского краба в Баренцевом море в 2006 г.

Общий годовой рацион для всей популяции камчатского краба в 2006 г. рассчитывали путем суммирования годовых рационов самок и самцов разных размерных групп с учетом их численности и суточного рациона (табл. 20). Определение суточного рациона камчатского краба разных полов и размерных групп была осуществлена научным сотрудником ПИНРО Манушиным И. Е. (2003); полученные оценки соответствовали результатам предыдущих исследований (Герасимова, Кочанов, 1997).

Таблица 20

Среднесуточный (г) и годовой (т) рацион камчатского краба разных размерных групп в Баренцевом море в 2006 г.

Размерные группы, ДК (мм)	Среднесуточный рацион самца, г	Среднесуточный рацион самки, г	Годовое потребление самцами, т	Годовое потребление самками, т	Общее годовое потребление, т
90–99	2,02	2,45	1019	2743	3761
100–109	2,52	2,98	1660	4340	6000
110–119	3,08	3,57	3541	7309	10850
120–129	4,24	4,24	2547	6188	8735
130–139	4,40	5,74	2171	4444	6615
140–149	5,56	6,58	3170	3489	6660
150–159	6,96	7,48	5901	2376	8277
160–169	8,65	9,86	7812	2867	10679
170–179	14,45	11,44	18804	808	19612
180–189	12,85	12,85	9210	277	9486
190–199	14,33		4496		4496
200 и более	16,47		414		414
Итого			60744	34841	95585

Полученная медианная оценка общего годового рациона половозрелой части популяции составила 96 тыс. т, а с учетом 95 % доверительного интервала 69–137 тыс. т. Известно, что реальные потери бентоса при питании камчатского краба в два раза превышают массу потребленных организмов (за счет несъеденных частей тела умерщвленных крабом организмов; Павлова, 2006). Таким образом, общее годовое потребление бентосных организмов камчатским крабом в 2006 г. могло составить около 150–250 тыс. т (в среднем 200 тыс. т). Сравнение этой величины с биомассой и продукцией бентоса в районах обитания краба позволяет приблизительно оценить уровень трофической нагрузки на экосистему Баренцева моря.

По оценкам специалистов ПИНРО величина кормового бентоса в районах обитания камчатского краба составляет порядка 2,0–2,3 млн. т, а величина его годовой продукции оценивается на уровне 3–10 млн. т (Манушин, 2003; Манушин и др., 2006). Таким образом, годовое потребление бентосных организмов камчатским крабом в 2006 г. в Баренцевом море могло составить около 10 % от биомассы всего бентоса и 2–7 % от его годовой продукции.

Результаты оценки потребления камчатским крабом бентосных организмов можно сравнить с потреблением бентоса наиболее массовыми рыбами-бентофагами в Баренцевом море. В качестве вероятных пищевых конкурентов камчатского краба в нашей работе рассматриваются рыбы-бентофаги северо-бореального и субарктического комплексов (Расс, 1965), ареалы которых наиболее полно перекрываются с областью распространения камчатского краба. На основании данных ПИНРО о запасах рыб 1994–2003 гг. и литературных данных о питании рыб-бентофагов в Баренцевом море пищевыми конкурентами камчатского краба могут быть пикша, камбала-ерш, морская камбала и звездчатый скат. Общая биомасса бентосных организмов, потребляемых наиболее многочисленными рыбами-бентофагами в прибрежье Мурмана, изменяется от 100 до 1200 тыс. т (Манушин, 2003). В среднем выедание бентоса рыбами в районах распространения камчатского краба составило порядка 360–370 тыс. т (Герасимова, Кочанов, 1997; Манушин, 2003). Таким образом, потребление бентоса крабом составляет около 50 % от потребления рыбами, что значительно выше предыдущих оценок – 1 % (Герасимова, Кочанов, 1997) и 7% (Манушин, 2003).

Анализ оценок потребления, рассчитанных на основе результатов моделирования, показал, что величина выедания бентоса крабом составляет значительную часть в общем потреблении его основными промысловыми гидробионтами. По всей видимости, в настоящее время камчатский краб в районах своих максимальных скоплений может

составить серьезную пищевую конкуренцию массовым рыбам-бентофагам. Однако, общее количество бентоса, потребляемое популяцией камчатского краба в 2006 г. не превышает потребления бентоса наиболее массовыми видами рыб-бентофагов. По всей видимости, естественные флюктуации запасов донных рыб в настоящее время оказывают большее влияние на состояние запасов бентоса в прибрежной зоне Мурмана, чем хищничество со стороны одного камчатского краба. Кроме того, величины выедания бентоса камчатским крабом составляют незначительную часть от общей оцененной продукции бентоса в Баренцевом море, что не дает основания для утверждения о значительном влиянии или подрыве камчатским крабом кормовой базы рыб-бентофагов в прибрежных районах Мурмана.

Таким образом, в настоящее время баренцевоморский регион располагает удовлетворительной кормовой базой для камчатского краба. Годовая продукция бентоса Баренцева моря значительно превышает пищевые потребности популяции. Трофические условия не являются очевидным сдерживающим фактором для дальнейшего увеличения численности краба в Баренцевом море.

Глава 7

Регулирование промысла камчатского краба в Баренцевом море

Камчатский краб в Баренцевом море выступает не только в роли хищника и конкурента в питании, но также и в качестве жертвы, являясь объектом промысла. Рассмотренные в предыдущих разделах закономерности динамики численности, а также оценка запаса камчатского краба являются биологической основой для разработки рекомендаций по регулированию промысла этого вида в Баренцевом море. Опыт регулирования последних лет показал, что помимо биологической составляющей в выработке рекомендаций необходимо учитывать и экономические факторы. Незаконный экспорт, нелегальный вылов и браконьерство, наряду с несовершенной системой контроля промысла не позволяют оценить реальные объемы добычи краба, и соответственно, затрудняют определение уровня эксплуатации популяции. Недоучет интенсивности промысла приводит к заниженным оценкам численности популяции и ее продуктивности. Рекомендации по регулированию промысла, основанные на таких исследованиях, влияют на эффективность управления запасом. Для оценки эффективности управления в настоящей главе анализируется влияние биологических и экономических факторов на промысел баренцевоморской популяции камчатского краба. Сложность поставленной проблемы, требует учитывать не только опыт эксплуатации исследуемой популяции, но и делает необходимым анализ литературы, посвященной управлению запасами других видов беспозвоночных и рыб. На основании комбинированного подхода даются рекомендации по улучшению схемы регулирования промысла.

Опыт эксплуатации запасов дальневосточного камчатского краба, перуанского анчоуса, сельди Северного моря и многих других показал, что с социальной и экономической точки зрения трудно изменить давление промысла, даже если необходимость этого установлена (Хилборн, Уолтерс, 2001; Долженков, 2005). Переход за критическую точку выживания популяции вследствие перелова происходит даже при наличии достаточно точных данных и оценочных процедур. Возможно крупномасштабные изменения ожидаются и в динамике популяции интродуцированного камчатского краба, когда сиюминутные экономические интересы берут верх над биологическими целями управления промыслом. Такой этап развития наиболее вероятен для активно развивающегося промысла и был описан в 80-х годах прошлого века (рис 45; Csirke, Sharp, 1984).

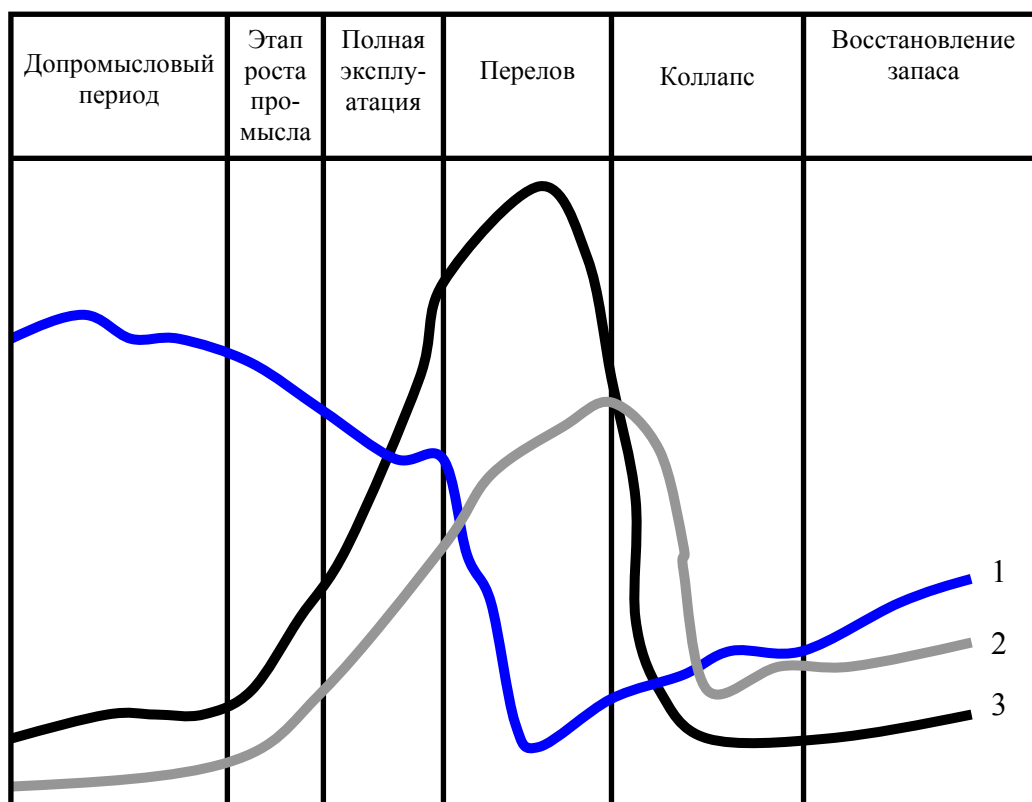


Рис. 45. Этапы развития неконтролируемого промысла (Scirke and Sharp, 1984): 1 – запас (численность популяции); 2 – промысловое усилие; 3 – вылов.

В нашем случае искусственно созданная популяция изначально рассматривалась как потенциальный источник большой выгоды. Периоду коммерческой эксплуатации предшествовал начальный этап экспериментального научного промысла и сбора информации. Затем следовал период быстрого роста промыслового усилия, что наблюдалось в 2004–2005 гг., когда количество судов на промысле увеличилось в 2 раза главным образом за счет больших судов-процессоров с ловушками американского образца (Баканев, Беренбойм, 2006). Вылов в 2005 г. по экспертной оценке превысил в 3–4 раза уровень предыдущего года. На этом этапе промысел должен достичь полного развития, когда уловы близки или немного выше долговременного устойчивого вылова. Быстрое развитие приводит к снижению эффективности промысла до тех пор, пока не будут установлены ограничения на давление промысла, либо эффективность станет настолько низкой, что дальнейшее увеличение пресса промысла прекратиться. Дальневосточный опыт краболовного промысла показал, что снижение эффективности лова промыслового краба нередко заставляет рыбаков на лов самок и самцов непромысловых размеров (Цыгир, 2006). Практика первых трех лет коммерческой добычи камчатского краба в российской экономической зоне Баренцева моря показала, что регулирование промысла по ограничению вылова с помощью ОДУ недостаточно эффективно. При таком

варианте событий часто наступает стадия перелома, за которой следует резкий спад численности. Если депрессия не катастрофична, то часто само по себе происходит снижение пресса промысла, так как низкая эффективность заставляет промысловиков отказываться от эксплуатации запаса. Коллапс, восстановление запаса, затем снова его падение – один из возможных вариантов последующего развития событий.

В нашем случае по оценкам 2004–2005 гг. предполагалось, что при увеличении промыслового пресса популяция краба резко снизит свою численность и достигнет зоны перелома (рис. 45). В 2006–2007 гг. наблюдалось постепенное снижение промыслового запаса, тогда как общий вылов по экспертной оценке значительно превышал официальный. Тем не менее, динамику запаса в эти годы нельзя рассматривать как критическую, промысловые нагрузки в 2005–2007 гг. не привели к состоянию перелома. На 2008–2009 гг. рекомендовано не превышать ОДУ 2007 г., что, возможно, при сохранении такого режима не позволит судовладельцам значительно увеличить промысловые усилия. При соблюдении таких рекомендаций возможно два сценария развития событий. Первый описан выше и будет происходить согласно рисунку 45. Второй сценарий – оптимистический, при котором производственные возможности запаса будут способны восполнить промысловое изъятие и в будущем при появлении очередных высокоурожайных поколений промысловая численность возрастет. Второй сценарий возможен лишь при сохранении уровня существующего промыслового усилия, то есть определенного количества судосуток лова. Сохранение промысловых усилий на существующем уровне при фактически бесконтрольном лове может произойти при условии сохранения промысловых мощностей, например, количество судов и период промысла не должны увеличиваться. Предотвращению увеличения производственных мощностей могут способствовать рекомендации по сохранению ОДУ на уровне статус кво даже в том случае, когда появляются благоприятные тенденции в динамике численности.

Выбор «оптимального» промыслового усилия – одна из важнейших и сложнейших задач при организации промысла. Регулирование усилия включает в себя такие процедуры, как запрет действий рыбодобывающих фирм или перераспределение квот между ними. По мнению Хилборна и Уолтерса (Хилборн, Уолтерс, 2001) с политической и социальной точки зрения, это практически невыполнимая задача. В случае с российским промыслом камчатского краба на Дальнем Востоке и в Баренцевом море этот тезис подтверждается на протяжении двух последних десятилетий.

В настоящее время, баренцевоморский промысел камчатского краба фактически ограничен лишь своей максимальной мощностью, а не ОДУ. В условиях свободного рынка трудно найти способы предотвращения наращивания вылова, и одна из важнейших

задач управления промыслом становится регулирование промысловых усилий. Сложившаяся ситуация не является исключением в рыболовной практике. Так, Д. Гэррол, бывший директор Лаборатории рыболовства в Лоустофте (Англия), проанализировав состояние существующей в ЕС системы управления рыболовством, считает, что все усилия по контролю уловов через ОДУ не могут дать удовлетворительных результатов из-за трудностей эффективного контроля за судами. Необходимо искать более действенные пути (Commission takes revised, 1997).

В странах ЕС на протяжении последних десятилетий в качестве такого пути практикуется сокращения мощностей (тоннажа и количества судов) добывающих флотов. Впервые это направление возникло при подготовке к переходу к «общей рыболовной политике». Была учреждена многолетняя программа сокращения флотов по всем странам-членам ЕС MAGP. Последний этап MGAP-IV начался в 1996 г. Каждой стране было предложено самой определить способы сокращения промысловых усилий до согласования их уровня с имеющимися в наличии запасами гидробионтов. При том одни страны избрали путь реального сокращения числа судов, а другие пошли по пути ограничения числа дней нахождения в море и объема вылова за один выход, считая сокращение числа судов излишне жесткой мерой. В 1999 г. когда до завершения программы оставалось чуть больше года, новый руководитель комиссии по рыболовству Европарламента Ф. Фишер заявил, что цели MGAP-IV не достигнуты, флот фактически не сократился и необходимы дополнительные, более жесткие меры по его решительному сокращению (Кочиков, 2000).

Более эффективные меры по сокращению мощностей на крабовом промысле были приняты правительством США в конце 90-х годов прошлого века. В первые месяцы 1997 г. краболовы Аляски обратились к правительству США с просьбой выделить средства на сокращение их флота, оказавшегося избыточным из-за резкого снижения запасов краба Бэрди и падением цен на камчатского краба и краба опилю. Выкуп судов с помощью государства и вывод их из промысла казался тогда единственной возможностью избежать массовых банкротств рыбаков и одновременно облегчить жизнь тем из них, которые оставались в рыболовстве. Инициативная группа предложила два варианта выкупа. По одному из них на аукцион выкупа выставляются все разрешения (суда), участвовавшие в промысле, но их цена различается в зависимости от результатов работы в последние годы. Естественно, что первыми будут выкуплены и выведены из промысла самые дешевые разрешения (суда).

По второму плану предлагалось сначала провести ревизию всех рыбаков-краболовов, выявить из них самых неактивных и, соответствующим образом ужесточив

правила доступа к ресурсам (ограничив максимальное число участников конкретным числом), выкупить все избыточные разрешения по одинаковой цене.

Работа в настоящее время проводится в направлении выработки более развернутых общих требований к проведению выкупа судов, дополняющих и уточняющих положения нового закона о рыболовстве. Естественно, что каждый конкретный промысел отличается существенной спецификой, поэтому предусматривается и появление дополнительных требований при решении вопроса о применении выкупа в каждом отдельном случае (Alaska crabbers call..., 1997; Gay, 1998; Spiess, 1998).

Возможность сокращения производственных мощностей российского крабового промысла за счет государственных субсидий на основании опыта ЕС и США кажется маловероятным. По мнению А. К. Клитина (2002), наиболее эффективной мерой управления, направленной на увеличение численности камчатского краба, при критическом состоянии запаса является полный запрет промышленного лова и ужесточение контроля над браконьерским промыслом. В настоящее время попытки ужесточить контроль над браконьерским промыслом также не привели к желаемым результатам. Одной из последних рекомендаций ученых ТИНРО также является запрет промышленной эксплуатации западнокамчатской популяции камчатского краба как минимум на 5 лет. Ранее и Росрыболовство рассматривало возможность введения временного запрета на вылов краба в России. По словам председателя Росрыболовства А. А. Крайнего, «надо морской зоне отдохнуть, иначе мы уничтожим популяцию». Ю. А. Гулягин из Генпрокуратуры также высказался за внесения изменений в УК РФ, направленных на ужесточение ответственности за экологические преступления, за придания статуса государственной системе спутникового позиционирования рыболовных судов, а также против предоставления квот на вылов биоресурсов предприятиям, имеющим «миллионную задолженность перед федеральным бюджетом» (Радугин, 2007).

В настоящее время состояние запаса баренцевоморской популяции камчатского краба не рассматривается как критическое. Однако отмечается сильнейшее давление промысла, которое в ближайшее время может негативно сказаться на биопромысловых показателях популяции. Учитывая, что введение запрета промышленного лова краба в Баренцевом море не может быть принятым как своевременная мера, в качестве рекомендаций, направленных на ужесточение контроля промысловых усилий укажем следующие.

1. *Ограничение количества судов на промысле.* Одна из эффективных и простых мер по контролю промысловых усилий связана с учетом судов участвующих в промысле. Как правило, неучтенный промысел осуществляется судами,

получившими официальное разрешение на лов и превышающими свои объемы добычи. Изъятие водных биоресурсов сверх установленных лимитов – наиболее опасная и потенциально наносящая значительный ущерб форма браконьерства (Глотов, Блинов, 2006). Соккрытие фактического улова происходит за счет недостоверной информации о производительности лова (например, занижение количества обработанных ловушек в сутки). Зная количество судов и ориентировочную производительность их лова, а также количество операций на единицу времени можно рассчитать не только приблизительный вылов, но общее количество усилий за промысловый сезон.

2. *Лимитирование усилий (орудий лова, судосуток лова)*. Контроль количества ловушек и их лимитирование – эффективная мера регулирования на крабовом промысле у берегов Аляски. В российских водах лимит по орудиям лова практически отсутствует, так как отсутствует эффективная процедура учета количества ловушек, используемых на промысле судном. Ограничение количества судосуток лова может стать более эффективной мерой управления при спутниковом контроле позиционирования краболовных судов.
3. *Пересмотр ограничений продолжительности сезона*. Ограничения продолжительности сезона промысла также довольно просто достигают цели. Вероятно, это является наилучшим способом регулирования большинства мировых промыслов (Хилборн, Уолтерс, 2001). В некоторых случаях это может быть грубое (приблизительное) и относительно недорогое отслеживание величины усилия, позволяющее предусмотреть неожиданные изменения в лимитах и объемах промыслового воздействия на запас в каждом сезоне. В настоящее время регулирование продолжительности промыслового сезона может стать одной из наиболее эффективных мер регулирования, наряду с контролем количества судов на промысле.
4. *Установка обоснованных минимальных объемов добычи на одно промысловое судно*. Установка производственных минимальных показателей в соответствии с промысловой мощностью судна – тактический управляющий прием, цель которого – ограничить количество судов на промысле, тем самым, уменьшив реализацию потенциально возможного количество усилий при избыточных промысловых мощностях флота. Иными словами, такое ограничение должно уменьшить возможность получения неучтенного вылова за счет того, что судну требуется в соответствии со своими производственными мощностями реализовать определенное количество усилий и освоить минимальный объем.

Чем больше усилий требуется для освоения минимального объема, тем меньше их может быть реализовано в ходе нелегального промысла.

Рассмотренные рекомендации по контролю промысловых усилий составляют возможный комплекс технических мер по уменьшению незаконного промысла и контролю уровня эксплуатации. Анализ исторического опыта, а также результаты коммерческого промысла краба в Баренцевом море в 2005–2007 гг. показывают, что управление не может быть эффективным, когда в схему включаются лишь решения, основанные на биопромысловых критериях. Очевидно, что помимо технических рычагов направленных на контроль биологических параметров популяции, для эффективного управления требуется совокупность административных (силовых) и экономических мер воздействия.

К сожалению, в отечественной литературе, посвященной целям управления, далеко не всегда рассматриваются наряду с биологическим подходом, социальные и экономические критерии. Как правило, одним из главных факторов, влияющих на цели управления, традиционно считается экономический ущерб от незаконного промысла. Эта проблема и пути ее решения до недавнего времени чаще всего освещалась журналистами в прессе. В настоящее время после серии официальных проверок анализом ситуации занимаются экономисты-аналитики (Жариков, 2005). Выявление экономического ущерба в результате анализа незаконного промысла водных биоресурсов, крайне негативное влияние браконьерства на весь рыбохозяйственный комплекс, а также на другие отрасли российской экономики привели аналитиков к выводу, что только силовым способом уничтожить это явление не удастся. Необходимы меры комплексного, экономического воздействия. Другими словами, надо так изменить действующую хозяйственную практику, чтобы добросовестным и заинтересованным в долгосрочной перспективе рыбакам было выгодно укреплять и развивать российскую рыбную промышленность, а не зарубежных конкурентов. Так для минимизации потерь рыбной промышленности Дальнего Востока предлагаются такие экономические шаги, как принятие решения об обязательном декларировании на территории России всей рыбопродукции, произведенной из водных биоресурсов, добытых в 200-мильной экономической зоне РФ; сокращение бюрократических процедур при оформлении судов в российских портах; поэтапное снижение таможенных пошлин на ввоз рыбного сырья и повышение на его вывоз (Глотов, Блинов, 2006).

Таким образом, управление запасом это, прежде всего, система, включающая в себя не только биологические, но и экономические и социальные факторы. Эффективное управление в сложившейся экономической и политической ситуации возможно лишь с

применением методов оценки всех факторов, влияющих на цели управления. Роль оценки запаса состоит в том, чтобы обеспечить наилучшую техническую поддержку возможных решений по управлению промышленными ресурсами.

ВЫВОДЫ

1. Динамика численности камчатского краба в Баренцевом море с 1994 года соответствует процессу формирования новой популяции. За период исследований численность камчатского краба увеличилась более чем в 20 раз и составила на 2006–2008 гг. около 60 млн. экз.

2. На качественном уровне наблюдается очевидный рост репродуктивного потенциала популяции, однако современные эмпирические данные не позволяют с высокой точностью описать его динамику. Характер динамики обусловлен, главным образом, появлением двух высокоурожайных поколений, первое из которых обеспечило вспышку численности нерестовой части популяции в 2001–2003 гг. Начиная с 2006 г. второе поколение 1997 г. находилось в процессе активного роста и достижения половой зрелости.

3. Индивидуальный рост камчатского краба в Баренцевом море, как и в других регионах, происходит в течение всей жизни. Интервал варьирования размеров растущих крабов в каждой следующей возрастной когорте увеличивается. Животные одного поколения из размерного класса 90 мм через 6–7 лет могут достигать 130–200 мм с модальными размерами 160–180 мм. В отличие от тихоокеанского региона у баренцевоморского краба не существует четкой линейной или степенной зависимости величины прироста от длины карапакса.

4. Объемы выедания бентоса камчатским крабом (200 тыс. т) составляют незначительную часть от общей оцененной продукции бентоса в районах исследования Баренцева моря (3–10 млн. т), что не дает основания для утверждения о значительном влиянии или подрыве камчатским крабом кормовой базы рыб-бентофагов в прибрежных районах Мурмана. Трофические условия не являются сдерживающим фактором для дальнейшего увеличения численности краба в Баренцевом море.

5. Стохастические когортные модели существенно лучше описывают динамику популяции краба, чем детерминистические. Байесовский метод позволяет включать в алгоритм дополнительные знания в виде априорных распределений различных параметров, тем самым восполняя недостающие эмпирические данные. Вероятностные оценки также позволяют рассчитывать риск превышения того или иного ориентира управления, что делает модели полезными в принятии управленческих решений.

6. Продукционные модели для оценок искусственно созданных запасов менее эффективны, чем когортные модели, и требуют допущений в более широких пределах. 95%-ный доверительный интервал на максимуме численности промысловой части популяции (12 млн. экз. в 2004 г.) для продукционной модели составил от 1 до 130 млн.

экз., тогда как для когортных моделей он оказался значительно уже (9–16 млн. экз. для *LBA* и 6–24 млн. экз. для *CSA*). В то же время конструкции этих моделей, в которых реализована концепция прибавочной продукции, удобно использовать для обоснования стратегии долговременного промыслового использования популяции, а также мер регулирования, направленных на реализацию этой стратегии.

7. За период исследований состояние промысловой части баренцевоморской популяции камчатского краба не следует рассматривать как критическое. Однако сильное давление промысла в ближайшее время может негативно сказаться на биологических и промысловых показателях популяции. Для улучшения регулирования промысла камчатского краба и уменьшения его нелегального изъятия в Баренцевом море целесообразно установить более жесткий контроль уровня промысловых усилий.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Анисимова Н.А. К вопросу об акклиматизации камчатского краба в Баренцевом море. Камчатский краб в Баренцевом море. – Изд. 2-е, перераб. и доп. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2003.– С. 10–22.

Бабаян В.К. 1982. Методические рекомендации к расчету рационального промыслового режима. – М.: ВНИРО. – 46 с.

Бабаян В.К. Предосторожный подход к оценке общего допустимого улова (ОДУ): Анализ и рекомендации по применению. – М.: Изд-во ВНИРО, 2000. – 192 с.

Бабаян В.К. Методические рекомендации по оценке качества прогнозов общего допустимого улова (ОДУ). – М.: Изд-во ВНИРО, 2003. – 43 с.

Баканев С. В. О плодовитости камчатского краба *Paralithodes camtschatica* в Баренцевом море // Нетрадиционные объекты морского промысла и перспективы их использования: Тезисы докладов научно- практической конференции – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 1997.– С. 12–13.

Баканев С. В., Герасимова О. В., Матьков Д. В. Основные репродуктивные параметры баренцевоморской популяции камчатского краба *Paralithodes camtschatica* // Исследования промысловых беспозвоночных в Баренцевом море: Сб. науч. тр./ПИНРО. – Мурманск, 1997 С. 5–14.

Баканев С. В., Матьков Д. В. Результаты исследований плодовитости камчатского краба в Баренцевом море // Материалы 2-ой науч. конф. Беломорской биостанции им. Н.А.Перцова МГУ – М.: Изд-во Беломорской биостанции МГУ, 1997. – С. 7–8

Баканев С. В. Плодовитость и некоторые другие репродуктивные параметры камчатского краба в Баренцевом море // Камчатский краб в Баренцевом море. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2001. – Гл. 3.5. – С. 78–88.

Баканев С. В. Оценка запаса камчатского краба в Баренцевом море с использованием модели CSA // Камчатский краб в Баренцевом море. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2003. – Гл. 4.2. - 2-е изд., перераб. и доп. – С. 232–245.

Баканев С. В., Пинчуков М. А. Стратифицированная траловая съемка камчатского краба // Методическое пособие по проведению инструментальных съемок запасов промысловых гидробионтов в районах исследований ПИНРО – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2006. – С. 85–88

Баканев С. В. О возможности использования байесовского подхода для оценки запаса камчатского краба (*Paralithodes camtschaticus*) в Баренцевом море // Всероссийская

конференция по промысловым беспозвоночным, VII (Мурманск, 9–13 окт. 2006 г.): памяти Б.Г. Иванова (1937–2006): тез. докл. – М.: Изд-во ВНИРО, 2006. – С. 49–51

Баканев С. В., Беренбойм Б. И. О перспективах российского промысла камчатского краба (*Paralithodes camtschaticus*) в Баренцевом море // Всероссийская конференция по промысловым беспозвоночным, VII (Мурманск, 9–13 окт. 2006 г.) : памяти Б.Г. Иванова (1937–2006): тез. докл. – М.: Изд-во ВНИРО, 2006. – С. 52–54

Баканев С. В. Применение теоремы Байеса в морской биологии на примере оценки динамики численности промысловых ракообразных // Экологические исследования беломорских организмов. (Материалы 2-й Международной конференции). 18–22 июля 2007 г., м. Картеш. – СПб, ЗИН РАН, 2007 С. 11–12.

Баканев, С. В. Результаты применения стохастической когортной модели CSA для оценки запаса камчатского краба *Paralithodes camtschaticus* в Баренцевом море // Вопросы рыболовства. – 2008. – Т. 9, № 2 (34). – С. 294–306.

Баканев, С. В. Проблемы оценки запаса и регулирования промысла камчатского краба *Paralithodes camtschaticus* в Баренцевом море // Вопросы рыболовства. – 2009. – Т. 10, № 1 (37). – С. 51–63.

Баранов Ф.И. К вопросу о биологических основаниях рыбного хозяйства// Изв. отдела рыбоводства и науч.–промысл. Исслед. – Т.1.– Вып.1.– 1918. – С. 84–128.

Баранов Ф.И. 1925. К вопросу о динамике рыбного промысла// Бюлл. Рыбного хозяйства.– № 8. – С. 26–38.

Беренбойм Б.И. Миграции и расселение камчатского краба в Баренцевом море. Камчатский краб в Баренцевом море. – Изд. 2–еб перераб. и доп. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2003.– С. 65–69.

Беренбойм Б. И., Баканев С. В., Золотарев П. Н. Состояние запасов и перспективы промысла беспозвоночных в Баренцевом море // IX Съезд Гидробиологического общества РАН (Тольятти, 18–22 сент. 2006 г.) : тез. докл. – Тольятти: Ин-т экологии Волж. бассейна, 2006. – Т. 1. – С. 43.

Бивертон Р., Холт. С. Динамика численности промысловых рыб. – М.: Пищевая промышленность, 1969. – 248 с.

Биологические инвазии в водных и наземных экосистемах. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2004. – 436 с.

Васильев Д.А. Когортные модели и анализ промысловых биоресурсов при дефиците информационного обеспечения/ М.: Изд-во ВНИРО, 2001. – 111 с.

Вентцель Е.С. Теория вероятностей: Учебник для студ. вузов. – 9–е изд., стер. – М.: Издательский центр «Академия», 2003. – 576 с.

Герасимова О.В. Трофические взаимоотношения камчатского краба *Paralithodes camtschatica* в Баренцевом море// Исследования промысловых беспозвоночных в Баренцевом море: Сб. науч. тр./ПИНРО. – Мурманск: Изд-во, 1997. – С. 35–58.

Герасимова О. В., М. А. Кочанов. Трофические взаимоотношения камчатского краба *Paralithodes camtschatica* в Баренцевом море. Исследования промысловых беспозвоночных в Баренцевом море: Сб. науч. тр./ПИНРО. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 1997.– С. 35–58.

Герасимова О.В., С.А. Кузьмин. Некоторые особенности распределения и биологии камчатского краба в Баренцевом море. Материалы отчетной сессии по итогам НИР ПИНРО в 1993 г. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 1994.– С. 144–158.

Герасимова О.В., С.А. Кузьмин. Предложения к управлению запасом камчатского краба в Баренцевом море. Исследования промысловых беспозвоночных в Баренцевом море: Сб. науч. тр./ПИНРО. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 1997.– С. 59–64.

Глотов Д. Б., А. Ю. Блинов Экономический ущерб от незаконного промысла камчатского и синего краба в Дальневосточном бассейне // Рыб. Хоз-во. – 2006. – №1. – С. 12–16.

Долженков В.Н. 2005. Охотское море. Западная Камчатка. Камчатский краб – 2005 (путинный прогноз). Владивосток. Издательский центр ТИНРО-центра. С.68–77.

Долженков В.Н., В.З. Болдырев, 2006. Современное состояние ресурсов камчатского краба в дальневосточных морях России. VII Всероссийская конференция по промысловым беспозвоночным (памяти Б.Г. Иванова): Тезисы докладов. – М.: Изд-во ВНИРО, 2006. С. 71–72.

Дулупова Е.П., Борец Л.А. Трофические связи и современная продукция бентофагов на Западнокамчатском шельфе// Изв. ТИНРО. – 1985. – Т.110. – С.13–19.

Жариков В.В. Современная структура российского экспорта рыбы и морепродуктов динамика поставок по данным таможенной статистики Японии// Известия ТИНРО: сб. науч. тр. – Владивосток: ТИНРО-Центр, 2005. – Т.143. – С. 343–373.

Засосов А.В. Уравнения теории рыболовства и способы их решения. – М.: Пищевая промышленность, 1970. – 147 с.

Инструкции и методические рекомендации по сбору и обработке биологической информации в районах исследований ПИНРО/ ПИНРО; отв. ред. М. С. Шевелев. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2001. – 291 с.

Камчатский краб в Баренцевом море (результаты исследований ПИНРО в 1993–2000 гг.). – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2001.– 198 с.

Камчатский краб в Баренцевом море. – Изд. 2–еб перераб. и доп. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2003.– 383 с.

Карпевич А. Ф. Теория и практика акклиматизации водных организмов. Москва, – Пищевая промышленность. 1975. – 432 с.

Клитин А.К. Распределение, биология и функциональная структура ареала камчатского краба в водах Сахалина и Курильских островов. – Диссертация на соискание ученой степени кандидата биологических наук. Южно–Сахалинск, 2002. – 213 с.

Клитин А.К. Камчатский краб у берегов Сахалина и Курильских островов: биология, распределение и функциональная структура ареала//Бюлл. журн. Вопросы рыб-ва, М. Изд-во Национальные рыбные ресурсы, 2003. – 253 с.

Козлов А.И., Строгонова Н.П. Первые случаи поимки камчатских крабов в Баренцевом море// Рыбоводство и рыболовство. – 1977. – № 1. –15 с.

Кочиков В. Возникновение избыточных мощностей добывающего флота и усилия по их сокращению в зарубежном рыболовстве. Решение проблемы избыточных мощностей добывающего флота за рубежом. Информационный пакет. Биопромысловые и экономические вопросы мирового рыболовства. Выпуск 1. 2000. Москва, С. 1–5.

Кузьмин С.А., Беренбойм Б.И. Состояние запаса и перспективы промысла камчатского краба в Баренцевом море//Материалы отчетной сессии ПИНРО по итогам научно–исследовательских работ в 1998–1999 гг. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2000. – Ч.2 – С. 177–187.

Левин В.С. Камчатский краб *Paralithodes camtschaticus*. Биология, промысел, воспроизводство. СПб. Ижица, 2001.– 198 с.

Манушин И.Е. Характеристика потребления пищи камчатским крабом в Баренцевом море. Камчатский краб в Баренцевом море. – Изд. 2–е, перераб. и доп. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2003.– С. 189–203.

Манушин И. Е., Анисимова Н. А., Любин П. А. Бентос южной части Баренцева моря как кормовая база камчатского краба. Материалы X научного семинара «Чтения памяти К. М. Дерюгина» . – СПбГУ, Петербург, 2006.– С. 67–88.

Манушин И.Е., Н.А. Анисимова. Адаптация интродуцированного в Баренцево море камчатского краба к трофической ёмкости среды. Всероссийская конференция по промысловым беспозвоночным, VII (Мурманск, 9–13 окт. 2006 г.): памяти Б.Г. Иванова (1937–2006): тез. докл. М.: Изд-во ВНИРО, 2006.– С. 91–93.

Матюшкин В.Б. Ранняя молодь камчатского краба в районах Западного Мурмана. Камчатский краб в Баренцевом море. – Изд. 2–еб перераб. и доп. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2003.– С. 140–151.

Методическое пособие по определению общего допустимого улова и возможного отечественного вылова промысловых гидробионтов в районах исследований ПИНРО. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2007. – 289 с.

Миронова Н.В. Удельный вес прибрежной зоны в промысле Баренцева моря// Закономерности скоплений и миграций промысловых рыб в прибрежной зоне Мурмана: Сб. науч. тр. Мурман. биол. станции.– М. – Л., 1958. – С. 131–136.

Михеев А.А. Расчет оптимального изъятия донных беспозвоночных //Рыбное хозяйство. – 1999. – № 5. – С.41–43.

Михеев А.А. Стохастическая когортная модель для беспозвоночных с прерывистым ростом// Биология, состояние запасов и условия обитания гидробионтов в Сахалино–Курильском регионе и сопредельных акваторий: Труды Сахалинского научно–исследовательского института рыбного хозяйства и океанографии. – Ю-Сах.: СахНИРО, 2003, Т. 5, С. 216–242.

Никольский Г.В. Теория динамики стада рыб. – М: «Пищевая промышленность», 1974 г. – 447 с.

Низяев С.А., Букин С.Д. Методологические аспекты использования траловых и ловушечных данных для научных целей// Изв. ТИНРО, т.128, ч. II, 2001. – С.644–658.

Одум Ю. Экология: В 2–х т. Т.2. Пер. с англ. – М.: Мир, 1986. – 376 с.

Орлов Ю.И. Камчатский краб – новый житель Баренцева моря// Природа. – 1978.– № 3. –143 с.

Орлов Ю.И. Информационный взрыв уже происходит// Рыб. хоз-во. Сер. Аквакультура: пробл. и достижения: информ. пакет/ ВНИЭРХ. – 1997. – Вып.8. – С. 1–3.

Павлова Л. В. Влияние камчатского краба на запас морских ежей *Strongilocentrotus droebachiensis* в прибрежье Баренцева моря. Всероссийская конференция по промысловым беспозвоночным, VII (Мурманск, 9–13 окт. 2006 г.): памяти Б.Г. Иванова (1937–2006): тез. докл. – М.: Изд-во ВНИРО, 2006. – С. 111–113.

Переладов М.В. Особенности распределения и проведения камчатского краба на прибрежных мелководьях Баренцева моря. Камчатский краб в Баренцевом море. – Изд. 2–е, перераб. и доп. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2003.– С. 152–170.

Пинчуков, М.А., Беренбойм Б.И. Линька и рост камчатского краба в Баренцевом море. Камчатский краб в Баренцевом море. – Изд. 2–е, перераб. и доп. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2003.– С. 100–106.

Пинчуков М.А., Павлов В.А., Жак Ю.Е. Приловы камчатского краба при траловом промысле рыбы в Баренцевом море. Камчатский краб в Баренцевом море. – Изд. 2–е, перераб. и доп. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2003.– С. 246–253.

Радугин А.А. Россия «в клешнях черного краба» Информационный центр «Рыбные Ресурсы». <http://www.fishres.ru/news/print.php?id=6791>

Расс Т.С. Рыбные ресурсы европейских морей СССР и возможности их пополнения акклиматизацией. – М.: Пищевая промышленность, 1965.– 107 с.

Рикер У.Е. Методы оценки и интерпретация биологических показателей рыб/ Пер. с англ. – М.: Пищевая промышленность, 1979.– 408 с.

Родин В.Е. Пространственная и функциональная структура популяции камчатского краба//Изв. ТИНРО. – 1985. – Вып.110. – С.86–97.

Сенников А.М. Предварительные сведения об итогах акклиматизации камчатского краба *Paralithodes camtschatica* в Баренцевом море// Всесоюзная научная конференция по использованию промысловых беспозвоночных на пищевые, кормовые и технические цели: Тез. докл. – Одесса, 1977. – С.85–86.

Соколов В.И. Промысел камчатского краба в Баренцевом море (Возможные варианты развития событий). Рыбные ресурсы, №2, - 2005. С. 35 – 38.

Соколов В.И., Милютин Д. М. Современное состояние популяции камчатского краба (*Paralithodes camtschaticus*, Decapoda, Lithodidae) в Баренцевом море / В. И. Соколов, Д. М. Милютин // Зоол. журн. - 2008. - Т.87, №2. - С. 141-155.

Степаненко, В.В., Двинин. М.Ю. Коэффициенты расхода сырья при выпуске продукции из камчатского краба Баренцева моря. VII Всероссийская конференция по промысловым беспозвоночным (памяти Б.Г. Иванова): Тезисы докладов.–М.: Изд–во ВНИРО, 2006. С. 71–72.

Хилборн Р., Уолтерс К. 2001. Количественные методы оценки рыбных запасов. Выбор, динамика и неопределенность. – СПб:Политехника, 228 с.

Хмелева Н.Н. Биология и энергетический баланс морских равноногих ракообразных. – Киев: Наукова думка, 1973. – 183 с.

Цыгир В.В. Иностраный импорт (Японии, США и Республики Корея) крабов из России. Известия ТИНРО. – 2006 – Том 147.– С. 417–432.

Шибяев С.В. Промысловая ихтиология: Учебник. СПб: «Проспект Науки», 2007.– 400 с.

Adkison, M.D. and R.M. Peterman. 1996. Results of Bayesian methods depend on details of implementation: An example of estimating salmon escapement goals. Fish. Res. 25, Alaska crabber call for fleet cut // World Fish – V. 46. – N7. 1997. – P. 155–170.

Annala, J.H. Fishery assessment approaches in New Zealand's ITQ system. // Proceedings of the International Symposium on Management Strategies for Exploited Fish

Populations, Alaska Sea Grant Coll. Program Rep. No 93–02, University of Alaska, Fairbank, 1993. P. 791–805.

Angel, J.R., Burke, D.L., O'Boyle, R.N., Peacock, F.G., Sinclair, M. and K.C.T. Zwanenburg. Standardization of nomenclature for animal health risk analysis. Rev. Sci. Tech. O.I.E. 12, 1994. – P. 1045–1053.

Bakanev S. V., Berenboim B. I. Prospects of Russian fishery for the red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in the Barents Sea // ICES Symposium on Fisheries Management Strategies (Galway, Ireland, 27–30 June 2006), No.: SFMS-07 – P. 108–115.

Bakanev S. V., Berenboim B. I. Applying the Bayesian approach in assessment of red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) and northern shrimp (*Pandalus borealis*) stocks in the Barents Sea // Long term bilateral Russian-Norwegian scientific co-operation as a basis for sustainable management of living marine resources in the Barents Sea : proc. of the 12th Norwegian-Russian Symp. (Tromso, 21-22 Aug. 2007) / IMR, PINRO. – Bergen : Inst. of Mar. res., 2007. – P. 94–103.

Bakanev S. V. On the Possibility of Using Bayesian Approach to Assess the Northern Shrimp (*Pandalus borealis*) Stock in the Barents Sea and Spitzbergen // NAFO SCR Doc. 06/070. – Ser. No. N 5195. – 2006. – 7 pp.

Bakanev S. V. On the Assessment of the Northern Shrimp Stock in the Barents Sea // NAFO SCR Doc. 08/070. – Ser. No. N 5682. – 2008. – 8 pp.

Bayes, T. An essay towards solving a problem in the doctrine of chances. Philosophical Transactions of the Royal Society. 1763. 330-418. (Reprinted in: Biometrika (1958). № 45. – P. 293–315.

Balsiger, J.W. A computer simulation model for the eastern Bering Sea king crab. Ph. D. dissertation, University of Washington, Seattle, 1974. – 47 p.

Beddington, J.R. and J.G. Cooke. 1983. The potential yield of fish stocks. FAO Fish. Tech. Pap. – 242 p.

Bergh, M.O. and D.S. Butterworth. Towards rational harvesting of the South African anchovy considering survey imprecision and recruitment variability. S. Afr. J. mar. Sci. 5, 1987. – P. 937–951.

Berenboim B.I., A.M. Hjelset, M.A. Pinchukov and J.H. Sundet. Red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in the Barents Sea// Management strategies for commercial marine species in northern ecosystems : proc. of the 10th Norwegian–Russian Symp. (Bergen, 27–29 Aug. 2003)/ IMR, PINRO. – Bergen: Inst. of Mar. res., 2004. – P. 119–130.

Burgner, R.L. Life history of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). In: Groot, C. and L. Margolis. eds. Pacific salmon life histories, Vancouver: University of British Columbia Press. 1991. – P. 1–118.

Butterworth, D.S. and A.E. Punt. On the Bayesian approach suggested for the assessment of the Bering-Chukchi-Beaufort Seas stock of bowhead whales. Rep. int. Whal. Comm. 45, 1995. – P. 303–311.

Cadrin, S.X., Evaluation two assessment methods for Gulf of Maine northern shrimp based on simulations. J.Northw. Atl. Fish. Sci. 27, 2000. – P. 119–132.

Cochran, W.G. 1963. Sampling techniques. 2nd ed. John Wiley & Sons, Inc., New York, N.Y. 413 p.

Collie, J.S. Estimating of abundance of king crab populations from commercial catch and research survey// Report to the Alaska Department of Fish and Game, University of Alaska Fairbanks, Juneau Center for Fisheries and Ocean Sciences, Juneau. – Rep. No. 91–03, 1991– P. 134–162.

Commission tales revised MAGP–IV proposal// World Fish. Rep. – N35. – 1997. – 135 p.

Congdon, P. Introduction to Bayesian statistical modeling. Wiley, London, 2001. – 556 p.

Csirke, J. and G.D. Sharp, Reports of the expert consultation to examine changes in abundance and species composition of neritic fish resources. FAO Fisheries Report No.291. 1984. – 178 p.

Gay J. Alaska Crab, Salmon Fleets Eye Buybacks // Pacific Fish. – V. XIX. – N 11. – 1998. – P. 84 – 86.

Deriso, R.B., Quinn, T.J., Neal, P.R., Catch–age analysis with auxiliary information. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42, 1985. – P. 815–824.

Gelfand, A. E. and Smith, A. F. M. Sampling–based approaches to calculating marginal densities. J Amer Statist Assoc, 85, 1990. – P. 398–409.

Gelman, A. Carlin, J.C., Stern, H., and Rubin, D. B Bayesian Data Analysis. Chapman & Hall, New York. 1995. – 525 p.

Gelman, A. and Rubin, D. B. Inference from iterative simulation using multiple sequences. Statistical Science, 7, 1992. – P. 457–511.

Gelfand, A. E. and Dey, D. K. Bayesian model choice: asymptotics and exact calculations. J Roy Statist Soc B, 1994. – 56 p.

Gilks, W.R., Richardson, S., and Spiegelhalter, D.J. Markov Chain Monte Carlo in Practice. Chapman & Hall, London. 1996. – 512 p.

Gilks, W. R., Wang, C. C., Yvonnet, B., and Coursaget, P. Random-effects models for longitudinal data using gibbs sampling. *Biometrics*, 48. 1992. – P. 234–256.

Doubleday, W.G. Manual on groundfish survey in the Northwest Atlantic. NAFO Sci. Coun. Studies: 2, 1981. – 55 p.

Doubleday W.G., Rivard D. Bottom trawl surveys. *Can. Spec.Publ. Fish. Aquat. Sci.* 58, 1981.– 273 p.

Graham, M. Modern theory of exploiting a fishery and application to North Sea trawling. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 10, 1935. P. 264–274.

Greenberg, J.A., Matulich, S.C., and Mittelhammer. R.C. A system-of-equations approach to modeling age-structured fish populations: the case of Alaskan red king crab, *Paralithodes camtschaticus*. *Can.J.Fish.Aquat. Sci.*48. 1991. – P. 1613–1622.

Drury K.L.S., J.M. Drake, D.M. Lodge and G. Dwyer Immigration events dispersed in space and time: Factors affecting invasion success. *Ecological Modelling*. – Volume 206.– Issues 1-2.–2007, P. 63–78.

Gulland, J.A.. Estimation of mortality rates. Annex to Arctic fisheries working group report ICES C.M./1965/D:3. (mimeo). In P.H. Cushing (ed). *Key papers on fish populations*. Oxford. IRL Press. 1983. Reprinted as p. 1965. – P. 231–241.

Gulland J.A. Manual of methods for fish stock assessment. Part I. Fish population analysis// *FAO Man.Fish.Sci.* – N.4. – 1964.– 154 p.

Haddon M. Modelling and quantitative methods in fisheries. Chapman & Hall/CRC Washington, D.C. 2001 – 406 p.

Helser T.E. and Hayes D.B. Providing quantitative management advice from stock abundance indices based on research surveys. *Fish. Bull.*, U.S. 93, 1995 – P. 290–298.

Hilborn, R., Walters, C.J., *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman & Hall, New York, 1992. – 570 p.

Hirschhorn, G. Variations in biomass of eastern Bering Sea king crabs, based on tagging estimates of growth and mortality. NWFC Processed Rep. National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Administration, 7600 Sand Point Way NE, Seattle, WA 99115, USA. – 1966. – 254 p.

Hvingel, C., Kingsley M.C.S. A framework to model shrimp (*Pandalus borealis*) stock dynamics and quantify risk associated with alternative management options, using Bayesian methods. *ICES J. Mar. Sci.* 63. 2006, P. 68–82.

FAO. Reference points for fisheries management: Their potential application to straddling and highly migratory resources// *FAO Fish. Sirc.* – V.(864). 1993.– 52 p.

FAO. Guidelines on the precautionary approach to capture fisheries and species introductions// FAO Fish Tech. Pap. – V. 350/1. 1995.– 52 p.

FAO. Precautionary approach to fisheries. FAO Technical Paper, 350/2. 1996. – 210 p.

Fournier, D.A., Archibald, CP., A general theory for analysing catch–at–age data. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 39, 1982. – 1195–1207

Fox, W.W., An exponential surplus–yield for optimizing exploited fish populations. Trans. Am. Fish. Soc. 99, 1970. – P. 80–88.

ICES, Report of the Working Group on Nephrops Stocks. ICES CM 2001/ACFM:16, – 2001a. – 325 p.

ICES, Report of the Pandalus Assessment Working Group. ICES CM 2001/ACFM:04. – 2001b. – 354 p.

ICES Report of the Arctic Working Group. ICES CM 2008/ACFM:06. – 2005. – 355 p.

ICNAF Redbook: Report of biological surveys subcommittee. Dartmouth, 1978, 119 pp.

Improving Fish Stock Assessments. 1998. National Academy Press, Washington D.C. 345 pp.

Ivanov B.G. Red King Crab (*Paralithodes camtschaticus*) in the Eastern Okhotsk Sea: Problems of Stock Management and Research. Crabs in Cold Water Regions: Biology, Management, and Economics. Alaska Sea Grant College Program AK–SG–02–01, 2002, P.651–680.

Jones, R. 1974. Assessing the long–term effects of changes in fishing efforts and mesh size from length composition data// ICES, C.M. – 33 p.

Kass., R.E., Wasserman, L. The selection of prior distributions by formal rules. Journal of the American Statistical Association, V.91.– 1996. – P. 1345–1370.

Kinas, P.G. Bayesian fishery stock assessment and decision making using adaptive importance sampling. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53, 1996. – P. 414–423.

Kruse, G.H., Collie, J.S., Preliminary application of a population size estimation model to the Bristol Bay stock of red king crabs. Alaska Department of Fish and Game, Division of Commercial Fisheries, Juneau, Alaska. Regional Information Report No. 5J91–09, 1991. – 25 p.

Ludwig, D., Hilborn, R., Adaptive probing strategies for age structured fish stocks. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 40, 1983. – P. 559–569.

MacIsaac, H. J., L.-M. Herborg and J. R. Muirhead. Modeling biological invasions of inland waters. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology. 2007. –V.2. – P. 347-368.
Hall R.J., A. Hastings, D. R. Ayres. Explaining the explosion: modelling hybrid invasions. Biological Science. –2006. – V. 273(1592). – P. 1385–1389.

Marukawa H. Biological and fishery research on Japanese king crab *Paralithodes camtschatica* (Tilesius). Journ. Imp. Fish. Exp. Stat. Tokyo. Vol. 37, No. 4. 1933. 152 p.

Matsuura S., Takeshita K. Longevity of red king crab. Proc. Int. symp. On king and Tanner crabs. Alaska Sea Grant College Progr. Prt. 90–04. Fairbanks: Univ. of Alaska, 1990. P. 181–188.

McAllister, M. K., Kirkwood G. P. Bayesian Stock assessment: a review and example application using the logistic model. ICES Journal of Marine Science, V. 55. – 1998. P. 1031–1060.

Meyer, R. and R. B. Millar. Bayesian stock assessment using a state–space implementation of the delay difference model. Can. J. Fish. Aquat. Sci. V. 56. – 1999. – P. 37–52.

Millar, R. B. and R. Meyer. Bayesian state-space modeling of age-structured data: fitting a model is just the beginning. Can. J. Fish. Aquat. Sci. –V. 57. – 2000.– P. 43–50.

Murphy, G.I. A solution of the catch equation. J. Fish. Res. Bd. Can. V. 22. – 1965. – P. 191–202.

NAFO Precautionary Approach Framework. Report of the PA Working Group. Serial No. N5069, NAFO/FC Doc. 04/18. – 2004. – 5 p.\

Nilssen E.M. Kongekrabbe i Barentshavet – biologi og utbredelse// Ottar, V. 4, 2003, P. 7–12.

Nilssen E.M., J.H.Sundet, The introduced species red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in the Barents Sea. II.Growth increments and moulting probability. Fisheries Research V.82. – 2006. – P.319–326.

North Pacific Fishery Management Council (NPFMC). Enviromental assessment for Amendment 1 to the fishery management plan for the commercial king and Tanner crab fisheries in the Bering Sea/Aleutian Islands. North Pacific Fishery Management Council, Anchorage, Alaska. 1990. – 458 p.

Orlov Yu. I., B.G. Ivanov On the Introduction of the Kamchatka King Crab *Paralithodes camtschatica* (Decapoda: Anomura: Lithodidae) into the Barents Sea. Marine Biology V.48, 1978. – P. 373–375.

Otto R.S. Management of Alaskan king crab stocks in relation to the possible effects of past policies. International king crab symposium, Anchorage, Alaska, USA, January 22–24, 1985, University of Alaska, Alaska Sea Grant Report No.85–12, 1985.– P. 447–473.

Otto, R.S. Management and assessment of eastern Bering sea king crab stocks. In North Pacific Workshop on Stock Assessment and Management of Invertebrates. Edited by G.S.Jamieson and N.Bourne. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 92. 1986. – P. 83–106.

Patterson, K.R. Evaluating uncertainty in harvest control law catches using Bayesian Markov chain Monte Carlo virtual population analysis with adaptive rejection sampling and including structural uncertainty. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* V.56, 1999. – P. 208–221.

Pella, J.J., and Tomplinson, P.K., A generalized stock production model. *Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission*, V.13. – 1969. – P. 419–496

Perry R.I. and Smith S.J. Identifying habitat associations of marine fishes using survey data: An application to the NW Atlantic. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 1994. – P. 589–602.

Pope, J.G. An investigation of the accuracy of virtual population analysis using cohort analysis. *Int. Comm. Northwest Atl. Fish. Res. Bull.* V.9. – 1972. – P. 65–74.

Prager, M.H., A suite of extensions to a non-equilibrium surplus production model. *Fish. Bull.* 92, 1994. – P. 374–389.

Prager, M.H., Comparison of logistic and generalized surplus-production models applied to swordfish, *Xiphias gladius*, in the north Atlantic Ocean. *Fish. Res.* V. 58, 2002. – P. 41–57.

Punt, A.E. and D.S. Butterworth. Further remarks on the Bayesian approach for assessing the Bering–Chukchi–Beaufort Seas stock of bowhead whales. *Rep. int. Whal. Commn* 46, 1996. – P. 481–491.

Punt, A., and Hilborn, R. Fisheries stock assessment and decision analysis: the Bayesian approach. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, V.7. – 1997. – P. 35–63.

Punt A.E. and R. Hilborn. BAYES-SA – Bayesian Stock Assessment Methods in Fisheries – User's Manual// School of Aquatic and Fishery Sciences University of Washington Seattle, Washington, USA, 2001.– 228 p.

Quinn, T.J., C.T. Turnbull, C. Fu. A Length-Based Population Model for Hard-to-Age Invertebrate Populations// *Fishery Stock Assessment Models*, edited by F. Funk, T.J.Quinn, J.Heifetz, J.N. Ianelli, J.E. Powers, J.F. Schweigert, P.J. Sullivan, and C. I. Zhang, Alaska Sea Grant College Program Report No. AK-SG-98-01.– University of Alaska Fairbanks, 1998. – P.531–556.

Reeves, J.E. A biological assessment of the minimum size limit for Bristol Bay red king crab. *NOAA Tech. Memo. NMFS F/NWC-1988.* – 133 p.

Reeves, J.E., and Marasco, R. An evaluation of alternate management options for the Southeastern Bering Sea king crab fishery. *NWAFRC Processed Report 80-6.* National Marine Fisheries, National Oceanic and Atmospheric Administration, 7600 Sand Point Way NE, Seattle, WA 99115, USA. – 1980. – 68 p.

Report of the NAFO Study Group on Limit Reference Points (Lorient, France, 15–20 April, 2004), *NAFO SCS Doc. 04/12, Serial No. N4980*, 2004. – 72 p.

- Richards, F.J. A flexible growth function for empirical use. *J. Exp. Bot.* V.10: 1959. – P. 290–300.
- Richards, L.J., Schnute, J.T., Model complexity and catch–at–age analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55, 1998. – P. 949–957.
- Ricker, W.E. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bull. Fish. Res. Bd. Can.* 191, 1975. – 382 p.
- Russel F.S. Some theoretical considerations on the “overfishing” problem// *J.Cons. Intern. Explor.Mer.* – V.6. – 1931.– P. 3–27.
- Schaefer, M.B., Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm.* 1, – 1954. – P. 25–56.
- Schaefer, M.B. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean. *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm.* 1, 1957. – P. 25–56.
- Shigesada N., K. Kawasaki. *Biological Invasions: Theory and Practice* (Oxford Series in Ecology & Evolution). Oxford University Press, USA. – 1997. – 224 p.
- Schnute, J.T. A General Framework for Developing Sequential Fisheries Models// *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*– Vol. 51.–1994.– P. 1676–1688.
- Schnute, J.T., L.J. Richards, N. Olsen. *Statistics, Software, and Fish Stock Assessment// Fishery Stock Assessment Models*, edited by F. Funk, T.J.Quinn, J.Heifetz, J.N. Ianelli, J.E. Powers, J.F. Schweigert, P.J. Sullivan, and C.–I. Zhang, Alaska Sea Grant College Program Report No. AK–SG–98–01.– University of Alaska Fairbanks, 1998. – P.171–184.
- Seber G.A.F. *The Estimation of Animal Abundance and Related Parameters*, 2nd edn. Macmillan Publishing Co., New York, NY. – 1982. – 654 p.
- Smith M.T., Addison J.T. Methods for stock assessment of crustacean fisheries. *Fisheries Research* V.65. – 2003. – P. 231–256.
- Spiegelhalter, D.J., A. Thomas, N.Best. *WinBUGS version 1.3 User Manual*. MRC Biostatistics Unit, Inst. of Public Health, Cambridge, England. 2000. – 167 p.
- Spiess B. Council Sets Crab Entry Criteria // *Pacific Fish.*– V.XIX. – N 11. – 1998. – 84 p.
- Steiner F. M., Schlick-Steiner B. C., Vanderwal J., Reuther K. D., Christian E., Stauffer C., Suarez A. V., Williams S. E., Crozier R.H. Combined modelling of distribution and niche in invasion biology : a case study of two invasive *Tetramorium* ant species. *Diversity and distributions.* – 2008. – vol. 14. – P. 538–545.
- Sullivan P.J., Lai, H.L., Gallucci, V.F. A catch–at–length analysis that incorporate a stochastic model of growth. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.*V. 47. – 1990. – P.184–198.

Sundet J.H. Trawl and trap survey assessment of the red king crab in Norwegian waters. Joint report of research on the king crab (*Paralithodes camtschaticus*) from the Barents Sea in 2005-2007. IMR/PINRO – 2008. – P.6–11.

Sundet J. H., Pinchukov M. A. Red king crab// The Barents Sea Ecosystem: Russian-Norwegian cooperation in research and management. In press, 2009.

UN. Agreement for the Implementation of the Provisions of the United Nations Convention on the United Nations Convention on the Law of the Sea of 10 December 1982 Relating to the Conservation and Management of Straddling Fish Stocks// UN General Assembly Annex 3, A/CONF. 164/37, 1995.– P. 45–81.

Verhulst P.F. Notice sur la loi que la population suit dans son accroissement// Corres. Math. Phys.– V.10.– 1838. – P.113–121.

Weber, D.D., Miahara, T. Growth of the adult male king crab, *Paralithodes camtschatica* (Tilesius). Fish. Bull. U.S.–V. 62. – 1962. – P. 53–75.

Zheng J., Murphy M.C., Kruse G.H. A length-based population model and stock–recruitment relationships for red king crab, *Paralithodes camtschaticus*, in Bristol Bay, Alaska. Can. J. Fish. Aquat Sci. V.52: –1995. – P.1229–1246.

Zheng J., M.C. Murphy, G.H.Kruse, Application of a Catch–Survey Analysis to Blue King Crab Stocks Near Pribilof and St.Matthew Islands. Alaska Fishery Research Bulletin 4(1). – 1997. – P. 62–74.