

ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ НАУЧНОЕ
УЧРЕЖДЕНИЕ «ВСЕРОССИЙСКИЙ НАУЧНО-ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКИЙ
ИНСТИТУТ РЫБНОГО ХОЗЯЙСТВА И ОКЕАНОГРАФИИ»
(ФГБНУ «ВНИРО»)

на правах рукописи



**Баканев
Сергей Викторович**

**БИОЛОГИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ ЭКСПЛУАТАЦИИ ЗАПАСОВ ПРОМЫСЛОВЫХ
БЕСПОЗВОНОЧНЫХ В БАРЕНЦЕВОМ МОРЕ**

1.5.16 – гидробиология

Диссертация
на соискание ученой степени
доктора биологических наук

Научный консультант:
доктор биологических наук
А.И. Буяновский

Москва, 2022

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	4
1. ФИЗИКО-ГЕОГРАФИЧЕСКИЕ УСЛОВИЯ ФОРМИРОВАНИЯ СКОПЛЕНИЙ ПРОМЫСЛОВЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ В БАРЕНЦЕВОМ МОРЕ	14
2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ.....	34
2.1. Данные по научно-исследовательских съемок.....	35
2.2. Промысловые данные	58
2.3. Моделирование динамики запаса.....	66
2.4. Оценка параметров моделей.....	82
3. ПРОМЫСЛОВАЯ БИОЛОГИЯ ДОННЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ БАРЕНЦЕВА МОРЯ	97
3.1. Камчатский краб.....	98
3.1.1. Распространение и распределение промысловых скоплений	98
3.1.2. Жизненный цикл.....	104
3.1.3. Промысел.....	106
3.2. Краб-стригун опилио.....	119
3.2.1. Распространение и распределение промысловых скоплений	119
3.2.2. Жизненный цикл.....	130
3.2.3. Промысел.....	133
3.3. Северная креветка.....	136
3.3.1. Распространение и распределение промысловых скоплений	136
3.3.2. Жизненный цикл.....	143
3.3.3. Промысел.....	145
3.4. Исландский гребешок.....	150
3.4.1. Распространение и распределение промысловых скоплений	150
3.4.2. Жизненный цикл.....	152
3.4.3. Промысел.....	155
4. МОДЕЛЬНЫЙ ПОДХОД К УПРАВЛЕНИЮ ЗАПАСАМИ ДОННЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ БАРЕНЦЕВА МОРЯ.....	158
4.1. Моделирование динамики запаса промысловых беспозвоночных (на примере камчатского краба).....	158
4.1.1. Модель истощения.....	159
4.1.2. Продукционная модель.....	169
4.1.3. Когортная модель <i>LBA</i>	190
4.1.3. Когортная модель <i>CSA</i>	200
4.1.5. Сравнительный анализ результатов моделирования.....	221

4.2 Оценка динамики запасов промысловых беспозвоночных (продукционный подход).....	228
4.2.1. Камчатский краб.....	229
4.2.2. Краб-стригун опилио.....	234
4.2.3. Северная креветка.....	242
4.2.4. Исландский гребешок.....	262
4.3. Оценка ориентиров управления и тестирование правила регулирования промысла (ПРП) запасов беспозвоночных в Баренцевом море (на примере камчатского краба).....	274
4.4. Оценка оптимального промыслового размера камчатского краба в Баренцевом море.....	300
5. ПРИНЦИПЫ ЕДИНОЙ СТРАТЕГИИ РЕГУЛИРОВАНИЯ ПРОМЫСЛА БЕСПОЗВОНОЧНЫХ В БАРЕНЦЕВОМ МОРЕ.....	309
5.1. Принципы рационального управления запасами беспозвоночных в отечественной и международной практике.....	309
5.2. Правило регулирования промысла беспозвоночных в Баренцевом море при разном уровне информационного обеспечения.....	329
ВЫВОДЫ.....	336
ЛИТЕРАТУРА.....	339

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность исследования. Состояние запасов промысловых беспозвоночных и их эксплуатация в Баренцевом море в последние десятилетия претерпевают существенные изменения. В начале XXI в. на смену традиционным объектам промысла – северной креветке и исландскому гребешку – пришли новые для Баренцева моря инвазивные виды ракообразных: камчатский краб *Paralithodes camtschaticus* (Tilesius, 1815) и краб-стригун опилио *Chionoecetes opilio* (Fabricius, 1788) (Камчатский краб..., 2021; Краб-стригун опилио..., 2016). Чрезмерный промысел исландского гребешка *Chlamys islandica* (Muller, 1776) в конце XX в. привел к подрыву его запасов, на восстановление которых потребуется, возможно, не одно десятилетие (Золотарев, 2016; Баканев, Манушин, 2018). Ежегодный отечественный вылов северной креветки *Pandalus borealis* (Krøyer, 1838) также значительно сократился по сравнению с советским периодом ее эксплуатации. Однако причиной прекращения масштабного промысла креветки является не состояние ее запасов, а ряд экономических факторов, снижающих заинтересованность рыбаков в развитии промысла (Беренбойм и др., 2006; Баканев и др., 2014). Несмотря на почти полувековую историю исследований промысловых беспозвоночных в баренцевоморском регионе и интенсивное изучение крабов-вселенцев в последние четверть века, многие вопросы промысловой биологии, в том числе ключевые параметры систем «запас–промысел» этих видов, остаются малоизученными. Это приводит к ошибкам в управлении запасами, которые выражаются в виде глобальных (в случае с исландским гребешком) или локальных переловов, которые наблюдались в начале промысловой эксплуатации крабов-вселенцев.

Проблема перелова связана с ошибочным допущением о величине максимального устойчивого долгосрочного вылова при наращивании интенсивности промысла (Бабаян, 2000). Актуальность этой проблемы возрастает, так как за последние пять лет ежегодный вылов промысловых беспозвоночных в Баренцевом море и сопредельных водах увеличился с 18 до 46 тыс. т, и в 2019 – 2020 гг. составил 17–18% от общего российского вылова промысловых

беспозвоночных. Причины увеличения вылова ракообразных связаны как с устойчивым ростом сырьевой базы промысла крабов-вселенцев, так и с возвращением интереса рыбаков к традиционному объекту промысла – северной креветке. В то же время потенциал интенсификации промысла этих видов еще не исчерпан и определение его уровня, обеспечивающего максимальный долгосрочный вылов, является первостепенной задачей для их рационального использования. В связи с этим разработка стратегии управления запасами беспозвоночных Баренцева моря в рамках концепций максимального устойчивого улова и предосторожного подхода к его оценке приобретает особую актуальность.

Эксплуатация отечественных запасов беспозвоночных до недавнего времени выполнялась без использования формализованных стратегий, правил и ориентиров управления. По существу, вся стратегия управления промыслом сводилась к предотвращению перелова с помощью общего допустимого улова (ОДУ) и технических мер регулирования, включая ограничения пространственно-временных рамок промысла. В феврале 2015 г. был издан приказ Федерального агентства по рыболовству № 104, определивший новые научно-методические требования к материалам, обосновывающим общие допустимые уловы (ОДУ), отвечающие современным мировым стандартам. Кроме того, в 2015 г. в целях обеспечения прозрачности и точности определения ОДУ, а также повышения эффективности управления ресурсом, по поручению Росрыболовства был разработан документ «Правила регулирования промысла приоритетных видов крабов и крабоидов» под редакцией В. А. Бизикова (ФГБНУ «ВНИРО»), утверждённый на заседании Совета директоров рыбохозяйственных институтов при заместителе Министра сельского хозяйства Российской Федерации – руководителе Федерального агентства по рыболовству (Протокол от 30 июня 2016 г. № 8). В основу документа были положены основные принципы управления, которые более четверти века использовались в международной практике при эксплуатации запасов гидробионтов (UNCLOS, 1982; FAO, 1993).

Вместе с тем, указанные документы не решают всех методологических вопросов, а также не охватывают всей специфики эксплуатируемых популяций

беспозвоночных, в том числе баренцевоморских. За их рамками остались проблемы оценки биологических ориентиров управления, тестирования правил регулирования промысла (ПРП), оценки минимального промыслового размера гидробионтов и др.

Таким образом, актуальность данной работы связана с разработкой новых принципов рациональной эксплуатации промысловых беспозвоночных в российских водах Баренцева моря, научное обоснование которых представлено в диссертации.

Цель и задачи исследования. Разработать теоретические основы рациональной эксплуатации запасов промысловых беспозвоночных в российских водах Баренцева моря.

Для достижения поставленной цели необходимо решить следующие задачи:

1. Выявить основные закономерности пространственно-временной организации популяций промысловых беспозвоночных и истории их промысла в Баренцевом море.

2. Оценить возможность применения регрессионных методов, а также продукционных и когортных моделей для оценки состояния запасов беспозвоночных при разном уровне их информационного обеспечения (на примере запаса камчатского краба).

3. Разработать серию продукционных моделей динамики запаса и с их помощью оценить биологические ориентиры и устойчивость запасов промысловых беспозвоночных к интенсивности промысловой эксплуатации.

4. Разработать алгоритм оценки правила регулирования промысла (ПРП) запасов беспозвоночных в Баренцевом море и провести анализ целесообразности использования отдельных его компонентов с точки зрения обеспечения устойчивого развития промысла (на примере запаса камчатского краба).

5. Оценить оптимальный промысловый размер гидробионта в рамках концепции максимального устойчивого улова при различных уровнях промысловой эксплуатации (на примере запаса камчатского краба).

6. Предложить научно обоснованную стратегию регулирования

промысла беспозвоночных Баренцева моря.

Степень разработанности. В мировой практике научные основы рациональной эксплуатации запасов беспозвоночных разрабатывались на основе концепций и положений «формальной теории жизни рыб», сформулированных Ф.И. Барановым ещё в начале XX в. (Шибяев, 2017). Ф.И. Барановым (1918) были заложены все основные элементы теории рыболовства, которые в последствии получили развитие в трудах западных авторов (Russel, 1931; Schaefer, 1954; Murphy, 1965; Jones, 1974; Pope, 1972; Рикер, 1979; Shepherd, 1982; Hilborn, Walters, 1992). 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). В это же время для оценки динамики запасов беспозвоночных начинают широко использоваться более простые производственные подходы (Stocker, Butler, 1990; Hoenig et al., 1994).

Со второй половины XX века проблемами рационализации эксплуатации гидробионтов, а также математическим моделированием систем «запас – промысел» начинают интенсивно заниматься отечественные исследователи (Андреев, 1969; Никольский, 1974; Засосов, 1976; Булгакова, 1978; Бабаян, 1982; Гасюков и др., 1980; Криксунов, Снетков, 1980; Малкин, 1999; Васильев, 2000). Несмотря на существенное внимание к проблеме рациональной эксплуатации гидробионтов, отечественные работы, посвященные запасам беспозвоночных, в литературе тех лет представлены в крайне малой степени. Отдельным аспектам рационального промысла беспозвоночных дальневосточных морей были посвящены работы Л.Г. Виноградова (1941), В. Е. Родина (1985), Б.Г. Иванова (1994 а, б), В. С. Левина (1994). Некоторыми элементами рационального использования северной креветки, камчатского краба и исландского гребешка в Баренцевом море в конце XX в. занимались С.Г. Денисенко (1989), Б.И. Беренбойм (1992), А. М. Сенников и Т.Э. Близниченко (1992), О. В. Герасимова и С.А Кузьмин (1997).

Современные подходы к оценкам отечественных запасов беспозвоночных начали использоваться только к началу XXI века. Однако публикаций даже по Дальневосточному бассейну в литературе встречается крайне мало: А. А. Михеев (1999; 2003), А.И. Буяновский (2012), О.И. Ильин, П.Ю. Иванов (2015), И.С. Черниенко (2016). В настоящее время единственной обобщающей и концептуальной работой о рациональном использовании беспозвоночных является статья Д.О. Алексеева, А.И. Буяновского и В.А. Бизикова «Принципы построения единой стратегии регулирования промысла крабов и крабоидов в морях России» (2017).

Научная новизна. Впервые разработана и формализована стратегия управления запасами промысловых беспозвоночных Баренцева моря с учетом их разного уровня информационного обеспечения. Определен оптимальный (по критерию максимального вылова) уровень эксплуатации запасов и выработаны рекомендации, способствующие рациональному ведению промысла. Впервые, на основе статистического анализа систем «запас – промысел», обобщены и проанализированы результаты многолетних исследований баренцевоморских запасов северной креветки, исландского гребешка, камчатского краба и краба-стригуна опилио. На основе математического моделирования изучена популяционная динамика этих видов, а также проанализировано воздействие промысла на величину их запасов. Впервые, на основе стохастических продукционных моделей, предложен метод оценки численности и определения общего допустимого улова промысловых беспозвоночных в российских водах Баренцева моря.

Впервые определена промысловая численность популяций крабов-вселенцев в Баренцевом море и реконструирована их динамика на протяжении 25 лет. На примере популяции краба-стригуна опилио с использованием эколого-математических моделей распределения вида (*species distribution models*) выявлены факторы, влияющие на акклиматизацию этого вида в баренцевоморском регионе. На примере популяции камчатского краба разработана имитационная модель системы «запас–промысел», позволяющая выполнить оценку его оптимального

промыслового размера и влияния различных режимов эксплуатации на объем вылова и состояние популяции.

На примере популяций северной креветки и камчатского краба предложен немодельный подход к оценке биологических ориентиров управления и разработке правила регулирования промысла (ПРП). В условиях недостаточной информационной обеспеченности отказ от использования аналитических моделей в пользу трендовых методов возможен без существенного ущерба для научных рекомендаций. При этом состояние запаса может оцениваться в контексте требований менеджмента для обеспечения долгосрочной устойчивой эксплуатации, а предоставляемые рекомендации вырабатываются на основе предосторожного подхода и парадигмы максимального устойчивого улова.

Основные положения, выносимые на защиту.

1. Оценку правила регулирования промысла (ПРП) беспозвоночных Баренцева моря необходимо выполнять с учетом особенностей биологии и промысла, концепций максимального устойчивого улова и предосторожного подхода, опираясь на модельные методы, учитывающие уровень информационной обеспеченности каждой единицы запаса. В условиях низкой информационной обеспеченности оценка биологических ориентиров выполняется «немодельными» (индикаторными, трендовыми, статистическими) методами.
2. Использование стохастических продукционных и когортных методов позволяет с максимальной точностью оценить параметры моделируемого запаса камчатского краба, научно обосновать промысловую меру, определить ориентиры управления и усовершенствовать биологически обоснованную схему регулирования его промысла.
3. Скорость распространения краба-стригуна в Баренцевом море зависит от придонной температуры воды. Похолодание будет способствовать дальнейшей экспансии краба в западном направлении. При увеличении средней придонной температуры экспансия замедлится, а площадь распространения краба при его полной акклиматизации может увеличиться

незначительно по сравнению с современным ареалом.

4. Межгодовая изменчивость величины запаса северной креветки в значительной степени зависит от естественных причин (уровней пополнения и смертности, хищничества трески), нежели от современного воздействия промысла. Существенная пространственная изменчивость ареала с многочисленными промысловыми скоплениями и центрами воспроизводства в совокупности с низким уровнем промысловой эксплуатации затрудняет моделирование запаса как единой популяции в системе «запас – промысел». В то же время с учетом незначительного воздействия промысла на запас в настоящее время возможен отказ от использования аналитической модели в пользу простых трендовых методов без существенного ущерба для научных рекомендаций.
5. Уменьшение запаса исландского гребешка вплоть до его депрессивного состояния обусловлено промысловой активностью, при которой прямое изъятие гидробионта оказалось не столь губительно, по сравнению с косвенной промысловой смертностью, ставшей причиной ухудшения общей санитарной обстановки на акватории поселения. Моделирование динамики показало, что продуктивность запаса в настоящее время весьма низкая, вследствие чего его восстановление до биологически безопасного уровня займет, вероятно, не менее 15 – 20 лет.

Теоретическое и практическое значение работы. Разработана теоретическая основа для регулирования промысла крабов-вселенцев, при котором адаптивный режим управления рекомендован на ранних этапах эксплуатации с последующей его заменой на зональный (предосторожный) принцип управления с комплексом ограничений по сезонам и районам промысла.

Обосновано использование продукционного подхода в рамках концепции максимального устойчивого улова для запасов промысловых видов-вселенцев в ходе их натурализации. Популяционная динамика согласуется с основными

положениями теории акклиматизации гидробионтов, сформулированными А.Ф. Карпевич (1975).

Результаты исследований используются при оценках состояния запасов, подготовке годовых прогнозов возможного вылова (ВВ) и общего допустимого улова (ОДУ) промысловых беспозвоночных Баренцева моря и сопредельных вод. Результаты по оценке численности были приняты в качестве базисных при подготовке в 2005–2008 гг. рекомендаций ПИНРО для Смешанной Российско-Норвежской рыболовной комиссии (СРНК) по регулированию промысла камчатского краба в Баренцевом море.

Полученные данные использовались при разработке правил регулирования промысла, впервые опубликованных в методическом руководстве «Правила регулирования промысла приоритетных видов крабов и крабоидов» под редакцией В.А. Бизикова (ФГБНУ «ВНИРО»), утвержденном на заседании Совета директоров рыбохозяйственных институтов при заместителе Министра сельского хозяйства Российской Федерации – руководителе Федерального агентства по рыболовству (Протокол от 30 июня 2016 г. № 8). Данные по оценке состояния запаса и промысла северной креветки в российских водах служат для обоснования российской позиции в рамках рабочей группы НАФО/ИКЕС по оценке запасов северной креветки (NIPAG), а также на встречах рабочей группы ИКЕС по крабам (WGCRAB).

Количественные оценки состояния запасов, а также оценки приловов беспозвоночных на промысле донных видов рыб служат основой для разработки технических мер регулирования, в том числе ограничений по районам и сезонам промысла.

Степень достоверности. Используются оригинальные данные экспедиционных и лабораторных исследований, проводимых в соответствии с принятыми методами сбора и обработки материала (Инструкции..., 2001). Достоверность результатов базируется на использовании стандартных методов исследований при изучении экосистем рыбохозяйственных водоемов, (Cochran,

1963; Инструкции..., 2004), статистической обработке биологических данных (Лакин, 1990; Ивантер, Коросов, 2003;), положениях теории промышленного рыболовства (Хилборн, Уолтерс, 2001; Шибаяев, 2007), концепциях предосторожного подхода и максимального устойчивого вылова (Бабаян, 2000), популяционной экологии (Одум, 1986).

Апробация работы. Результаты исследований докладывались и обсуждались на научных коллоквиумах лаборатории промысловых беспозвоночных ПИНРО; на заседаниях Ученого совета ПИНРО и ВНИРО, а также отчетных сессиях ПИНРО по итогам НИР (2005–2018 гг.). Основные положения работы представлялись на семинарах по изучению современных методов оценки запасов и рационального использования водных биоресурсов (ВБР) в 2009–2018 гг., на заседаниях секции промысловых беспозвоночных и водорослей Межведомственной ихтиологической комиссии (МИК) в 2010 и 2017 гг., на VII, IX Всероссийских конференциях по промысловым беспозвоночным (2006–2020 гг.), на российско-норвежских симпозиумах по крабам-вселенцам в 2005, 2010, 2019 гг. (г. Тромсё, Норвегия); на XII, XIV, XVI, XVII российско-норвежских симпозиумах (г. Тромсё, Норвегия, 2007; г. Москва, 2009; г. Сочи, 2013; г. Берген, Норвегия, 2016), на международной конференции Arctic Frontiers в 2009 и 2013 гг. (Тромсё, Норвегия), на международной конференции, посвященной 150-летию севастопольской биологической станции – Института биологии южных морей имени А. О. Ковалевского и 45-летию НИС «Профессор Водяницкий» (13–18 сентября 2021 г., Севастополь). Результаты исследований были также представлены на Совместных рабочих группах ИКЕС/НАФО по оценке запасов северной креветки (NIPAG) в 2000–2020 гг., на рабочих группах ИКЕС по крабам (WGCRAB) в 2010–2013 гг., на рабочих группах по изучению инвазивных видов Арктики (г. Стокгольм, Швеция, 2014; г. Копенгаген, Дания, 2017).

Публикации. По теме диссертации опубликовано 53 работы, в том числе 17 работ в изданиях, рекомендованных ВАК, 4 коллективные монографии и 1

монография одного автора.

Структура и объем диссертации. Работа изложена на 387 страницах и состоит из введения, 5 глав, выводов и списка литературы. Текст работы проиллюстрирован 102 рисунками и включает 56 таблицы. Список цитированной литературы состоит из 471 наименований, в том числе 279 на иностранных языках.

Личный вклад. Диссертационная работа является результатом многолетних исследований (1996 – 2021 гг.), выполненных лично автором и в рамках совместной деятельности с коллегами. Автор принимал участие во всех этапах исследования, включая сбор и обработку материалов в 18 морских экспедициях (в 9 из которых являлся начальником рейса) по оценке запасов камчатского краба и северной креветки. Автором определена актуальность темы и реализованы задачи исследований, выполнены анализ данных и интерпретация результатов, выработаны рекомендации и сформулированы выводы.

Благодарности. Автор благодарен всем сотрудникам Полярного филиала ФГБНУ «ВНИРО», помогавшим ему при сборе данных в ходе морских экспедиций и при обработке полученных материалов. Особую благодарность автор выражает сотрудникам: Беренбойму Б. И., А. В. Долгову, Ю. Е. Жаку, Ю. А. Ковалеву, И. Е. Манушину, В. А. Павлову, Д. В. Прозоркевичу, Т.А. Прохоровой, К. М. Соколову, А. В. Стесько, Н. А. Стрелковой, А. А. Четыркину, Н. А. Ярагиной. Особую признательность автор выражает своему научному консультанту Буяновскому Алексею Ильичу.

Анализ литературы показал, что среди основных физико-географических факторов, влияющих на формирование скоплений промысловых гидробионтов, и в частности беспозвоночных, обычно указывают рельеф дна, состав грунта, циркуляцию, а также температуру и соленость водных масс (Иванов, 1964; Никольский, 1974; Бочков и др., 1992; Буруковский, 2010; Беренбойм, 1992; Денисенко, 1989; Никоноров, 1996; Виноградов, 1947; Van Engel, 1987; Tremblay, 1997; Maunder, Watters, 2003; Green et al., 2014; Brosset et al., 2019).

Рельеф дна и состав грунта. Среди морей российского сектора Арктики Баренцево является наиболее глубоким, его средняя глубина составляет около 220 м (Атлас океанов, 1980). Дно характеризуется сложным, сильно расчлененным рельефом, который представлен крупными структурными элементами – обширными мелководными возвышенностями (банками), разделенными ложбинами и желобами (рис. 1.2). На особенности циркуляции и океанографические условия как моря в целом, так и его восточной части основное влияние оказывают крупные формы рельефа дна с хорошо выраженным перепадом глубин на склонах.

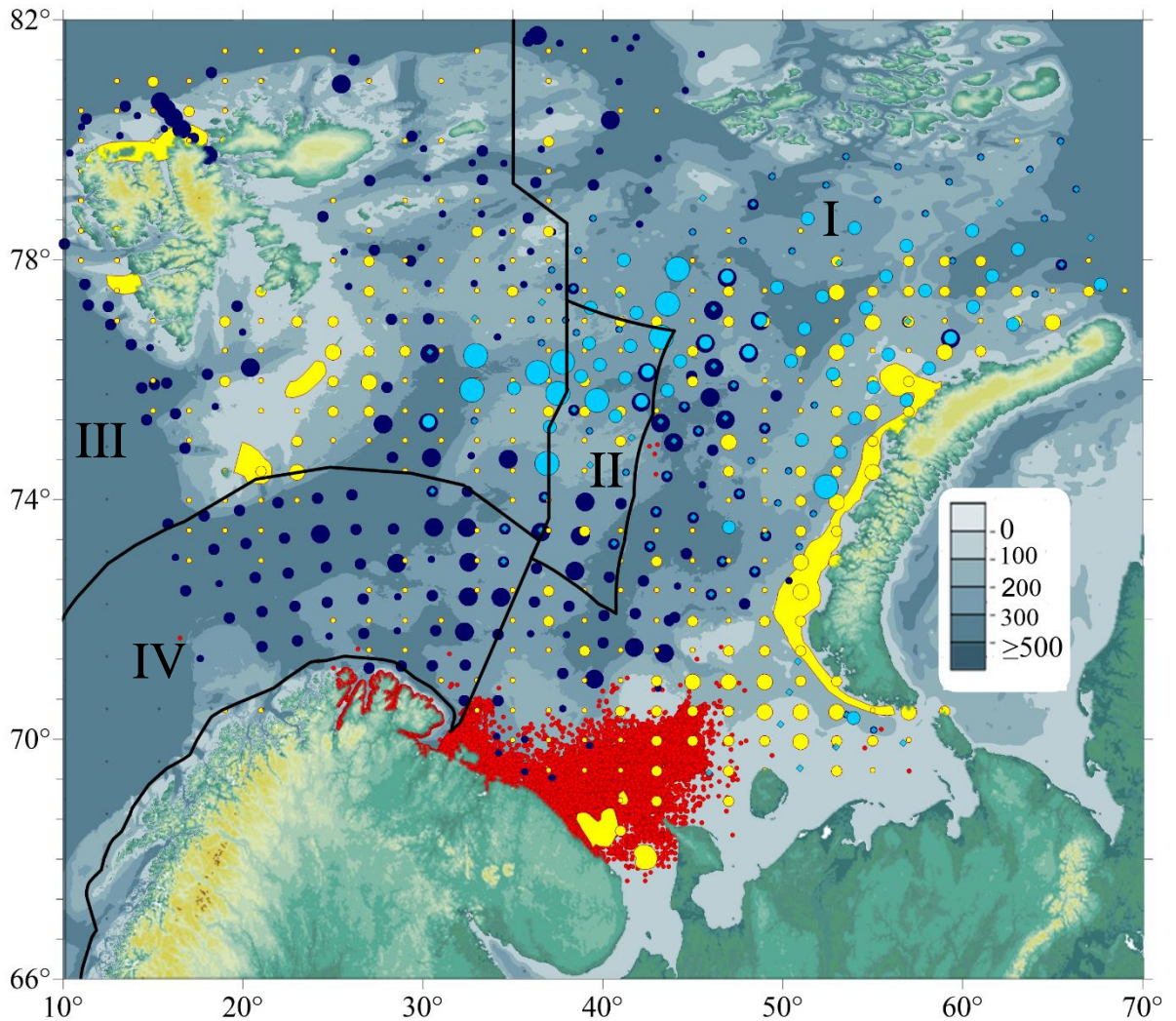


Рис. 1.2. Донная топография Баренцева моря и сопредельных вод, а также распределения уловов северной креветки (синие круги), краба-стригуна опилио (голубые круги), исландского гребешка (желтые области и круги) и камчатского краба (красные области и круги) (I – исключительная экономическая зона (ИЭЗ) РФ, II – открытая часть Баренцева моря, III – район архипелага Шпицберген, IV – ИЭЗ Норвегии) в 2004-2020 гг. в ходе экосистемных и специализированных съемок.

Скопления креветки образуются в основном в районах со сходным рельефом дна на всей акватории Баренцева моря. Это склоны впадин, ложбины, желоба, подножья мелководных банок, и, как правило, места скоплений приурочены к зоне полярного фронта. По наблюдениям Беренбойма Б. И. (1992) северная креветка в Баренцевом море обитает в диапазоне глубин от 9 до 1450 м, но в основном на 200 – 400 м.

Аналогично скоплениям северной креветки поселения исландского гребешка в Баренцевом море располагаются на относительно крутых склонах банок и желобов. При этом глубина обитания исландского гребешка в Баренцевом море колеблется от 5 до 500 м. Однако в отличие от скоплений северной креветки поселения высокой плотности исландского гребешка располагаются только на мелководье в диапазоне глубин от 10 до 130 м при относительной близости к береговой линии. На глубинах более 150 м гребешок встречается единично (хотя и неравномерно) и не образует скоплений (Золотарев, 2016).

Подобно особенностям встречаемости северной креветки и исландского гребешка краб-стригун опилио в Баренцевом море регистрируется на глубинах от 17 до 551 м. При этом в отличие от выше упомянутых видов преобладающий диапазон глубин основных промысловых скоплений составляет 150 – 250 м. Скопления краба-стригуна отмечаются повсеместно в центральной и северо-восточной частях Баренцева моря без какой-либо географической привязки к элементам рельефа или береговой линии.

Напротив, распределение камчатского краба демонстрирует жесткую привязку к прибрежным районам южной части баренцевоморского шельфа. В этом районе краб встречается повсеместно от уреза воды до глубин 330 – 350 м, а диапазон глубин основных промысловых скоплений составляет 80 – 220 м. При этом формирование промысловых скоплений в осенне-зимний период в первую очередь связано не с направленным поиском крабами наиболее продуктивных кормовых угодий, а с врожденной поведенческой реакцией, заставляющей крупных промысловых самцов в посленерестовый период совершать кормовые миграции в сторону увеличения глубин и концентрироваться в областях локальных понижений рельефа (Anisimova, Lubin, 2008). Эта поведенческая особенность в совокупности с особенностями рельефа юго-восточной части баренцевоморского шельфа обусловила характер распределения камчатского краба в Баренцевом море. Рельеф дна на этой акватории характеризуется уменьшением глубин в генеральном направлении с запада на восток. В западной части ареала, где прибрежные районы характеризуются относительно резким «свалом» глубин, краб распределяется в

непосредственной близости от береговой линии. Крупные самцы при этом не совершают длительных миграций в открытую часть моря, зачастую оставаясь в пределах глубоководных участков фьордов и заливов (Sundet, 2008). В отличие от западной части ареала, в восточных районах существуют обширные мелководные акватории, которые обусловили наличие промысловых скоплений крабов не только в прибрежных акваториях, но и в открытой части моря.

Характерной чертой баренцевоморских донных осадков является резкое преобладание в них терригенного разнозернистого материала, поступающего с суши в результате разрушения коренных и осадочных пород (Ившин и др., 2016). Гравий, галька и валуны могут доминировать до глубин 300 – 400 м. Такой материал отмечается вокруг о-ва Колгуев и в узкой прибрежной полосе вблизи архипелага Новая Земля. Чистые пески располагаются преимущественно в зоне шельфа, как правило, до глубины 50 м. Пески с примесью более мелкого и крупного материала прослеживаются до глубин 80 – 120 м. Самыми распространенными осадками в Баренцевом море являются песчаные илы, которые наиболее развиты в центральной и северной частях моря, во всех глубоководных котловинах и вблизи берегов Северного острова Новой Земли (рис. 1.3).

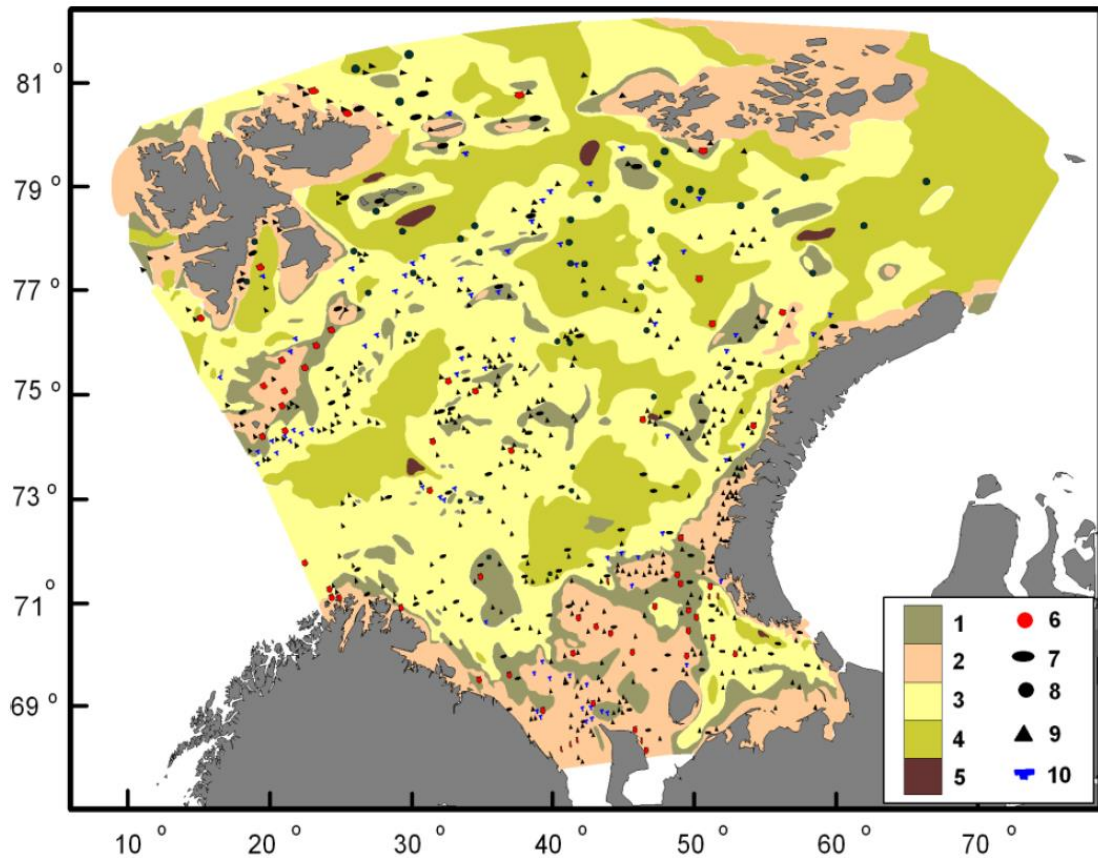


Рис. 1.3. Распределение донных отложений в Баренцевом море (Кленова, 1960) (1 – илистый песок, 2 – песок, 3 – песчаный ил, 4 – ил, 5 – глинистый коричневый ил, 6 – ракуша, 7 – валуны, 8 – конкреции, 9 – галька и щебень, 10 – задевы)

Донные осадки в пределах ареалов северной креветки, краба-стригуна опилио и исландского гребешка в Баренцевом море в основном представлены илом и песчаным илом, которые занимают значительную площадь к северу от 72° с. ш. Южнее, а также у побережья архипелага Новая Земля преобладают песчаные грунты и илистый песок. На том же участке достаточно широко распространены галька и щебень – обломки горных пород размером 1 – 10 см. Валунник встречается относительно редко, обычно вдоль границ мелкозернистых грунтов различного типа. Ракушечник распространен к югу от 72° с. ш., в основном на илисто-песчаном грунте близости архипелага Новая Земля.

При сравнении схем распределения грунтов Баренцева моря (Кленова, 1960) с расположением группировок северной креветки можно убедиться, что практически все известные районы скоплений находятся в зонах, где грунты представляют песчаный ил, илистый песок, или ил (Беренбойм, 1992).

В отличие от северной креветки скопления исландского гребешка обнаружены в основном на песчаных, крупнопесчаных и илисто-песчаных отложениях с примесью крупнообломочного материала и ракушки, служащих субстратом, к которому гребешки могут временно прикрепляться с помощью биссуса. Причем наиболее благоприятный для моллюсков субстрат – крупный песок в сочетании с гидродинамической активностью, характеризующийся скоростью течений порядка 20 – 25 см/с, позволяет образовывать скопления максимальной плотности (свыше 4 кг/м²) (Денисенко, 1989).

В местах традиционного обитания краб-стригун опилио предпочитает илистые и песчано-илистые грунты, однако молодь чаще встречается на мелководьях, песчаных и илисто-гравийных грунтах (Иванов, Соколов, 1997; Слизкин, 1982; Dufour, 1988). Большая часть дна Баренцева моря покрыта песчаными илами, склоны и возвышенности банок, а также некоторые прибрежные районы – илистым песком (Добровольский, Залогин, 1982). Такое разнообразие грунтов Баренцева моря благоприятно для жизнедеятельности краба-стригуна опилио и оно способствует дальнейшему его расселению в Баренцевом море.

Анализ литературных источников, а также результаты экспедиционных исследований в Баренцевом море в 1994 – 2020 гг. не выявили закономерностей между плотностью скоплений камчатского краба и определенными типами грунта. При сравнении схем распределения грунтов южной части Баренцева моря с расположением скоплений камчатского краба выявлено, что крабы встречаются на всех типах грунта от рыхлых до каменистых (Переладов, 2003; Биология и физиология камчатского краба..., 2008; Дворецкий, Дворецкий, 2019; Спиридонов, 2020; Переладов, Стесько, 2021).

Водные массы. Центральная и восточная части Баренцева моря характеризуется наличием большого количества различных по океанографическим характеристикам водных масс (рис. 1.4). Атлантические воды достаточно далеко проникают в восточную часть моря системой теплых течений. По мере их продвижения на восток характеристики водных масс претерпевают существенные изменения за счет потери тепла и соли. Тем не менее, воды атлантического

происхождения выделяются из общего окружения повышенным тепло- и солесодержанием. Температура в границах атлантических вод всегда положительная и изменяется от 1 до 8 °С, при этом соленость колеблется в пределах 34,80 – 35,05 ‰.

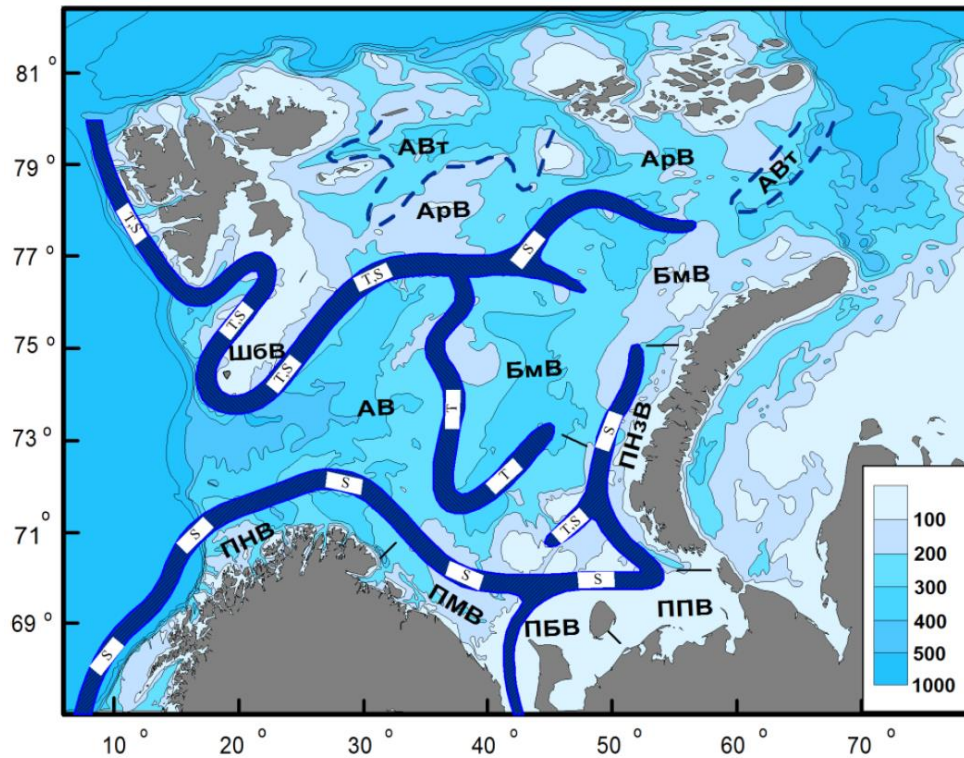


Рис. 1.4. Фронтальные зоны (Т – температурная; S – халинная; Т,S – термохалинная) и основные типы/подтипы вод на акватории Баренцева моря: АВ – атлантические воды; АВт – атлантические трансформированные; АрВ – арктические; БмВ – баренцевоморские; ПНВ – прибрежные норвежские; ПМВ – прибрежные мурманские; ПБВ – прибрежные беломорские; ППВ – прибрежные печорские; ПНЗВ – прибрежные новоземельские; ШбВ – воды Шпицбергенской банки (Ожигин, Ившин, 1999)

Вдоль береговой черты севера Скандинавского п-ова перенос теплых и распресненных вод осуществляется Норвежским прибрежным течением (рис. 1.5). По достижении прибрежной зоны Мурмана это течение переходит в Мурманское прибрежное, которое, огибая Кольский п-ов, следует в Белое море. По мере продвижения вод течением от западной к восточным границам происходит их смешивание с водами материкового стока, что приводит к понижению солености. Температура также понижается за счет процессов отдачи тепла. Вдоль западной

границы п-ова Канин в Баренцево море входит Беломорское течение, которое переносит относительно холодные и распресненные воды в восточном направлении. В районе Печорского моря под влиянием одноименного речного стока при смешении вод происходит резкое падение значений солёности.

Формирование холодных донных вод берет начало на северной и восточной границах Центральной возвышенности. Перемещаясь по периферии возвышенности, основная масса этих вод вовлекается в поток, который следует в район Центральной впадины. Движение вод в Центральной впадине имеет циклонический характер и направлено вдоль западного, южного и восточного склонов. С северо-восточной периферии этой впадины холодные донные воды, получая подпитку, уносятся на север и северо-восток вдоль западного склона Новоземельской банки к выходу из Баренцева моря.

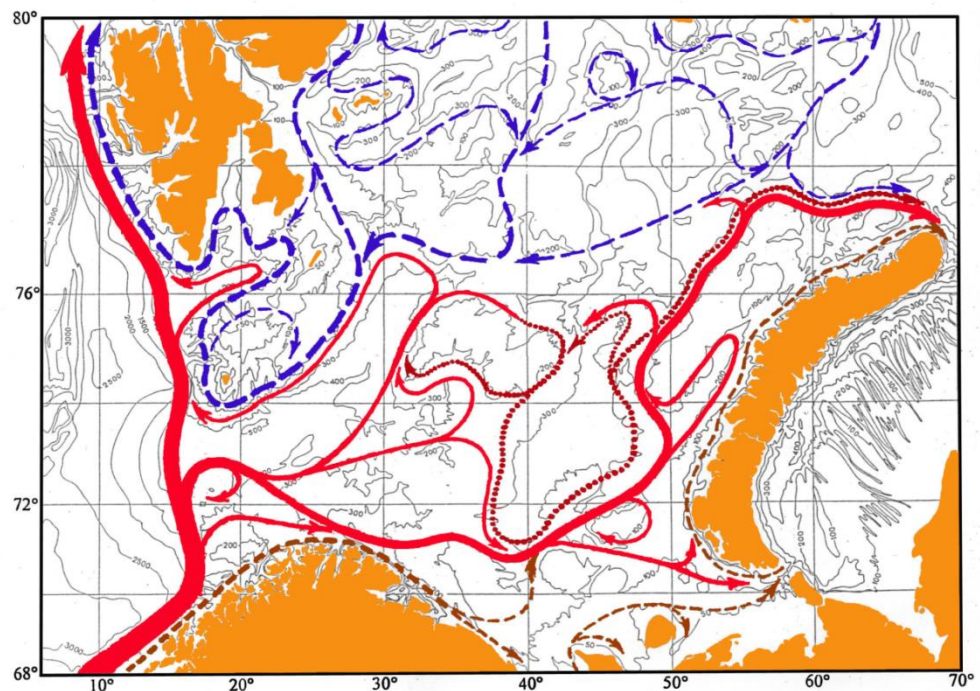


Рис. 1.5. Схема течений в Баренцевом море (Ozhigin, Trofimov, Ivshin, 2000). Красными стрелками показан перенос вод атлантического происхождения; коричневыми – прибрежных вод; синими – арктических; бордовым пунктиром – холодных донных вод

По данным В. Ф. Брызгина (1980) и Б. И. Беренбойма (1992), как правило, места скопления северной креветки в Баренцевом море приурочены к зоне

полярного фронта. В таких районах наблюдаются интенсивная вертикальная циркуляция вод, значительные градиенты температуры (до 1,5°C на 10 км) и часто наличие «скачка» температуры в придонных слоях. Исследования северной креветки в Тихоокеанском регионе также свидетельствуют о том, что немаловажным фактором в образовании скоплений северной креветки является наличие зоны взаимодействия водных масс различного происхождения (Иванов, 1967, 1975; Бандурин, Карпинский, 2015). Развивающиеся в зоне фронта горизонтальной и вертикальной циркуляции резкие горизонтальные градиенты гидрологических характеристик создают исключительно специфическую гидрологическую природу этих районов, которая в свою очередь способствует их высокой биологической продуктивности (Грузинов, 1986).

Аналогично скоплениям северной креветки, поселения исландского гребешка располагаются, как правило, в районах полярных фронтов и горизонтальных циклических завихрений основных струй преобладающих течений, где скорость придонных потоков колеблется от 0,2 до 0,5 м/с (Денисенко, 1989). Причина приуроченности к зонам повышенной гидродинамической активности вод, видимо, кроется в особенностях питания моллюсков. По характеру питания гребешки являются сестонофагами (Турпаева, 1953), потребляющими, в основном, взвешенный в воде детрит, и нуждаются в постоянном притоке последнего. Циклонические завихрения основных струй преобладающих течений, постоянные нисходящие течения, существующие на склонах банок и желобов (Танцюра, 1973), натекание различных по происхождению водных масс друг на друга и их перемешивание создают в этих зонах благоприятные условия для интенсивного развития планктонных организмов – одного из источников детрита (Зенкевич, 1951). Сильные придонные потоки замедляют осаждение отмершего планктона на дно и этим способствуют массовому развитию животных-сестонофагов.

Анализ представленности гребешков в дночерпательных пробах и на подводных фотоснимках позволил выявить существование зависимости количественного распределения гребешка от характера динамической активности

придонных вод (Денисенко, Петрунин, 1982; Денисенко, 1989). Влияние данного фактора на взрослых моллюсков осуществляется, по-видимому, в трех основных направлениях: непосредственное гидродинамическое воздействие, формирование донных осадков и транспортировка пищевых частиц. Наиболее благоприятная для моллюсков гидродинамическая активность характеризуется скоростью течений порядка 20-25 см/с в зонах с крупнопесчаными отложениями. Плотность поселений гребешков и средняя масса особей в указанном диапазоне интенсивности придонных потоков достигают самых высоких значений (свыше 50 экз. на м²). При этом интенсивность гидродинамической активности зависит от степени расчлененности донного рельефа и расположения его элементов относительно направления течений (Денисенко, 1989).

Одним из основных абиотических факторов, способствующих широкому расселению краба опилио в дальневосточном регионе, является направление течений, переносящих личинок (Слизкин, 1982). В Баренцевом море существует сложная система поверхностных и глубинных течений, общим свойством которых является движение вод против часовой стрелки (Новицкий, 1961). Это свойство благоприятно сказалось на успешной акклиматизации краба-стригуна опилио в Баренцевом море, направив основной вектор переноса его личинок в северо-восточном направлении, – в район с оптимальным (менее 3 °С) температурным режимом для развития молоди. Дальнейшему продвижению баренцевоморского *S. opilio* в северо-западном направлении будут способствовать холодные течения из Арктического бассейна, направленные к югу от Земли Франца-Иосифа и вдоль восточных берегов островов архипелага Шпицберген.

Температура воды. Термический режим вод центральной и восточной частей Баренцева моря формируется под воздействием радиационных и адвективных факторов (Ившин и др., 2016). Температуре воды свойственна значительная пространственно-временная изменчивость, которая обуславливается изменчивостью общей циркуляции вод и ледовыми условиями. Поступление теплых вод в южную часть моря с Нордкапским течением и холодных в северную из арктического бассейна создает условия, при которых наблюдается общее

понижение температуры воды в направлениях с запада на восток и с юга на север на всех глубинах в течение года (рис. 1.6).

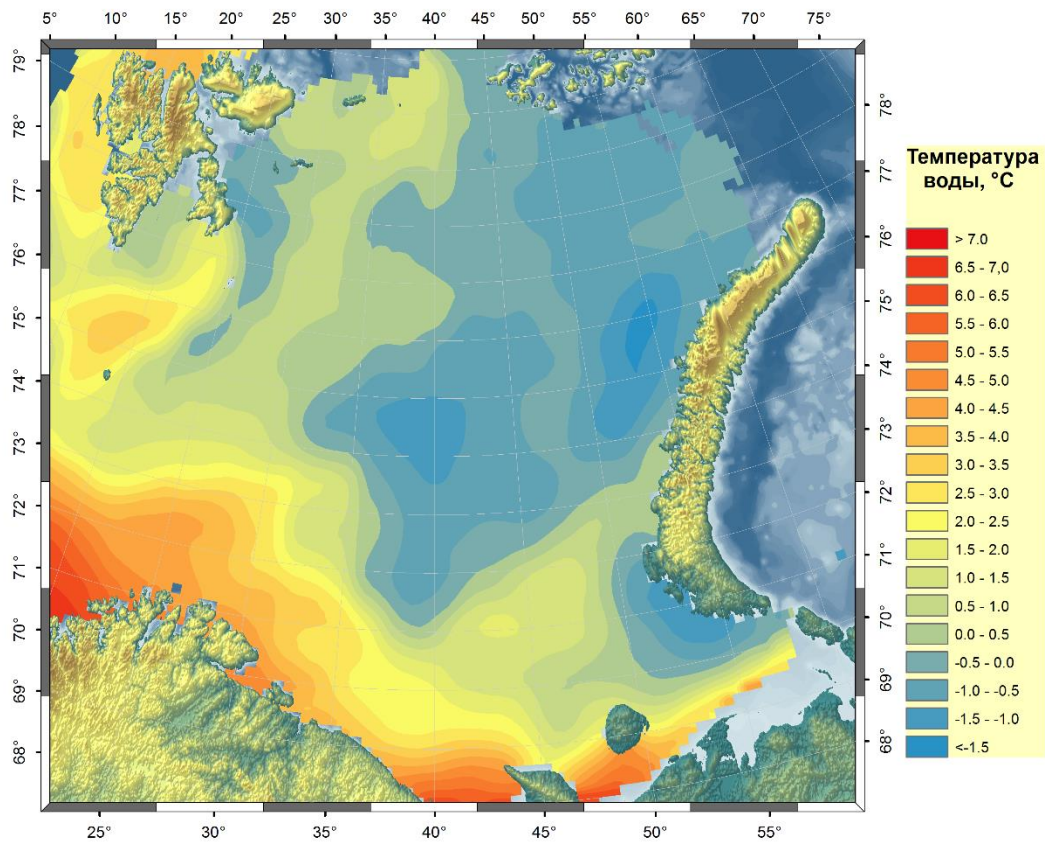


Рис. 1.6. Среднегодовое распределение придонной температуры воды в Баренцевом море и сопредельных водах в августе-сентябре (Ившин и др., 2016)

В августе-сентябре отмечается максимально открытая от льда поверхность на востоке Баренцева моря. В этот период температура поверхностных вод варьирует от +3 до +9 °С и близка к температуре воздуха (Анциферов, Гузенко, 2002). Наибольшая вариабельность в значениях температуры на поверхности наблюдается в юго-восточной части моря. Здесь одним из факторов, влияющих на высокую изменчивость термического режима, оказывается непостоянство доминирующих воздушных масс. Вынос арктического воздуха приводит к слабому прогреву поверхностного слоя, а материкового – к интенсивному. В отдельные годы на мелководьях Печорского моря воды прогреваются до +15 °С, а на северо-востоке их температура может быть близка к температуре замерзания, наибольшие перепады которой в поверхностном и придонном слоях также отмечаются на

участках Печорского моря и могут достигать +8 °С (Гидрометеорология и гидрохимия..., 1990). Изменчивость температурного режима придонного слоя в восточной части Баренцева моря во многом определяется топографией дна и степенью тех или иных гидрометеорологических процессов. На мелководных участках прибрежных зон и в юго-восточной части моря велико влияние радиационного прогрева, которое может охватывать всю толщу вод. Для мористых участков основной вклад в формирование поля придонной температуры воды вносят адвективные факторы. При усилении интенсивности циркуляции в системе теплых течений отмечается повышение уровня теплосодержания вод в глубинных и придонных слоях. Важное влияние на формирование температурного режима придонных вод на участках с большими глубинами оказывают условия предшествующих зим. Во время суровых зим воды сильно выхолаживаются и становятся очень плотными, из-за повышенной плотности они стекают в глубоководные участки и продолжают сохранять отрицательную температуру на протяжении всего года (Добровольский, Залогин, 1965; Матишов и др., 1992; Ожигин, Ившин, 1999).

Диапазон температур для *P. borealis*, обитающей в Баренцевом море, довольно широк. Северная креветка встречается здесь при температурах от – 1,0 до +6,0 °С, т.е. фактически в любых температурных условиях (Паленичко, 1941; Беренбойм, 1992). В ходе экосистемных съемок северная креветка встречалась при широком диапазоне температур от –1,8 до +8,5 °С, однако наиболее плотные концентрации были приурочены к зонам полярного фронта с придонными температурами от –1,7 до +2,2 °С. Таким образом, с учетом повсеместного распределения промысловых скоплений северной креветки в Баренцевом море (от прибрежных районов арх. Земли Франца-Иосифа на севере до Мотовского залива на юге) температурный фактор не является лимитирующим для этого вида.

Анализ литературных источников показал, что диапазон температуры воды, при которой может жить исландский гребешок, составляет от –1,8 до +12 °С, но при постепенном повышении температуры может выживать до +13 °С (Jonasson et al., 2004). В Баренцевом море аналогично скоплениям северной креветки диапазон

температур, зарегистрированных в местах обитания исландского гребешка довольно широк, однако основная часть поселений омывается водами с температурой от -1 до $+2$ °C (Денисенко, 1989).

А. Н. Голиков и О. А. Скарлато (1977) выявили, что исландский гребешок обитает в районе архипелага Земля Франца-Иосифа, где температура воды постоянно ниже нуля. По-видимому, он здесь редок. Также не ясно, размножается ли гребешок в таких условиях или личинки поставляются из других районов моря.

Несмотря на широкий температурный диапазон вод, омывающих скопления исландского гребешка в Баренцевом море, было выявлено, что температурный фактор существенно влияет на темпы роста гребешка (Золотарев, 2016). П. Н. Золотарев отмечает, что поселения гребешка у Кольского полуострова обитают в прибрежной водной массе, а гребешок в восточной части Баренцева моря – в баренцевоморской и арктической водной массах, характеризующихся меньшими значениями температуры воды, чем прибрежная водная масса (Ожигин, Ившин, 1999; Loeng, 1991). Очевидно, что определяющим фактором различий в темпе роста между такими поселениями является температурный режим вод. Наиболее благоприятные условия среды имеются в прибрежной зоне Кольского п-ова.

Анализ распределения придонной температуры и краба-стригуна опилио в Баренцевом море показал, что температура является в значительной степени лимитирующим фактором дальнейшего расселения краба этого вида в районы с повышенным теплосодержанием вод (Баканев, 2016). Так, баренцевоморский *S. opilio* в настоящее время обитает при температуре от $-1,9$ до $+9,3$ °C, а наибольшая встречаемость зарегистрирована от $-1,5$ до $+3,0$ °C.

Известно, что основными факторами, влияющими на распределение и формирование промысловых скоплений краба-стригуна опилио, являются температура, глубина и тип грунта (Слизкин, 1982; Михайлов и др., 2003). Предпочитаемые диапазон глубин и температура воды для краба-стригуна в Баренцевом море сходны с условиями обитания популяций краба этого вида в традиционных районах его существования в Атлантике и Пацифике. Наиболее холодноводные и глубоководные скопления краба этого вида, имеющие

промысловое значение, отмечены у берегов Гренландии в области отрицательной температуры на глубинах более 300 м. Верхняя граница температуры воды для *S. opilio* составляет +9- +10 °С, однако с увеличением среднегодовой придонной температуры (до +6 °С) плотность поселений краба снижается, а промысловые скопления практически не встречаются. Южная граница существования краба в Тихом океане проходит у южных берегов Японии. Поверхностные воды здесь теплые, поэтому *S. opilio* обитает в основном глубже 200 м при придонной температуре ниже +5 °С (Краб-стригун..., 2016).

Таким образом, с учетом теплового режима и батиметрического распределения краба в нативном ареале и Баренцевом море лимитирующим фактором дальнейшего расселения баренцевоморского краба-стригуна опилио может стать высокая (более +6 °С) придонная температура, характерная для юго-западной части Баренцева моря. Однако потенциал дальнейшего расселения краба остается высоким. Прогностические оценки показывают, что будущий ареал объекта может увеличиться в 1,5 раза по сравнению с современным за счет северо-западных районов Баренцева моря и прибрежных акваторий вблизи архипелага Шпицберген (Баканев, 2016). Возможное гидрологическое похолодание вод Баренцева моря будет способствовать дальнейшей экспансии краба-стригуна опилио в западном направлении и увеличению его численности в современных районах обитания. При потеплении придонных слоев воды экспансия краба замедлится.

Термические условия обитания камчатского краба в дальневосточных морях хорошо освещены в литературе. В северной части Тихого океана он встречается в широком диапазоне температур. Разные авторы отмечают, что в естественных условиях этого региона он обитает при температуре воды в придонном слое от -1,7 до +18,2 °С (Виноградов, 1941; Галкин, 1960; Родин, 1985; Масленников и др., 1999; Буяновский и др., 1999; Клитин, 2001; Левин, 2001).

Согласно данным о среде обитания камчатского краба в новом для него ареале в Баренцевом море (Кузьмин, Гудимова, 2002; Беренбойм, 2003) известно, что он круглогодично встречается при положительной температуре воды 0,4-7,0

°С. По данным Карсакова А. Л. и Пинчукова М. А. диапазон температур обитания краба в Баренцевом море составил весной от $-0,81$ до $+3,18$ °С, осенью – от $+2,52$ до $+8,80$. По результатам специализированных съемок камчатский краб встречался в районах с придонными температурами от $-0,97$ до $+8,70$ °С. Подавляющее большинство крабов в осенний период предпочитало районы с придонными положительными температурами от $2,5$ до $5,5$ °С. Весной диапазон придонных температур в этих районах смещался в сторону низких значений с интервалом от $-0,97$ до $+4,03$ °С.

Выраженная зависимость количественного распределения камчатского краба в Баренцевом море от температуры воды в целом на всей акватории российской части его ареала не обнаружена (Карсаков, Пинчуков, 2009). Основной причиной этого, по-видимому, является значительная географическая изменчивость гидроструктуры южной части Баренцева моря.

При обосновании акклиматизации камчатского краба в Баренцевом море допускалось, что краб может существовать в области температур от $-1,6$ °С до 18 °С (Орлов, 1962). Однако оптимальные температуры лежат в пределах от $+2$ °С до $+7$ °С. В то же время среднегодовые положительные температуры в Баренцевом море в обосновании рассматриваются как оптимальные для формирования промысловых скоплений, а кратковременные понижения температуры в апреле до -1 °С не будут ограничивать распределение краба вплоть до восточных районов Баренцева моря (Вайгачский район и юго-западное побережье Новой Земли). Предположения автора обоснования акклиматизации о влиянии температуры на расселение камчатского краба в юго-восточных районах Баренцева моря по всей видимости правильны и подтверждаются последующими исследованиями, однако выглядят довольно оптимистичными. Предпосылки для дальнейшего расселения камчатского краба в юго-восточном направлении имеются, тем не менее лимитирующим фактором среды, сдерживающим темпы его распространения, по всей вероятности, может выступить придонная температура.

Нижняя граница температурного диапазона в придонном слое в районах восточной границы ареала достигает в отдельные годы $-1,01$ °С.

Продолжительность периода охлаждения вод до отрицательных температур в этом районе составляет порядка 3-х месяцев. Этот период может рассматриваться как критический в жизненном цикле как взрослых особей, так и личинок и молоди. Увеличение продолжительности такого периода и снижение минимальных температур, наблюдающееся в районах восточнее границы ареала краба, по всей видимости, будут существенно сдерживать формирование скоплений в этих районах и, возможно, будут препятствовать дальнейшему расселению краба.

Исследования распределения камчатского краба по отношению к придонным температурам в тихоокеанском регионе не позволяют четко обозначить границу, лимитирующую выживаемость краба. Анализ литературных данных показал, что минимальная температура в весенние месяцы в районах встречаемости краба может опускаться до $-1,8\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Jewett, Onuf, 1988). Очевидно, что крабы могут переносить такие кратковременные охлаждения и лимитирующим фактором, скорее всего, является не величина минимальной температуры, а продолжительность воздействия отрицательных температур на особей. В связи с вышеуказанным, расселению камчатского краба в юго-восточном направлении может препятствовать продолжительность периода отрицательных температур, которая, например, в Чешской губе может достигать 4-х месяцев (с января по апрель).

Соленость воды. На характер распределения солености в восточной части Баренцева моря основное влияние оказывает взаимодействие трансформированных относительно соленых вод атлантического происхождения и распресненных арктических. Соленость на поверхности моря имеет ярко выраженные региональные особенности. Так, в юго-восточной части моря большое влияние на соленость оказывает речной сток, который в этом районе составляет 90 % от общего стока рек (Анциферов, Гузенко, 2002). Вблизи берегов архипелага Новая Земля поверхностные воды подвергаются распреснению за счет таяния снега и льда. Кроме перечисленного, в восточной части моря на характер распределения солености оказывают воды, приносимые системой течений из сопредельных (Карского и Белого) морей и арктического бассейна (Ившин и др., 2016).

Соленость в придонном слое имеет более однородный характер распределения, чем на поверхности. На бóльшей акватории моря соленость у дна изменяется в узком диапазоне от 34,7 ‰ до 34,9 ‰. Исключение составляет мелководная юго-восточная часть моря, где значения солености вблизи дна могут быть менее 34,0 ‰, а вблизи прибрежной черты – менее 33,0 ‰. Сезонная и межгодовая изменчивость солености в придонном слое выражена слабо (рис. 1.7).

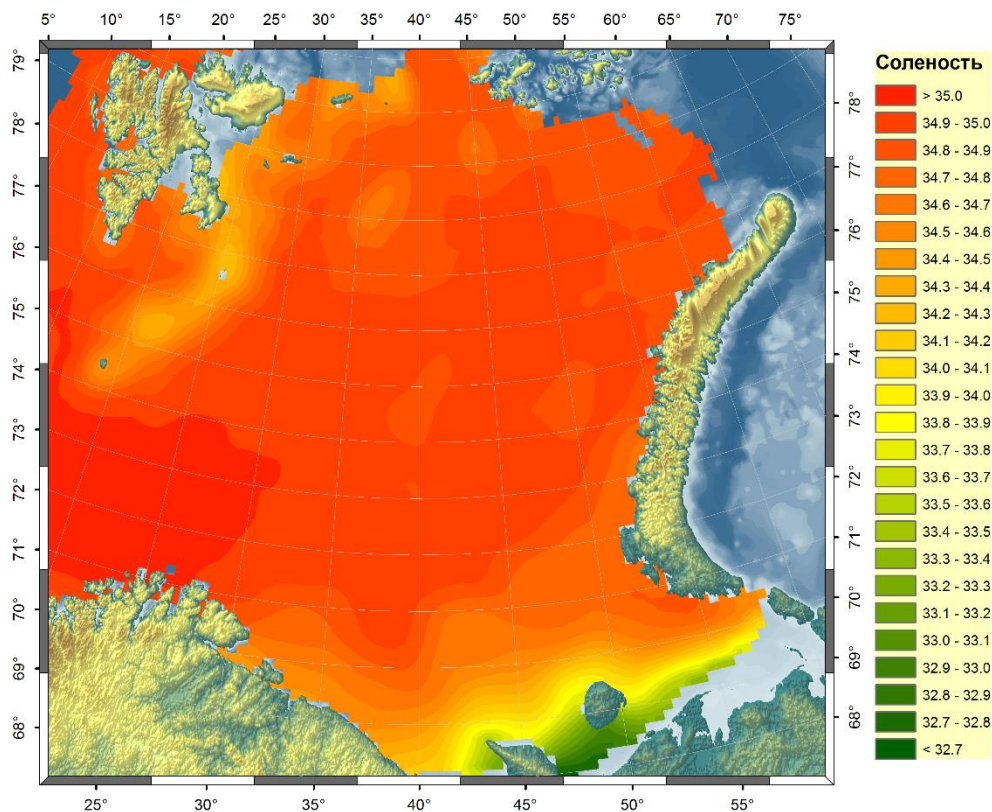


Рис. 1.7. Среднемноголетнее распределение солености воды в Баренцевом море и сопредельных водах на поверхности (А) и у дна (Б) в августе-сентябре (Ившин и др., 2016)

С учетом относительно глубоководного распределения северной креветки в Баренцевом море фактор солености не является лимитирующим в формировании ее промысловых скоплений (Беренбойм, 1992). Соленость в районах встречаемости исландского гребешка изменяется незначительно (Денисенко, 1989). Исключение составляют лишь некоторые губы Новой Земли и Мурманского побережья, где концентрация солей в придонных водах за счет усиленного материкового стока обычно не превышает 32 ‰ (Кондрацова, 1958).

Одним из возможных факторов, ограничивающих распространение краба-стригуна опилио в прибрежных районах, является соленость придонных вод, которые часто подвержены значительному опреснению (Anger, 2003). В то же время известно, что краб достаточно часто образует плотные скопления при пониженной солености вплоть до 32 ‰ (Слизкин, 1982). Учитывая, что 2/3 акватории Баренцева моря находятся под влиянием атлантических вод и даже на поверхности моря соленость воды превышает 34 ‰, а на остальной акватории моря соленость колеблется в пределах 32 – 34 ‰ (Добровольский, Залогин, 1982), фактор солености не будет играть значимую роль в дальнейшем расселении краба.

На акватории распространения камчатского краба широко представлены различные типы прибрежных водных масс, на соленость которых оказывает величина пресноводного материкового стока. Диапазон солености в районах встречаемости краба по результатам траловых съемок 1995 – 2011 гг., которые проводились в прибрежных районах, варьировал в пределах от 33,6 до 35,0 ‰.

Самыми западными из рассматриваемых прибрежных вод являются прибрежные норвежские воды (ПНВ, см. рис. 1.4). Они являются продолжением теплых опресненных вод, переносимых Норвежским прибрежным течением, с западного побережья Скандинавского п-ова. Изменчивость солености (34,0 – 35,0 ‰) в ПНВ в первую очередь обуславливается колебаниями пресноводного стока, максимум которого приходится на июнь. Прибрежные мурманские воды (ПМВ), распространяющиеся вдоль побережья Кольского п-ова, являются последовательным продолжением ПНВ. По своей природе и особенностям сезонной изменчивости эти воды близки к своим западным «соседям», с некоторым уменьшением значений солености (33,8 – 34,7 ‰).

Вблизи п-ова Канин сосредоточены прибрежные беломорские воды (ПБВ), формирование которых происходит в пределах Белого моря. От вод атлантического происхождения они отделены выраженной халинной фронтальной зоной. По сравнению с мурманскими водами, ПБВ имеют значения солености в среднем несколько ниже (32,5 – 34,7 ‰). Самую юго-восточную часть Баренцева моря занимают ППВ. Эта акватория моря достаточно мелководна (в среднем около 50

м), поэтому большое влияние на изменчивость термохалинных характеристик вод оказывают атмосферные процессы (выход теплых/холодных воздушных масс, осадки), сроки образования и таяния льда, интенсивность стока р. Печора. ППВ имеют самый большой диапазон изменчивости солености (30,0 – 34,5 ‰) среди всех типов вод Баренцева моря. В самой юго-восточной части ареала, в Горле Белого моря, камчатский краб отмечался при солёности у дна 29,2 ‰ (Стесько, Манушин, 2017).

Сравнительный анализ распределения камчатского краба по отношению к солености показал, что членистоногое в Баренцевом море и сопредельных водах встречается при солености от 29,2 ‰ до 35,0 ‰. Такой широкий диапазон позволяет предполагать с достаточной степенью уверенности, что халинный фактор не является лимитирующим при формировании промысловых скоплений в открытой части Баренцева моря.

Таким образом, подходящие рельеф дна и состав грунта, благоприятные температурные условия, ярко выраженные фронтальные зоны в районах взаимодействия теплых высокосолёных атлантических вод с холодными водами арктического происхождения обеспечивают продуктивную жизнедеятельность гидробионтов, в том числе и промысловых беспозвоночных, в Баренцевом море.

Относительно мелководные и глубоководные зоны полярных фронтов обеспечивают оптимальные биотические условия для формирования промысловых скоплений исландского гребешка и северной креветки, соответственно. Холодные воды арктического бассейна создают благоприятную среду для дальнейшего расселения и увеличения промыслового запаса краба-стригуна опилио. Обширные относительно мелководные и теплые участки шельфа юго-восточной части Баренцева моря обеспечивают оптимальные условия для формирования высокоплотных устойчивых промысловых скоплений камчатского краба.

ГЛАВА 2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В работе использовались данные, собранные в ходе 108 специализированных и комплексных экспедиций в Баренцевом море и сопредельных водах с 1984 по 2020 гг. В 18 рейсах материал был собран при непосредственном участии автора. Всего было проанализировано 894 тыс. экз. беспозвоночных из 25385 траловых и ловушечных станций (табл. 2.1). Кроме того, в 42 научно-промысловых рейсах наблюдателями было проанализировано свыше 516 тыс. особей камчатского краба, 28 тыс. экз. северной креветки, 78 тыс. экз. краба-стригуна опилио и 98 тыс. экз. исландского гребешка.

Таблица 2.1

Характеристика использованного материала, собранного во время исследовательских съемок 1984–2020 гг.

Вид	Период исследований	Количество		
		экспедиций	станций	промеренных особей, тыс. экз.
северная креветка	1984 – 2020	37*	9343	471
исландский гребешок	1987 – 2017	31	7949	98
камчатский краб	1994 – 2020	36	7240	301
Краб-стригун опилио	2004 – 2020	21*	7900	24

* __ в том числе 17 совместных российско–норвежских экосистемных съемок

Районы исследований северной креветки и краба-стригуна опилио фактически совпадали с акваторией Баренцева моря, на которой с 2004 г. судами России и Норвегии проводятся ежегодные комплексные экосистемные съемки. Специализированные исследования камчатского краба и исландского гребешка выполнялись в юго-восточной части Баренцева моря преимущественно на их промысловых скоплениях (рис. 2.1).

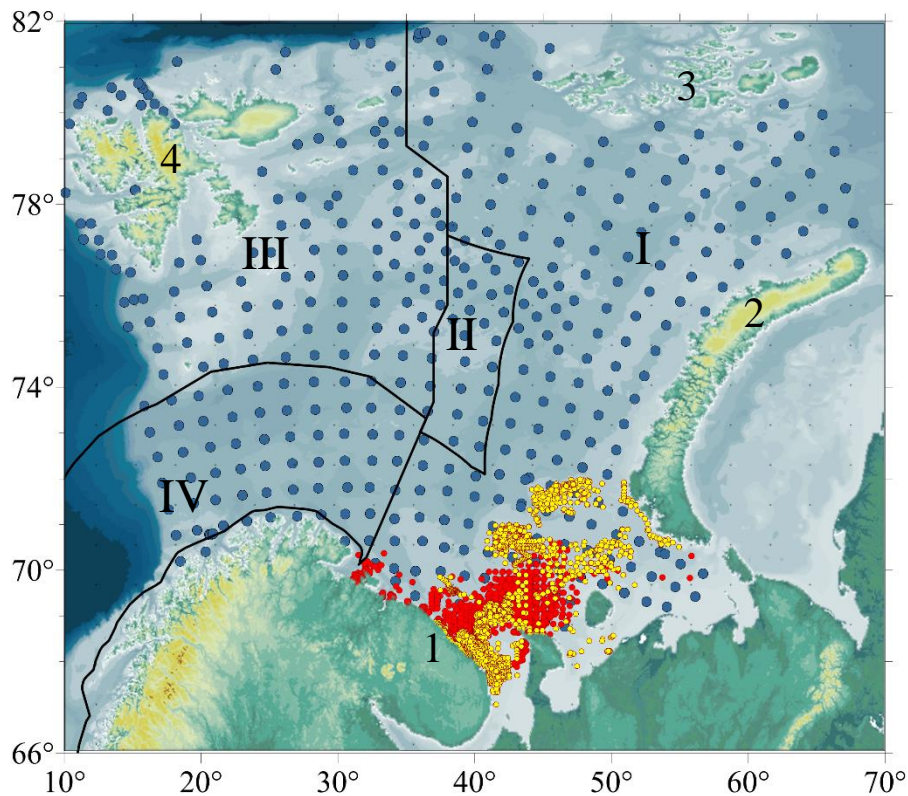


Рис. 2.1. Положение траловых и ловушечных станций в ходе исследований северной креветки и краба стригуна-опилио (синие точки), камчатского краба (красные точки) и исландского гребешка (желтые точки) в Баренцевом море в 2010 – 2020 гг. I – исключительная экономическая зона (ИЭЗ) РФ, II – открытая часть Баренцева моря, III – район архипелага Шпицберген, IV – ИЭЗ Норвегии, 1 – Кольский полуостров, 2 – архипелаг Новая Земля, 3 – архипелаг Земля Франца-Иосифа, 4 – архипелаг Шпицберген).

2.1. Данные научно-исследовательских съемок

Результаты инструментальных съемок используются в оценке состояния запасов как опосредованно – через настройку моделей систем запас – промысел, так и, довольно часто, непосредственно – для определения ОДУ (РВ), поэтому съемки являются одним из ключевых этапов единого процесса управления промысловыми запасами (Методическое пособие..., 2006). С учетом неполной уловистости орудий лова по отношению к гидробионту и, как правило, низкой вероятности облова всего его ареала результатом инструментальных съемок является относительный показатель численности (и биомассы), называемый индексом запаса или его части (промысловой, нерестовой или, например, пополняющий промысловый запас). Основная ценность таких оценок, как и других биологических данных, полученных в съемках, заключается в том, что

при соблюдении условий проведения съемки они достаточно точно характеризуют тенденции в динамике развития запасов и поэтому используются для настройки методов математического моделирования.

Расчет индексов численности гидробионтов по научно-исследовательским съемкам выполнялся, опираясь как на фактические осредненные данные уловов (площадной подход), так и на формульные законы распределения данных (геостатистический подход). В отечественной рыбохозяйственной науке площадной подход был назван «методом протраленных площадей» или просто «метод площадей» (Аксютин, 1968). В международной практике этот метод получил название «swept area» (Cochran, 1963). Метод площадей является простым инструментом оценки индекса численности, когда численность или биомасса определяется с помощью оценки среднего улова по средней арифметической величине всех данных съемок или отдельных зон (страт).

При расчете методом площадей общее количество станций в ходе планирования проведения 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 гидробионта \bar{y}_k в улове одного траления в страте k на обследованной акватории рассчитывается по формуле:

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

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

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

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

$$y_m = \frac{1}{N_m} \sum_{k=1}^L N_k \bar{y}_k, \quad [3]$$

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

$$s_{\bar{y}_m}^2 = \frac{1}{N_m^2} \sum_{k=1}^L \frac{N_k^2 s_{\bar{y}_k}^2}{n_k}. \quad [4]$$

Ошибка среднего по формуле:

$$\sigma_{\bar{y}_m} = \sqrt{s_{\bar{y}_m}^2}. \quad [5]$$

Коэффициент вариации по формуле:

$$CV = \frac{\sigma_{\bar{y}_m}}{y_m}. \quad [6]$$

Индекс численности Y_m гидробионта по району m :

$$Y_m = N_m \bar{y}_m \pm N_m \sigma_{\bar{y}_m} t(P_c), \quad [7]$$

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, 1997), 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:

$$Y_m = N_m * \overline{y_m} \pm N_m * 2 \sigma_{\overline{y_m}}. \quad [8]$$

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).

Метод площадей при стратифицированной съемке является до настоящего времени общепринятым при исследованиях промысловых запасов рыб и беспозвоночных (King, 2007; Collie, 1991; McCallum, Walsh, 1995; Simmonds et al., 1992). Тем не менее, последние четверть века в работах отечественных и зарубежных исследователей предпринимаются попытки отойти от простейших методов в сторону геостатистической интерпретации данных съемок, используя различные алгоритмы интерполяции (Gohin, 1985; Столяренко, Иванов, 1988; Armstrong et al., 1992). В отечественной практике широкое применение получил программный комплекс «КартМастер», разработанный специалистами ФГБНУ «ВНИРО» в сотрудничестве с компанией «ТРАНЗАС» (Бизиков и др., 2007). В программе реализовано шесть геостатистических методов, позволяющих пользователю использовать как автоматические настройки, так и задавать собственные величины параметров сглаживания функции плотности запаса (Бизиков и др., 2007):

- сплайн-аппроксимация (с учетом влияния глубины);
- 2D-сплайн (без учета глубины);
- кригинг;
- стохастический кригинг (последовательное прямое стохастическое моделирование);
- триангуляция Делоне;

– полигоны Вороного.

Несмотря на достаточно широкое применение ГИС «КартМастер» в отечественных рыбохозяйственных исследованиях (Золотов, 2009; Федотов, 2013; Буяновский и др., 2015; Воронова и др., 2016; Сидоров, 2019; Ботнев, 2021), сравнительный анализ методов, реализуемых в программе, со стандартным методом площадей в литературе отсутствует. С целью выбора оптимального метода оценки индекса запасов беспозвоночных в Баренцевом море на примере запаса краба-стригуна и северной креветки опилио было выполнено сравнение интерполяционных (геостатистических) и площадных методов.

Результаты выполненных работ показали, что тренды индексов численности, рассчитанные площадными и интерполяционными методами, имеют сходную динамику для запасов с незначительными межгодовыми колебаниями индекса. Исключение составляет метод триангуляции Делоне, результаты использования которого плохо согласуются с другими протестированными методами.

При высокой межгодовой вариативности индекса численности и изменчивости распределения запаса, что характерно для запасов беспозвоночных, наиболее оптимальным методом является метод площадей по стратам и метод 2D-сплайн аппроксимации, при котором плотность запаса описывается некоторой «плавной» функцией, где в качестве переменных выступают только координаты (долгота (x) и широта (y)) без учета глубины. Таким образом, в настоящей работе для оценки индексов запасов использовались два вышеуказанных метода.

Камчатский краб

Основой для оценки индексов запаса камчатского краба послужили три временных ряда съемок:

- 1) индексы запаса, рассчитанные методом площадей по результатам траловых съемок 1994 – 2006 гг.;
- 2) средний улов промысловых самцов на ловушку по результатам прибрежных ловушечных съемок 2008 – 2020 гг.

3) индексы запаса, рассчитанные методом 2D-сплайн аппроксимации по результатам траловых съемок 2017 – 2020 гг.

Первый временной ряд был прерван в 2011 г. в силу организационно-экономических трудностей по проведению съемок в прибрежной 12-мильной зоне. Кроме того, в последние годы исследований точность оценок индексов подвергалась серьезной критике, как по причине нарушения сроков проведения съемки, так и в связи с ограниченной зоной покрытия ареала камчатского краба. Тем не менее, в отличие от последующих исследований, в период 1994 – 2006 гг. на акватории ИЭЗ России проводилась полноценная траловая съемка камчатского краба, которая охватывала весь его ареал, включая прибрежную 12-мильную зону, ныне недоступную для траловых исследований. Качество данных, собранных в этот период, позволило адаптировать для оценки запаса набор моделей, который включал в себя не только простейшую производственную модель, но и структурированные когортные модели, используемые при первом информационном уровне. В ходе этих исследований были проанализированы уловы 1185 траловых станций исследовательских съемок, в которых 30505 особей было взято на биологический анализ. Автором было промерено около 7000 особей, из них на биологический анализ взято 5500 животных (табл. 2.1.1).

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.

Характеристика использованного материала, собранного во время исследовательских съемок камчатского краба в Баренцевом море в 1994 – 2006 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	Нижневолжск	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

Съемка проводилась в пределах следующих промысловых районов Баренцева моря (рис. 2.1.1): Рыбачья (11), Кильдинская (12) и Канинская (3) банки, Мурманское мелководье (7), Западный и Восточный Прибрежные районы (13, 14).

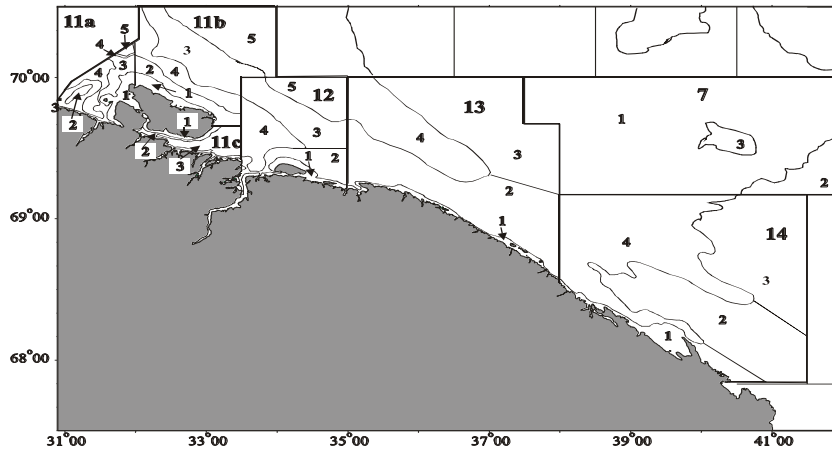


Рис. 2.1.1 Карта-схема районов траловой съемки камчатского краба в РЭЗ Баренцева моря (мелкими цифрами обозначены номера страт, крупными – номера стандартных промысловых районов).

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), икротосные 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. В последующих исследованиях в качестве размера камчатского краба использовалась ширина карапакса (ШК) – менее точная, но общепринятая величина. При этом при проведении биологического анализа выделяли следующие размерно-

Размерно-функциональные категории камчатского краба, использовавшиеся при проведении исследований с 2007 – 2020 гг. в ИЭЗ России в водах Баренцева моря

Название категории	Отличительные признаки
Самцы промысловые	ШК ≥ 150 мм
Пререкруты I	ШК 128 – 149 мм
Пререкруты II	ШК 107 – 127 мм
Молодь самцов	ШК ≤ 106 мм
Самки с икрой	Особь с наружной икрой
Самки без икры	Особь без наружной икры

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.

Второй временной ряд индексов запаса был начат в 2008 г. Средний улов промысловых самцов на ловушку вблизи Кольского п-ова и п-ова Канин оценивался в ходе прибрежных ловушечных съемок в летние периоды 2008 – 2020 гг. Сбор материала производился при помощи донных конусных ловушек, время застоя которых составляло 12 часов. Биологический анализ выполняли по методикам, принятым в Полярном филиале. При проведении ловушечных съемок в территориальном море и внутренних морских водах России биологическому

анализу подвергнуто 34843 экз. краба в результате 2730 постановок ловушек (рис. 2.1.2; табл. 2.1.3).

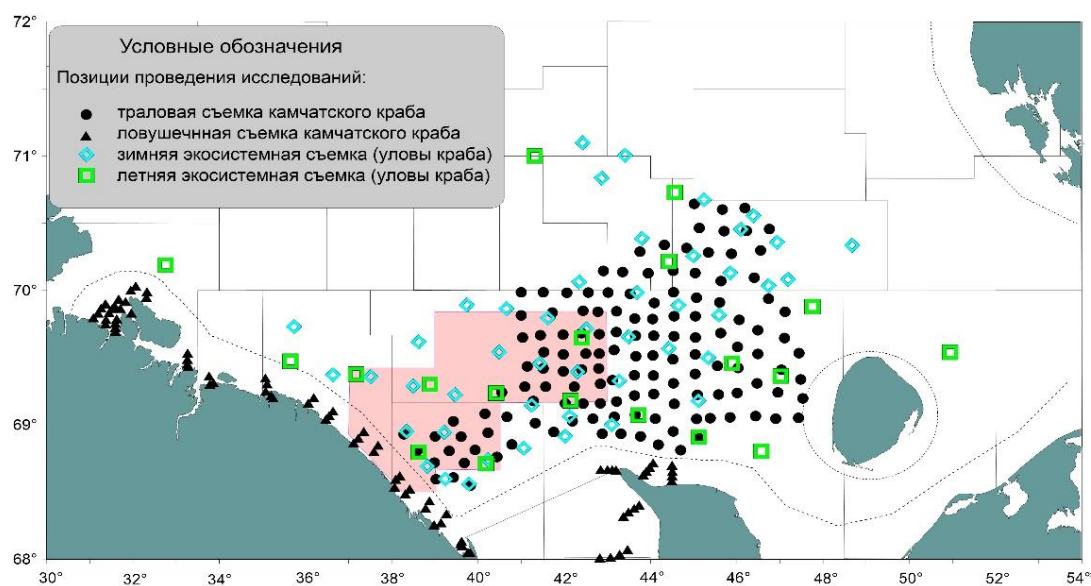


Рис. 2.1.2. Положение станций исследовательских съемок в ИЭЗ России и территориальных водах России в Баренцевом море и сопредельных водах Белого моря (для экосистемной летней и зимней съемок приведены только позиции тралений с уловами камчатского краба) (на примере 2020 г.)

Таблица 2.1.3

Характеристика первичного материала, собранного в ходе ловушечных съемок в территориальном море и внутренних морских водах России Баренцева моря и сопредельных водах Белого моря в 2008 – 2020 гг.

Время сбора		Количество			Средний улов на одну ловушку, экз.		
год	месяц	постановок ловушек, шт.	массовый промер краба, экз.	биологические анализы краба, экз.	промысловых самцов	пререкрутов	молоди самцов
2008	VII	189	1185	1185	1,2	2,0	0,6
2009	VII–VIII	129	2358	2358	2,1	5,1	2,4
2010	VII	207	3286	3286	1,0	5,0	2,9
2011	VII–VIII	228	3100	3100	1,8	5,8	1,5
2012	VII	183	885	885	0,7	1,5	0,1
2013	VII	200	2098	2098	2,7	2,9	0,5
2014	VII	237	2032	2032	2,2	2,2	0,6
2015	VII	267	2593	2593	3,1	2,2	0,6
2016	VII	237	3941	3941	4,5	2,9	0,5
2017	VII–VIII	234	2495	2495	2,5	2,2	0,9
2018	VII	235	3252	3252	4,2	3,1	0,2
2019	VII–VIII	167	1920	1920	3,5	2,6	0,4
2020	VII–VIII	217	5698	5698	7,6	2,3	1,1

Третий временной ряд индексов запаса был начат в 2017 г. в ходе траловой съемки камчатского краба и в настоящее время проводится в августе – сентябре на МК-0520 «Профессор Бойко» в ИЭЗ России Баренцева моря, главным образом, в пределах четырех промысловых районов (рис. 2.1.2): Канинская банка, Мурманское мелководье, Восточный Прибрежный район и Канино-Колгуевское мелководье. В отличие от предыдущей траловой съемки район исследований находится за пределами 12-мильной прибрежной зоны и охватывает только восточную часть ареала, покрывая станциями акваторию распределения основных промысловых скоплений.

Траления выполняются донным тралом (чертеж 22М), горизонтальное раскрытие которого составляло 12 м, вертикальное – 2 м; ячей кутка – 45 мм; ячей рубашки – 16 мм. Используется грунтроп типа «Rockhopper» длиной 12 м с дисками диаметром 400 мм. Длительность тралений составляет 15 мин., средняя скорость хода с тралом – 2,5 узла. Площадь акватории, на которой выполнялись исследования краба в 2017 г. составила 20548 км², в 2018 г. – 36770 км², в 2019 г. – 32520 км², в 2020 г. – 52917 км². Расчет индексов численности и биомассы камчатского краба в съемках 2017 г. и 2019 г. выполняли для расчетных площадей по образцу съемки 2018 г. Коэффициент уловистости трала принимали равным 1. При пересчете индексов 2017 г. дополнительно использовали данные 2018 г. восточнее 45° в. д., поскольку эта область была не охвачена при проведении траловых исследований в 2017 г. В 2020 г. расчеты по данным 2019 г. были приведены в соответствие с единой расчетной площадью.

При проведении траловых съемок в 2017 – 2020 гг. биологическому анализу было подвергнуто 15647 экз. краба в результате 478 тралений (табл. 2.1.4).

Характеристика первичного материала, собранного в специализированных траловых съемках камчатского краба в ИЭЗ России в Баренцевом море в 2017 – 2020 гг.

Время сбора		Количество		
год	месяц	тралений	массового промера краба, экз.	биологического анализа краба, экз.
2017	VIII–IX	113	2918	2918
2018	VIII–IX	130	5806	4205
2019	VIII–IX	98	6003	4794
2020	VIII–IX	137	3730	3730

Краб-стригун опилио

Съемка запаса краба-стригуна опилио осуществлялась в рамках комплексной российско-норвежской экосистемной съемки, которая ежегодно проводится по стандартной методике в летне-осенний период и охватывает большую часть акватории Баренцева моря (Eriksen, 2012). Каждая съемка проводилась одновременно 4 – 5 судами. Площадь съемки в среднем составляет около 1500 – 1800 тыс. км² (рис. 2.1.3). Ежегодно выполняется около 350 – 650 донных тралений от края континентального шельфа на западе до архипелага Новая Земля на востоке, от побережья Норвегии и России на юге до кромки льда на севере.

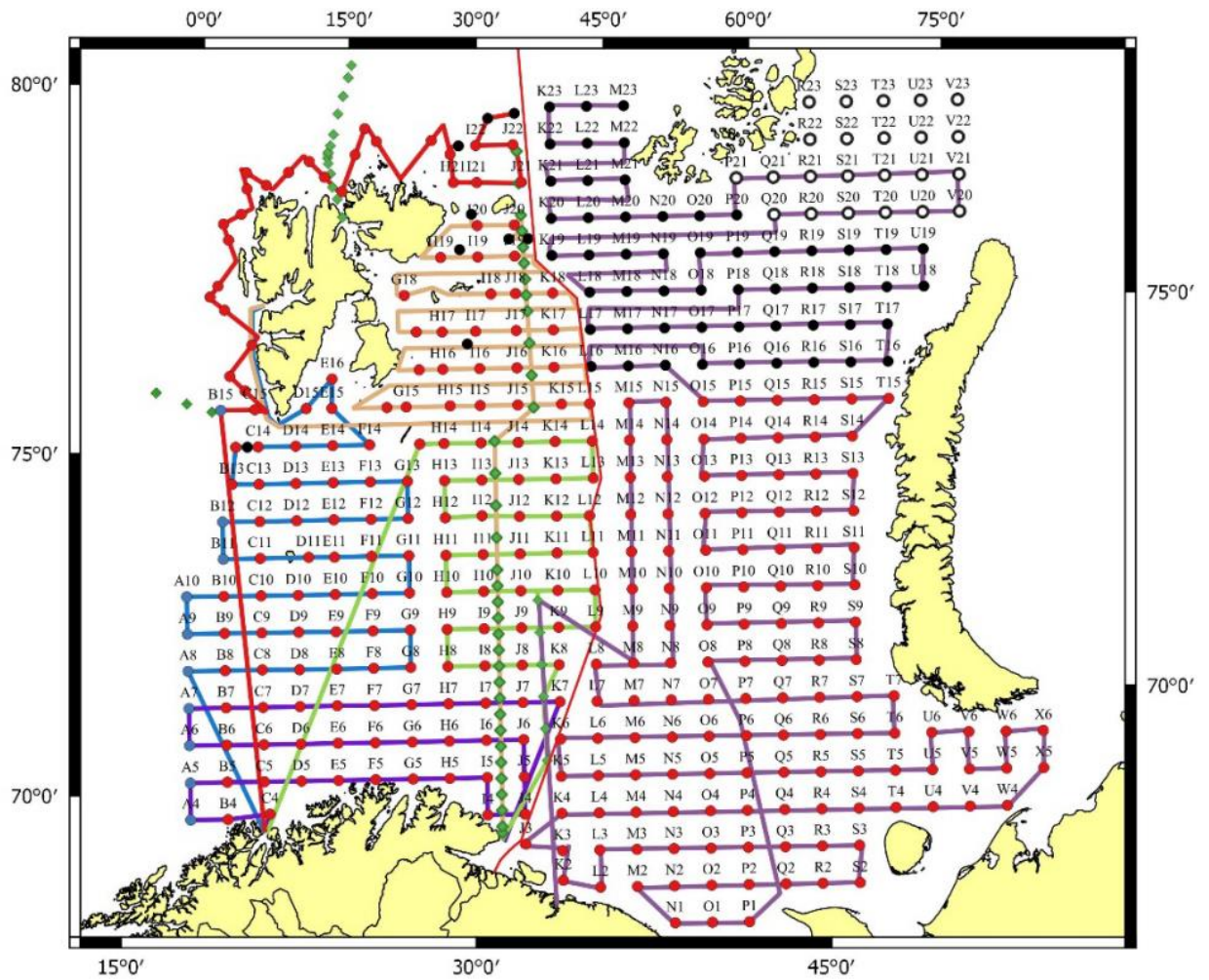


Рис. 2.1.3. Положение траловых станций (точки) и маршруты судов (линии) в ходе экосистемной съемки в Баренцевом море и сопредельных водах (на примере 2020 г.)

Сбор первичного материала в экосистемной съемке осуществляли донным тралом Samrelen-1800 с горизонтальным раскрытием 15 м, вертикальным – 5 м, вставкой в кутовой части из дели с ячейей 22 мм. Продолжительность учетных тралений составляла 15 мин, скорость – 3,1 – 3,3 уз. В ходе этих исследований были проанализированы уловы 7047 траловых станций, в которых 25735 особей было взято на биологический анализ. (табл. 2.1.5).

Характеристика первичного материала по крабу-стригуну опилио, собранного в ходе экосистемных съемок в ИЭЗ России Баренцева моря 2004 – 2020 гг.

Год	Количество			
	донных тралений	тралений с крабом	пойманных крабов, экз.	биологических анализов, экз.
2004	623	7	7	7
2005	649	10	14	10
2006	550	29	61	61
2007	608	56	134	122
2008	452	77	670	581
2009	387	66	284	284
2010	331	58	400	386
2011	401	84	6657	1182
2012	455	121	37737	1970
2013	493	132	19020	2756
2014	304	87	12871	2814
2015	335	89	3125	1867
2016	311	84	2107	1372
2017	350	131	20757	4009
2018	235	62	20484	1981
2019	322	105	11801	3870
2020	241	123	3236	2463

Сбор и обработку биологического материала в съемке выполняли в соответствии с методиками, принятыми в Полярном филиале (Изучение ..., 2004). Биологический анализ краба-стригуна включал в себя промеры ширины карапакса (в самой широкой части с точностью до 1 мм) и высоты клешни (с шипами) с точностью до 0,1 мм, взвешивание (с точностью до 1 г), а также определение пола, межлиночной категории, стадий зрелости самок и состояния покровов. Промысловыми особями принимались «широкопалые» самцы с шириной карапакса (ШК) 100 мм и более. Для анализа пополнения промыслового запаса, непромысловых «узкопалых» самцов краба-стригуна опилио разделяли на следующие категории: молодь (самцы с ШК менее 70 мм), пререкруты II (самцы с ШК 70 – 85), пререкруты I (самцы с ШК 86 – 99). Разделение на категории проводили на основании методики анализа данных группового роста краба, выполненного дальневосточными исследователями (Михайлов и др., 2003).

Для оценки потенциального ареала и биомассы после завершения акклиматизации состояние запаса краба-стригуна опилю в Баренцевом море оценивалось следующими показателями: встречаемость вида, его численность и величина промыслового запаса.

Встречаемость вида. Для оценки встречаемости краба-стригуна опилю в Баренцевом море и анализа факторов среды, определяющих успешность акклиматизации, было использовано семейство картографических моделей распределения вида SDM, реализованных в библиотеке Biomod2 статистической среды R. Для этого акватория Баренцева моря была разбита на 2372 полигона регулярной сеткой с шагом $0,25^{\circ}$ с. ш. и $0,5^{\circ}$ в. д. Западная граница рассматриваемого участка была ограничена 1000-метровой изобатой. Северная граница соответствовала параллели 81° с. ш. Южная и восточная границы соответствовали береговой линии материка и архипелага Новая Земля. Средняя площадь одного полигона составила $0,807$ тыс. км², а общая площадь акватории – 1915 тыс. км². Кроме порядкового номера и координат, атрибуты полигона для пространственного моделирования включали в себя зависимую переменную – регистрацию вида (1 – краб есть, 0 – краба нет, NA – наблюдение отсутствует) – и ряд независимых (объясняющих) переменных, т. е. факторов среды. В качестве факторов среды были использованы:

1) глубина (м), взятая из глобальной геодезической базы данных (<http://topex.ucsd.edu/>);

2) коэффициент вариации глубин внутри полигона (%), рассчитанный с помощью встроенных геостатистических функций библиотек RPSmapping статистической среды R;

3) удаленность от ядра начального расселения краба, оцениваемая как расстояние (км) от геометрического центра ($73^{\circ}21'$ с.ш., $43^{\circ}30'$ з.д.) акватории распределения краба в первые годы его поимок, рассчитанное с помощью встроенных геостатистических функций библиотек geoshere статистической среды R;

4) размер частиц грунта (мм), полученный на основании оцифровки карт 1933 – 1943 гг. Государственного океанографического института, а также электронных карт норвежского проекта Mareano (<http://www.mareano.no/>).

5) придонная температура ($^{\circ}\text{C}$), горизонтальный градиент температуры ($^{\circ}\text{C}/\text{км}$) и соленость (‰), рассчитанные в каждом полигоне интерполяционным методом кригинга (Титов и др., 2007) на основе фактических измерений, полученных в ходе экосистемных съемок последних лет (2010 – 2016 гг.);

6) скорость (м/с) и направление ($^{\circ}$) течений, рассчитанные с помощью трехмерной численной гидродинамической модели (Трофимов, 2000) на основе фактических измерений, полученных в ходе экосистемной съемки 2013 г.;

7) концентрация растворенного кислорода (моль/ м^3), нитратов (ммоль/ м^3) и фосфатов (ммоль/ м^3), взятые из глобальной базы данных World Ocean Atlas за период 2010 – 2015 гг. (WOA, <https://www.nodc.noaa.gov/>);

8) биомасса макробентоса (кг на 1 милю траления), рассчитанная в каждом полигоне интерполяционным методом Кригинга на основе траловых уловов, полученных в ходе экосистемных съемок 2005 – 2016 гг.

Качество полученных моделей исследовали как статистически, так и на основе экспертных представлений о распространении вида на исследуемой акватории. Для статистической оценки выбран показатель AUC (area under receiver operating characteristic (ROC) curve; площадь под ROC-кривой) – непараметрический иерархический инструмент, используемый для оценки прогнозной способности модели (Fielding, Bell, 1997). Из полученных в ходе моделирования результатов выбирали наилучший по минимальному стандартному отклонению AUC, рассчитанный для обучающего и тестового набора данных (Warren, Seifert, 2011).

Формирование базы картографических данных, геостатистические расчеты параметров, визуализацию результатов выполняли с помощью библиотек RPBsmapping и geosphere статистической среды R. Выбор модели вероятности распределения краба-стригуна опилию, ее диагностика, а также оценка влияния

переменных на результаты моделирования осуществлены с помощью встроенных функций библиотеки `biomod2`. В качестве оценки влияния того или иного фактора на распределение вида использована расчетная доля вклада каждой переменной, полученная с помощью процедуры пермутации (Fisher, 1935). Суть метода состоит в анализе корреляционной связи между прогнозными значениями двух вариантов модели: с обычным набором независимых переменных и при замещении исследуемой переменной ее рандомизированным аналогом. При этом чем ниже корреляция, тем выше влияние исследуемой переменной и наоборот (Mielke, Berry, 2001).

Для оценки потенциального ареала краба в Баренцевом море вероятностное распределение встречаемости рассчитывали в виде трех вариантов прогноза при разной температуре: среднемноголетней за 2010 – 2016 гг., ниже среднемноголетней на 1°C и выше среднемноголетней на 1°C . Площадь распространения общего запаса рассчитывали на акватории с вероятностью встречаемости краба более 50%, т.е. в тех случаях, когда вид можно считать константным (Иоганзен, Файзова, 1978).

Численность. Индекс численности краба-стригуна опилио вычислялся как средний арифметический улов (экз. на одну милю траления) на учетной акватории съемки в ИЭЗ РФ в 2005 – 2016 гг. Для сравнимости результатов с учетом их высокой изменчивости площади исследований в разные годы, учетная акватория была ограничена районом проведения съемки в ИЭЗ РФ в 2016 г.

Из-за низкой облавливаемости краба в ходе съемок в отдельные годы, а также наблюдаемой синхронной межгодовой изменчивости индексов численности массовых видов бентоса было сделано предположение о том, что динамика уловов краба-стригуна опилио, как бентосного организма, обусловлена не только естественной динамикой численности его популяции, но и межгодовой изменчивостью уловистости трала. Для устранения влияния изменчивости уловистости трала на индекс численности крабов была выполнена следующая процедура: динамика средних арифметических уловов краба (С, экз. на одну милю траления) сравнивалась с динамикой приловов массовых видов бентоса. На

основании анализа трендов были выделены виды, межгодовая динамика средних арифметических уловов которых была близка к динамике уловов краба-стригуна опилио: *Buccinum hydrophanum*, *Chlamys islandica*, *Ciliatocardium ciliatum*, *Colus sabini*, *Crossaster papposus*, *Ctenodiscus crispatus*, *Hyas araneus*, *Icasterias panopla*, *Pagurus pubescens*, *Sclerocrangon ferox*, *Strongylocentrotus pallidus*, *Urasterias linckii*. Через нормирование средних уловов определенного года к среднему улову за весь период наблюдений вычисляли коэффициент относительной уловистости каждого вида бентоса в определенный год. Затем оценивали осредненную динамику коэффициента относительной уловистости массовых видов бентоса (q) в 2005-2016 гг. и рассчитывали индекс численности краба-стригуна опилио (I) в году t по формуле: $I_t = C_t / q_t$.

Северная креветка

С 1982 г. для оценки состояния запаса северной креветки в Баренцевом море проводятся траловые научно-исследовательские съемки. Основными целями исследований являются оценка индекса биомассы запаса, определение биологического состояния популяции, а также ее распределения и размерного состава. Норвежские экспедиции проводились в 1982 – 2004 гг. и охватывали акватории ИЭЗ Норвегии и район арх. Шпицберген. В 1984 – 2002 гг. проводились также российские съемки, которые охватывали акватории ИЭЗ России и район арх. Шпицберген.

С 2004 г. съемка баренцевоморского запаса северной креветки также осуществляется в рамках комплексной российско-норвежской экосистемной съемки, которая ежегодно проводится по стандартной методике в летне-осенний период и охватывает большую часть акватории Баренцева моря. Площадь съемки в среднем составляет около 1500 тыс. км² (см. рис. 2.1.3).

Оценка индекса общего запаса северной креветки выполнена методом площадей. Для этого район съемки (1,5 млн. км²) разделяли на пять основных областей (страт), каждую из которых дополнительно подразделяли на шесть разноглубинных страт с шагом 100 м (от 0 до 600 м) (рис. 2.1.4). Границы страт

соответствовали контурам глубин, полученным из международной базы данных по батиметрии GEBCO (<http://www.gebco.net>). Площадь (км²) каждой страты была рассчитана в программе ArcGIS с использованием проекции равных площадей (Albers Equal-Area Conic). Расчеты индексов биомассы и численности северной креветки осуществлялись согласно стандартной методике, разработанной для стратифицированных съемок гидробионтов (Cochran, 1963). В 2019 г., как и в 2014 и 2018 гг., часть традиционной акватории съемки не была покрыта тралениями. Для расчета индекса биомассы на этой акватории были использованы данные тралений на этой же акватории, выполненные за три предыдущих года. Средний индекс за эти три года включали в оценку общего индекса запаса, выполняемую в текущем году.

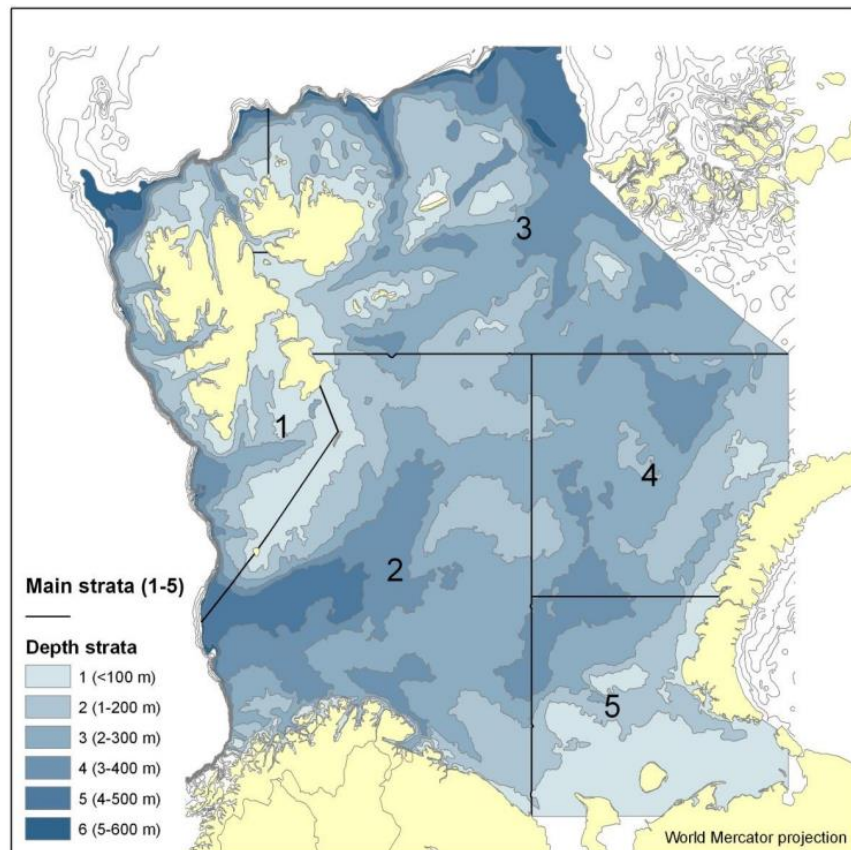


Рис. 2.1.4. Карта-схема районов экосистемной съемки для оценки индекса запаса северной креветки в Баренцевом море (цифрами обозначены номера основных страт).

Оценка уловов северной креветки в ходе съемки производилась в рамках стандартной методики обработки улова. Для проведения биологического анализа

случайным образом отбиралась навеска креветки массой 1 кг. При величине улова менее 1 кг, биологическому анализу подвергались все особи. Анализ включал в себя следующие операции: измерение длины (от глазной выемки до заднего края карапакса с точностью до 0,1 мм), определение пола и стадий зрелости гонад, стадии линьки. В ходе этих исследований были проанализированы уловы 7268 траловых станций, в которых 92376 особей было взято на биологический анализ (табл. 2.1.6).

Таблица 2.1.6

Характеристика материала по северной креветке, собранного в ходе экосистемных съемок в Баренцевом море и сопредельных с ним водах в 2004 – 2020 гг.

Год	Количество		
	донных тралений	тралений с уловом креветки	промеров креветки
2004	624	487	1245
2005	649	492	1190
2006	550	375	15567
2007	608	478	5439
2008	452	331	10178
2009	387	313	11403
2010	331	249	5309
2011	401	314	3063
2012	455	337	3467
2013	493	395	5387
2014	304	264	5012
2015	335	248	5705
2016	311	236	8167
2017	350	269	2480
2018	235	169	2333
2019	322	254	4489
2020	461	317	1942

Исландский гребешок

Материалом для расчета индекса запаса послужили результаты количественного учета исландского гребешка на акватории поселений, располагающихся в прибрежных водах северо-восточной части Кольского полуострова к северу от мыса Святой Нос (рис. 2.1.5). Границы поселений, площадью 4600 км², были выделены на основании многолетних наблюдений в ходе научно-исследовательских съемок. При оконтуривании поселений выбрана съемка

1993 г., в ходе которой было отмечена максимальная площадь распространения гребешка. При этом контур поселения проводили между станциями, на которых отмечался гребешок, и станциями без улова.

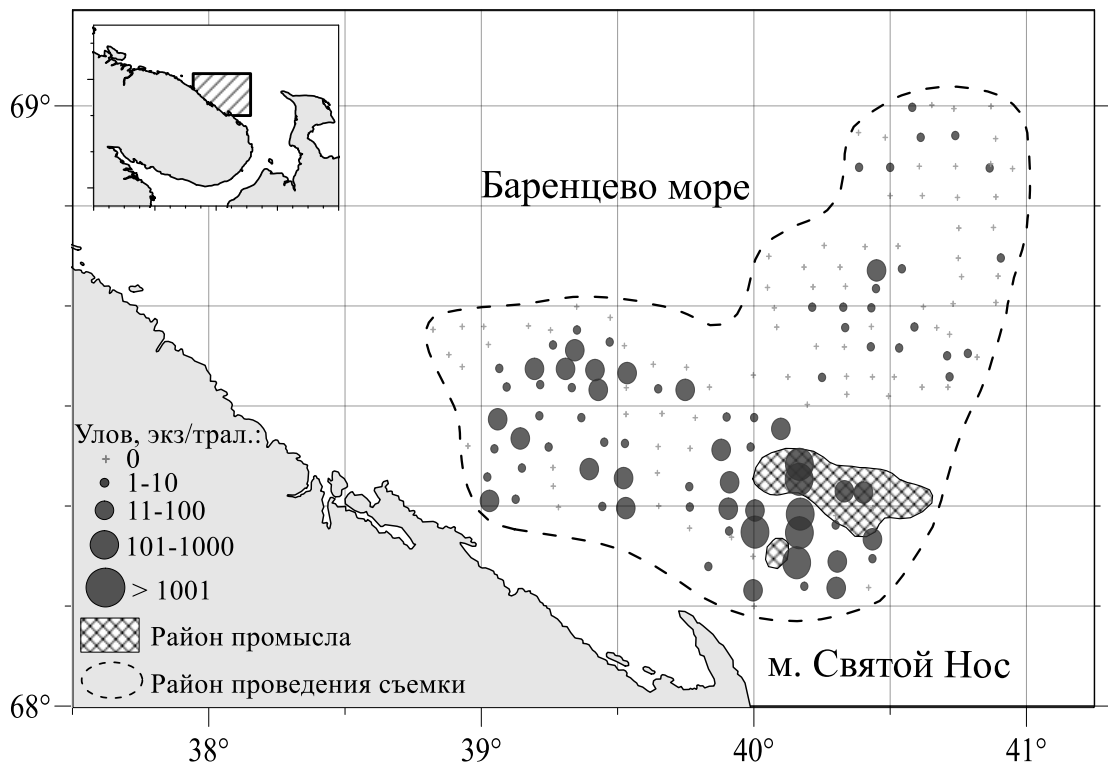


Рис. 2.1.5. Район промысла и проведения съемки запасов исландского гребешка на Святоносском поселении в Баренцевом море (на примере 2016 г.).

С учетом того, что исследовательская акватория включает в себя промысловые участки, на которых с 1990 г. ведется промысел исландского гребешка в Баренцевом море, биомасса гребешка в данном районе может рассматриваться как отдельная единица запаса – Святоносское поселение. Под единицей запаса подразумевается устойчивая во времени пространственно-обособленная часть популяции, имеющая самостоятельное промысловое значение (Бабаян, 2000).

В основу материалов по оценке состояния запаса и регулирования промысла положены два временных ряда:

– данные, полученные в ходе съемок, выполненных промысловой драгой в период 1991–2006 гг.;

– данные, полученные в ходе съемок, выполненных тралом Сигсби в период 2009 – 2016 гг.

Специализированные драговые съемки в районе Святоносского поселения проходили в 1991 – 2006 гг. (табл. 2.1.7). В ходе съемок выполнялось от 69 до 441 станций. Использовали промысловую драгу с конусовидным мешком из металлической кольчуги с диаметром колец 70 мм. Продолжительность драгирований составляла 5 – 10 минут со средней скоростью 3 узла. Первоначально масса улова полных промысловых драг была определена по динамометру. При этом масса улова в драге шириной 2,3 м составляла 2000 кг, для драг шириной 3 – 5 м – 3000 т. В дальнейшем массу улова определяли визуально по степени наполнения мешка драги и массе улова в полной драге. Для определения состава улова отбирали пробу массой 20 – 30 кг, разбирали ее и определяли массу живого гребешка, прилова бентоса и грунта (ракуши и камней).

Полученное соотношение состава улова в пробе использовали для определения массы отдельных компонентов и общей численности гребешка во всем улове.

Для определения относительной плотности распределения гребешка на поселении коэффициент уловистости драги считали равным 1. Индекс запаса в 1991 – 2006 гг. рассчитывали на акватории, равной 4600 км².

При расчетах индекса численности общего запаса гребешка на скоплении использовали деление акватории на промысловые квадраты (прямоугольники шириной 10' по широте и 30' – по долготе).

Характеристика использованного материала, собранного
в ходе специализированных драговых съемок в 1991 – 2006 гг.

Год	Число			Средневзвешенная плотность распределения, экз./м ²	Средний вес моллюска, г	Индекс запаса, тыс. т
	станций	особей для массового промера	особей для биологического анализа			
1991	166	11559	5724	15,34	87	2454
1992	69	4870	2379	16,19	87	2595
1993	130	9623	4756	17,65	82	2661
1996	79	4583	2236	12,90	106	2514
1997	314	17718	8804	5,57	107	1097
1998	244	12953	6421	5,50	114	1156
1999	163	8399	4144	3,96	118	859
2000	282	14094	6992	2,78	121	615
2001	310	17494	8692	1,96	107	386
2002	282	15634	7761	1,16	109	232
2003	441	20309	10099	1,20	131	288
2006	171	7655	3772	1,46	136	366

Биомассу гребешка в промысловом квадрате рассчитывали как произведение средней плотности на величину обследованной площади скопления в квадрате. Общую биомассу гребешка на скоплении определяли суммированием данных по квадратам.

Специализированные съемки тралом Сигсби в районе Святоносского поселения проходили в 2009 – 2016 гг. (табл. 2.1.8). Сетная часть трала (каркас) выполнена из полиамидных делей в два сложения с шагом ячеи 45 мм (Золотарев, 2016). Внутри трала установлена рубашка с шагом ячеи 10 мм. В ходе съемок выполнялось от 108 до 248 станций. Ширину трала принимали равной 0,9 м. Продолжительность драгирований составляла 3 мин со средней скоростью 2,5 узла. Протраленная площадь принималась равной 208,35 м². Массу улова в трале Сигсби определяли путем взвешивания всего улова или его части.

Расчет индекса и анализ структуры запаса исландского гребешка выполняли по категориям: молодь с высотой раковины менее 60 мм, пререкруты (высота раковины 60-79 мм) и промысловые особи с высотой раковины 80 мм и более (Золотарев, 2015). Индекс запаса на акватории съемки (см. рис. 2.1.5) рассчитывали методом 2-D сплайн-аппроксимации (без учета глубины), реализованном в

программе «КартМастер», разработанный специалистами ВНИРО в сотрудничестве с компанией «ТРАНЗАС» (Бизиков и др., 2007).

Таблица 2.1.8

Характеристика использованного материала, собранного в ходе специализированных съемок тралом Сигсби в 2009 – 2016 гг.

Год	Число		Плотность распределения, экз./м ²		Средний вес моллюска, г		Индекс запаса, тыс. т	
	станций	особей для биологического анализа	непром.	пром.	непром.	пром.	непром.	пром.
2009	43	558	0,29	0,35	35	105	348	828
2010	117	3461	0,95	0,74	28	118	404	1010
2011	137	2990	0,96	1,01	32	114	340	1127
2012	134	2173	1,21	1,18	34	108	482	1446
2013	134	1987	1,29	0,88	37	103	715	1287
2014	135	1717	1,00	0,73	38	103	675	980
2015	111	1893	0,99	1,23	37	99	301	1602
2016	160	2263	0,53	0,42	31	100	184	543

2.2. Промысловые данные

В настоящей работе используются четыре категории данных, получаемые с промысла:

– данные о вылове, оцениваемого по судовым суточным донесениям (ССД), поступающим через отраслевую систему мониторинга ВБР от ФГБУ «Центр системы мониторинга рыболовства и связи» (ЦСМС);

– данные о производительности промысла, также поступающие от ЦСМС;

– эколого-биологические данные о запасах на акватории промысла, а также данные о производительности и селективности промысла, получаемые от наблюдателей на промысловых судах.

– литературные ретроспективные данные о промысле беспозвоночных до 2000 г.

Объем данных о российском промысле камчатского краба в Баренцевом море представлен в таблице 2.2.1.

Таблица 2.2.1

Характеристика промысловых усилий и объем первичного материала, собранного в ходе промысла камчатского краба в Баренцевом море в 2000 – 2020 гг.

Время сбора		Кол-во			
год	месяц	судов	судо- суток лова	промысловых операций	постановок ловушек, тыс. шт.
2000	X–XII	2	114	711	4
2001	I–III, IX–XII	10	312	2559	21
2002	I–V, IX–XII	15	602	3300	49
2003	IV–V, IX–XII	16	496	2977	51
2004	IX–XII	26	537	1363	33
2005	I–II, IX–XII	36	1561	4085	127
2006	VIII–XII	29	2411	6908	225
2007	I–II, IX–XII	30	2235	6264	274
2008	I–II, IX–XII	30	2389	7609	312
2009	IX–XII	29	1935	6526	285
2010	VIII–XII	22	1059	3338	134
2011	VIII–XI	15	468	1678	69
2012	VIII–X	13	484	1721	67
2013	VIII–X	10	318	1130	38
2014	IX–X	9	305	820	31
2015	IX–X	9	297	862	29
2016	IX–XI	10	420	1369	55
2017	IX–XI	10	501	1858	134
2018	IX–XI	11	480	1658	38
2019	IX–XI	12	494	2116	45
2020	IX–XI	15	608	3294	129

Для формирования временных рядов промысловых данных краба-стригуна опилили также использовали сведения судовых суточных донесений, поступающих через отраслевую систему мониторинга ВБР от ФГБУ «Центр системы мониторинга рыболовства и связи». Анализировали информацию по каждой промысловой операции, включая следующие характеристики: бортовой номер судна, тоннаж судна, дата операции, тип ловушки, продолжительность застоя, координаты, глубина, вылов краба (табл. 2.2.2).

Основные показатели российского промысла краба-стригуна опилио в Баренцевом море в 2013 – 2020 гг.

Период промысла		Акватория промысла, тыс. км ²	Кол-во		Производительность (CPUE), кг/ловушку		Средний вылов на судосутки лова, т	Вылов, тыс. т
год	месяц		судов	промысловых операций, тыс. экз.	Нестандартизированная	Стандартизированная		
2013	12	29	2	2,4	–	–	2,82	0,062
2014	4–12	60	12	788,7	5,55	11,26	3,53	4,104
2015	1–12	60	20	2894,7	2,98	7,36	2,77	8,895
2016	1–12	130	18	2581,5	2,48	6,08	7,53	7,699
2017	3–7, 11	67	10	91,7	21,86	8,23	9,57	7,840
2018	3–9, 11	51	11	410,8	18,04	7,74	9,19	9,728
2019	3–7, 11	76	10	496,4	20,14	10,11	11,4	9,778
2020	2–12	133	17	1022,9	13,76	9,13	9,12	13,202

Для оценки промыслового запаса использованы данные отечественного промысла краба-стригуна опилио в Открытой части Баренцева моря (ОЧБМ, см. рис. 2.1) за 2014 – 2016 гг. В анализе промысла учитывали следующие характеристики каждой промысловой операции: название и тип судна; тип и количество ловушек; дату; координаты и глубину; улов краба (кг) на одну ловушку. Для оценки запаса на акватории промысла использовали модель истощения Лесли с временным шагом, равным одному кварталу (Баканев, 2015б). Величина оцененного запаса в 2014 – 2016 гг. была соотнесена с площадью акватории промысла для получения плотности распределения промыслового запаса на акватории ОЧБМ. Для получения минимального значения промыслового запаса опилио в ИЭЗ РФ величины плотности крабов, полученные в ОЧБМ для 2014 г. (до начала промысла в РФ), были экстраполированы на площадь распространения крабов промыслового размера в ИЭЗ РФ, оцененную по результатам экосистемных съемок 2012 – 2016 гг. Промысловый запас оценивался в трех районах: ИЭЗ РФ, ОЧБМ и прибрежные районы архипелага Шпицберген.

Объем данных о российском промысле северной креветки с 2000 г. в Баренцевом море представлен в таблице 2.2.3.

Таблица 2.2.3

Основные показатели российского промысла северной креветки в Баренцевом море в 2000 – 2020 гг.

Период промысла		Акватория промысла, тыс. км ²	Кол-во		Производительность (СРУЕ), кг/ч		Вылов, тыс. т
год	месяц		судов	промысловых операций	нестандартизированная	стандартизированная	
2000	I–XII	157	91	21599	190	243	18,995
2001	I–XII	99	49	5839	175	228	5,708
2002	II–X	128	20	4319	172	241	3,751
2003	III–XII	90	19	3486	151	218	2,775
2004	II–XII	115	13	2268	213	299	2,410
2005	I,II,IV,V,VIII,IX,XII	28	5	211	208	240	0,434
2006	I	0,1	1	4	–	–	0,003
2007	IV,V	14	2	194	192	237	0,191
2008	V–IX	19	1	378	–	–	0,416
2013	III–VII,IX–XI	32	2	685	292	249	1,064
2014	III–IX	21	1	415	300	246	0,738
2015	I–XII	35	2	754	263	236	1,150
2016	II–XI	41	7	1426	383	351	2,490
2017	III–XII	45	8	1957	399	313	3,846
2018	I–XII	76	15	5391	453	335	12,559
2019	I–XII	83	24	10248	556	390	28,081
2020	I–XI	55	19	8735	475	301	21,264

Объем данных о российском промысле исландского гребешка с 1990 г. в Баренцевом море представлен в таблице 2.2.4.

Таблица 2.2.4

Показатели промысла исландского гребешка на Святоносском поселении в Баренцевом море в 1990 – 2017 гг.

Период промысла, год/месяц	Промысловое усилие, число		Площадь промысла, км ²	Производительность, т/судо-сутки	Вылов, т
	судов	Судо-сутки. лова			
1990/ VIII – XI	1	77	336	34,5	2654
1994/ VII – XII	1	136	480	26,5	3598
1995/ I – IV, VII – XII	2	295	1392	26,0	7679
1996/ I – IV, VIII – XII	2	347	1416	30,3	10501
1997/ I – IV, VII – XII	3	458	1416	30,0	13728
1998/ I – IV, VII – XII	2	398	1440	30,2	12015
1999/ I – IV, VII – XII	4	422	1632	26,3	11084
2000/ I – IV, VII – XII	5	522	1248	22,2	11599
2001/ I – IV, VI – XII	5	587	1488	20,2	11863
2002/ I – XII	4	514	1656	11,1	5716
2003/ II – V, VII – XII	3	268	1056	14,0	3745
2004/ X – XII	2	76	720	16,0	1218
2005/ I – III, IX – XII	3	164	648	20,0	3282
2006/ VIII – IX	1	36	360	25,0	900
2007/ I – IV, VIII – XII	1	169	744	16,6	2807
2008/ IX – X	1	25	216	42,5	1063
2011/ VIII – IX	1	26	312	20,3	528
2012/ III, VIII – X	1	35	216	10,7	376
2013/ IX	1	16	168	22,1	353
2014/ IX – XII	1	39	48	20,1	784
2015/ II – III, VIII	1	35	96	27,2	952
2016/ III, X	1	36	192	26,4	951
2017/ II – III	1	36	96	26,4	952

Для оценки факторов, влияющих на производительность промысла, и стандартизации уловов на усилие использовалась обобщенная линейная модель (GLM). Стандартизация производительности промысла является одной из ключевых процедур в оценке состояния запаса гидробионтов (Hilborn, Walters, 1992; Бабаян и др., 2014). Ее актуальность повышается с уменьшением информационной обеспеченности запаса, когда, например, промысловая статистика является единственным показателем состояния запаса и от ее правильной интерпретации зависит корректность оценки общего допустимого улова.

Тем не менее, использование CPUE в качестве индекса состояния запаса имеет определенные недостатки, которые могут привести к неправильной реконструкции популяционной динамики (Hilborn, Walters, 1992; Maunder et al., 2006). Например, динамика CPUE может быть «гиперстабильна», т.е. нечувствительна к изменениям в динамике самого запаса (Harley et al., 2001). Или наоборот, динамика CPUE в некоторых случаях может быть «гиперчувствительна», т.е. более вариативна по сравнению с динамикой самого запаса. «Гиперчувствительность» может, например, наблюдаться при перераспределении запаса на акватории промысла, когда производительность лова значительно снижается или повышается, но запас при этом сохраняется на прежнем уровне. Изменения в географии и сезоне промысла, а также в технических возможностях добывающего флота, могут существенно влиять на CPUE, что в некоторых случаях приводит к искажению соотношения между трендами в производительности лова и истинной динамикой запаса (Bishop, 2006; Ye, Dennis, 2009).

Стандартизация CPUE с помощью обобщенных линейных моделей (generalized linear model – GLM) позволяет, наряду с другими математическими методами, устранить влияние некоторых факторов, тем самым максимально возможно приблизить динамику производительности лова гидробионта к динамике его запаса (Maunder, Punt, 2004; Venables, Dichmont, 2004). Процедура оценки влияния факторов с последующим решением об их использовании в модели

стандартизации являются одним из способов снизить уровень неопределенности в оценках как состояния самого запаса, так и общего допустимого улова.

При стандартизации анализировали информацию по каждой промысловой операции, которая содержала следующие характеристики:

- 1) бортовой номер судна;
- 2) дата операции;
- 3) тип орудия лова;
- 4) количество ловушек, поднятых за одну операцию (количество ловушек в порядке) или продолжительность траления;
- 5) координаты;
- 6) глубина;
- 7) вылов гидробионта (кг).

Анализ и верификация данных проходили в несколько этапов: 1) отбор судов по степени промысловой активности: при анализе учитывались суда, участвовавшие в трех и более промысловых сезонах; 2) фильтрация данных, которая заключалась в удалении редких и маловероятных операций, с производительностью выше 1 т на ловушку, или с выловом менее 1 кг или более 30 тонн, а также без указания количества ловушек в порядке, т.е. поднятых за одну операцию; Для процедуры выбора модели и стандартизации каждой операции были присвоены следующие категории (факторы): год, месяц, судно, тип ловушки (трала), количество ловушек в порядке, промысловый район, глубина. Принадлежность операции к промысловому району осуществлялась в соответствии с оцифрованной картой, изданной «Главным управлением навигации и океанографии Министерства обороны СССР» по заказу Главного управления "Севрыба" в 1974 г.

Кроме того, в качестве факторов среды были использованы:

- 9) удаленность от береговой линии (км), рассчитанная с помощью функции библиотеки geoshere статистической среды R;

10) тип грунта (песок/илистый песок), полученный на основании оцифровки карт 1933 – 1943 гг. Государственного океанографического института, а также электронных карт норвежского проекта Mareano (<http://www.mareano.no/>);

11) придонная температура ($^{\circ}\text{C}$), горизонтальный градиент температуры ($^{\circ}\text{C}/\text{км}$) и соленость (‰), рассчитанные в каждом полигоне интерполяционным методом Кригинга (Титов и др., 2007) на основе фактических измерений, полученных в ходе экосистемных съемок последних лет (2010 – 2018 гг.).

Для стандартизации и оценки влияния факторов на годовую динамику производительности промысла использовалась обобщенная линейная модель (GLM) следующего вида:

$$\log(CPUE_i) = \alpha_0 + \alpha_{y_i}^Y + \alpha_{v_i}^V + \alpha_{t_i}^T + \alpha_{n_i}^N + \alpha_{m_i}^M, \quad (9)$$

где $CPUE_i$ – улов на ловушку для i -той операции (наблюдения), α_0 – общее смещение, α – коэффициенты года (Y, y_i), судна (V, v_i), типа ловушки (T, t_i), количества ловушек в порядке (N, n_i), месяца (M, m_i). Кроме того, в ходе анализа учитывались следующие факторы: номер недели, промысловый район, диапазон глубин, тип грунта, придонная температура, соленость, удаленность от берега. Процедура выбора наилучшей модели улова на усилие была построена на серии машинных экспериментов, которые сводились к последовательному тестированию вариантов модели, полученных путём различных комбинаций всех предварительно отобранных наборов независимых параметров и версий функций связи. Целью экспериментов являлась оценка адекватности тестируемых вариантов модели исходным значениям уловов на усилие по результатам анализа дисперсий (ANOVA) и сопоставлению значений критерия Акайке, «штрафующим» за избыток неизвестных параметров. Тестирование моделей выполнялось с помощью программных модулей среды R «ANOVA» и «AIC» (Бабаян и др., 2014). В конечную модель входили факторы, пошаговое включение которых уменьшало объясненную дисперсию более чем на 1%. Реализацию модели и анализ суммарной статистики проводили с помощью встроенных функций статистического пакета R, а также библиотеки *influe* (Bentley et al., 2012).

Для сравнения среднегодовой динамики нестандартизированного улова на ловушку и стандартизированного улова ($CPUE_i$), с помощью модели GLM, использовали индексы (I), получаемые нормированием геометрических средних уловов (G) определенного года (y) к среднему улову за весь период наблюдений (p) (Bentley et al., 2012):

$$I_y^C = G_y^C / G_p^C \text{ и } I_y^{CPUE} = G_y^{CPUE} / G_p^{CPUE}. \quad (10)$$

Для оценки влияния фактора на годовую динамику производительности промысла рассчитывали среднее значение коэффициентов фактора (ρ) за весь период наблюдений. Затем для каждого года вычисляли среднюю разницу (δ) между средней за весь период и со значением коэффициента в определенном году. Например, для фактора судна уравнения имели вид:

$$\rho^V = \frac{\sum_{i=1}^{i=n} \alpha_{v_i}^V}{n}, \quad (11)$$

$$\delta_y^V = \frac{\sum_{i=1}^{i=n_y} (\alpha_{v_i}^V - \rho^V)}{n_y}, \quad (12)$$

где n – количество записей во всем наборе данных, а n_y – количество записей в году y . В мультипликативной GLM модели используются логарифмированные значения CPUE для преобразования их распределения в нормальное, поэтому для оценки мультипликативного индекса влияния вычисляется экспонента δ :

$$I_y^V = \exp(\delta_y^V). \quad (13)$$

Если I_y^V (индекс для оценки влияния фактора судна (V) в году y) больше 1, то этот фактор увеличил показатель нестандартизированного CPUE в рассматриваемом году. Процедура стандартизации удаляет влияние этого фактора, поэтому стандартизированная величина CPUE будет ниже первоначальной (нестандартизированной). Значение индекса меньше 1 имеет обратный смысл, а равный 1 означает, что фактор не имел влияния на CPUE в анализируемом году.

Средний индекс для оценки влияния фактора на динамику CPUE за весь период наблюдений рассчитывается по следующей формуле (Bentley et al., 2012):

$$\bar{I}^V = \exp\left(\frac{\sum_{y=1}^{y=p} \delta_y^V}{p}\right) - 1, \quad (14)$$

где продолжительность периода наблюдений p лет. Этот показатель оценивает уровень влияния фактора на CPUE от года к году. Например, значение 0,1 означает, что фактор изменял величину CPUE в среднем на 10% в каждый год наблюдения в большую или меньшую сторону.

2.3. Моделирование динамики запаса

Для оценки запаса, динамики численности, расчета ОДУ и ориентиров управления использовалась продукционная модель на основе уравнения Шефера (Schaefer, 1954). Кроме того, в период 1994 – 2006 гг. на акватории ИЭЗ России проводилась полноценная траловая съемка камчатского краба, которая охватывала весь его ареал, включая прибрежную 12-мильную зону, ныне недоступную для траловых исследований. Качество данных, собранных в этот период, позволило адаптировать для оценки запаса набор моделей, который включал в себя не только простейшую продукционную модель, но и структурированные когортные модели, используемые при первом информационном уровне. Это 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 продукционной модели использовалась стандартная логистическая кривая, часто называемая «продукционной моделью Шефера» (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):

$$B_{t+1} = B_t - C_t + 4MSY \frac{B_t}{K} \left(1 - \frac{B_t}{K}\right), \quad [15]$$

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 [15] на B_{MSY} , то есть на численность, соответствующую максимальной прибавочной продукции. С добавлением вычислительной ошибки, уравнение принимает следующий вид:

$$P_{t+1} = \left(P_t - \frac{C_t}{B_{MSY}} + \frac{2MSY \times P_t}{B_{MSY}} \left(1 - \frac{P_t}{2}\right) \right) e^v, \quad [16]$$

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:

$$surv_t \sim q_s B_{MSY} P_t e^k. \quad [17]$$

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 [16, 17], 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. 2.3.1). Требуется определить следующие параметры: m , MSY , B_{MSY} , коэффициент улавливаемости, ошибки наблюдений и численность краба для первого года исследований.

Таблица 2.3.1

Официальный и общий выловы, индекс промысловых самцов камчатского краба (тыс. экз.) в Баренцевом море в 1994 – 2006 гг., используемые в продукционной 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). 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:

$$N_{l+1,t+1} = \sum_{l'=1}^{l+1} \{ [P_{l',l+1} \times (N_{l',t} + O_{l',t}) \times e^{-M} - C_{l',t} e^{(y-1)M}] \times m_{l',t} \times e^{nl} \} + R_{l+1,t+1}, \text{ и [18]}$$

$$O_{l+1,t+1} = [(N_{l+1,t} + O_{l+1,t}) \times e^{-M} - C_{l+1,t} \times e^{(y-1)M}] \times (1 - m_{l+1,t}) \times e^{ol} \quad [19]$$

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. 2.3.2). 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:

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

...

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

[20]

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

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

...,

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

[21]

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

$$indCL90_t \sim q_{90} CL90_t e^{\delta_{90}},$$

...

$$indCL200_t \sim q_{200} CL200_t e^{\delta_{200}},$$

[22]

где δ_l – ошибка наблюдений для группы l .

Данные по общему вылову были разделены на 8 размерных групп (табл. 2.3.3). 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 2.3.3

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. 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 [18, 19], 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. 2.3.4).

Таблица 2.3.4

Индексы численности размерных групп камчатского краба (тыс. экз.) в Баренцевом море в 1994 – 2006 гг., используемые 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. 2.3.1). 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.

Помимо продукционных и структурированных (CSA и LBA) моделей для оценки запаса камчатского краба на акватории его промысла использовалась **модель истощения** Лесли (раздел 5.1). Методы оценки снижения численности запаса с учетом последовательных выловов обычно называют в англоязычной литературе методами истощения или удаления (depletion или removal), так как в их основе лежит процесс снижения или уменьшения количества животных в среде в ходе промысла. Такие процессы могут наблюдаться и соответственно моделироваться для запасов, которые в наблюдаемый период не подвержены серьезному влиянию естественных факторов, меняющих их численность: смертность, пополнение, иммиграция или эмиграция. Как правило, влиянием данных факторов можно пренебречь, если рассматривается короткий период времени (например, один промысловый сезон), а биологические параметры популяции не подвержены серьезным изменениям на акватории оценки.

Подход включает два метода оценки истощения или снижения численности популяции – метод Лесли и метод Де Лури (Leslie, 1939; DeLury, 1947). Первый метод основан на анализе зависимости производительности промысла от накопленного за некоторый период времени улова. Основная идея метода истощения заключается в количественной оценке снижения относительной численности популяции с увеличением промысловой нагрузки. При этом обычно принимается, что производительность промысла является показателем (индексом) численности популяции. Увеличение промысловой нагрузки может быть отслежено по кумулятивному вылову или усилиям.

Биомасса на начало промыслового сезона (B_0) равна сумме биомасс (B_t) на момент t и кумулятивному вылову (K_{t-1}) между временем 0 и t , т.е.:

$$B_0 = B_t + K_{t-1}, \quad (23)$$

$$\text{где } K_{t-1} = C_1 + C_2 + C_3 + \dots + C_{t-1} = \sum_{i=1}^{t-1} C_i, \quad (24)$$

где C_i это вылов i -того изъятия, $t > 1$ и $K_0 = 0$.

При этом допускается, что улов на усилие (CPUE) во время t -того изъятия $\frac{C_t}{f_t}$ пропорционален биомассе запаса (B_t) на момент t -того изъятия, т.е.:

$$\frac{C_t}{f_t} = qB_t, \quad (25)$$

где f_t – количество усилий (ловушек) t -того изъятия, q – константа пропорциональности, которую часто называют коэффициентом улавливаемости.

Коэффициент улавливаемости – это доля запаса, которая изымается за одно усилие. Уравнение истощения по методу Лесли получается путем подстановки в уравнение (23) уравнения (25). Последнее выражение (26) представляет собой линейную регрессию

$$\frac{C_t}{f_t} = q(B_0 - K_{t-1}) \text{ или } \frac{C_t}{f_t} = qB_0 - qK_{t-1}, \quad (26)$$

где $\frac{C_t}{f_t}$ – зависимая переменная, K_{t-1} – объясняющая переменная, q – коэффициент регрессии (slope), qB_0 – свободный член (intercept), так как это произведение двух констант.

Отрицательное значение коэффициента регрессии равно коэффициенту улавливаемости. Соответственно, начальная биомасса запаса находится посредством деления свободного члена на коэффициент улавливаемости.

Доверительные интервалы для B_0 и q могут быть получены по результатам регрессионного анализа. Оценка доверительного интервала для q является прямой оценкой доверительного интервала для коэффициента регрессии (slope). Формула расчета стандартной ошибки для B_0 имеет вид (Krebs, 1999):

$$SE(B_0) = \frac{s_{y|x}}{q} \sqrt{\left[\frac{1}{n} + \frac{(B_0 - \bar{K})^2}{(n-1)s_K^2} \right]}, \quad (27)$$

где \bar{K} – средний кумулятивный вылов, n – объем выборки, s_K^2 – дисперсия кумулятивных выловов, $s_{y|x}$ – стандартное отклонение линейной регрессии. Распределение величин B_0 и q при расчете стандартных ошибок принимается нормальным.

В ситуации, когда вылов составляет менее 2% от запаса, обычно используют метод Де Лури, при этом коэффициент улавливаемости q может рассматриваться как мгновенный коэффициент убыли (Seber, 1973). С учетом допущения об изолированности и стабильности популяции доля изъятия запаса будет равна:

$$\frac{B_t}{B_0} = e^{-qE_{t-1}}, \quad (28)$$

где E_{t-1} – кумулятивные усилия предшествующие моменту t , т.е.:

$$E_{t-1} = f_1 + f_2 + f_3 + \dots + f_{t-1} = \sum_{i=1}^{t-1} f_i. \quad (29)$$

Преобразуя уравнение (28), мы можем выразить B_t как функцию от B_0 :

$$B_t = B_0 e^{-qE_{t-1}}. \quad (30)$$

Используя уравнение (28), преобразуем уравнение (30), выражая биомассу запаса через улов на усилие с учетом коэффициента улавливаемости:

$$\frac{C_t}{f_t} = qB_0 e^{-qE_{t-1}}. \quad (31)$$

Логарифмируя обе стороны уравнения (31), получаем

$$\log\left(\frac{C_t}{f_t}\right) = \log(qB_0) + \log(e^{-qE_{t-1}}) \quad (32)$$

или

$$\log\left(\frac{C_t}{f_t}\right) = \log(qB_0) - qE_{t-1}. \quad (33)$$

Последнее выражение (33) представляет собой линейную регрессию, где $\log\left(\frac{C_t}{f_t}\right)$ – зависимая переменная, E_{t-1} – объясняющая переменная, q – коэффициент

регрессии (slope), $\log(qB_0)$ – свободный член (intercept), так как это логарифм произведения двух констант.

Отрицательное значение коэффициента регрессии равно коэффициенту улавливаемости. Соответственно, начальная биомасса запаса находится посредством деления экспоненты свободного члена qB_0 на коэффициент улавливаемости q .

При первоначальном анализе динамики запаса методами истощения довольно сложно сделать прогноз о доле изъятия (будет ли она ниже или выше 2%), поэтому часто применяются оба метода: и Лесли, и Де Лури. Результаты оценок B_0 и q сравниваются, и при значительном расхождении полученных результатов делается вывод о причинах таких расхождений, в том числе и о доле изъятия. Если же вылов составляет свыше 2 %, то рекомендуется использовать метод Лесли (Seber, 1973). Метод Лесли считается более гибким и позволяет использовать улов на усилие, полученный в том числе и независимым от промысла способом. Методы истощения базируются на шести условиях (допущениях) в отношении объекта лова и самого промысла (Seber, 1973).

- 1) Изолированность и стабильность запаса в наблюдаемый период (подразумевает отсутствие пополнения, смертности, эмиграции и иммиграции);
- 2) коэффициент улавливаемости остается постоянным в течение всего периода наблюдения;
- 3) вылов должен влиять на снижение численности запаса, т.е. быть весьма существенным;
- 4) все особи должны иметь одинаковую вероятность быть пойманными, в том числе не должен наблюдаться эффект насыщения орудия лова;
- 5) усилия должны быть друг от друга независимы, т.е. изъятие при одной операции не должно каким-то образом непосредственно влиять на величину изъятия последующей операции.

Для формирования временных рядов данных для оценки промыслового запаса камчатского краба использовали базу данных ПИНРО «Промысел», сформированную на основе судовых суточных донесений ФГБУ «Центра системы

мониторинга рыболовства и связи». Анализировали информацию по каждой промысловой операции, которая содержала следующие характеристики:

- 8) бортовой номер судна;
- 9) дату операции;
- 10) тип орудия лова (тип крабовой ловушки);
- 11) количество ловушек, поднятых за одну операцию;
- 12) координаты;
- 13) вылов промыслового краба (общий вес (кг) самцов камчатского краба промыслового размера, поступившего в переработку).

База данных содержала 53024 промысловые операции за 2007 – 2013 гг., анализ и верификация которых проходила в несколько этапов:

- 1) выбор промысловых сезонов;
- 2) определение продолжительности промысловых сезонов;
- 3) определение шага временного ряда;
- 4) определение учетной акватории, на которой рассчитывался локальный запас;
- 5) стандартизация уловов на усилие, полученных разными типами ловушек.

Для предварительного анализа временных рядов был выбран шаг, равный одним суткам, и выполнен визуальный анализ динамики уловов на усилие. Несмотря на высокие выбросы и зашумленность данных, анализ показал наличие трендов на понижение в 2007 – 2013 гг. Временной ряд для сглаживания трендов был увеличен до 1 недели. Статистика 2007, 2010 и 2012 гг. содержала неправдоподобные величины уловов на усилие в конце промыслового сезона, поэтому статистика по судам, показывающим недостоверные значения, была удалена из анализа. Кроме того, была удалена статистика первых дней промыслового сезона, которая в силу своей малочисленности не отражала в полной мере показатель улова на усилие как величину, пропорциональную величине запаса.

Анализ промысловой статистики показал, что большая часть вылова камчатского краба в 2007 – 2013 гг. была взята в районах Восточного Мурмана

(Западный и Восточный Прибрежные районы, Мурманское мелководье и Канинская банка). В последние три года вылов в Западном Прибрежном районе практически отсутствовал, поэтому для сравнимости результатов в ходе моделирования оценивали локальный запас в трех промысловых районах: Восточном Прибрежном, Мурманском мелководье и Канинской банке (см. рис. 2.1.1).

Для стандартизации производительности промысла (CPUE) использовался метод обобщенных линейных моделей (Gavaris, 1980). Для выбора набора предикторов и вида функции связи использовали информационный критерий Акаике. В качестве зависимой переменной использовали параметр уловов на усилие, а предикторами служили факторы года (2007 – 2013), месяца (I, II, VIII, IX, X, XI, XII), типа ловушки (трапециевидные, прямоугольные, конусные) и района промысла (2 – Западный Прибрежный район, 3 – Восточный Прибрежный район, 4 – Мурманское мелководье, 5 – Канинская банка). В соответствии с минимальной величиной AIC была выбрана логарифмическая функция связи с нормальной функцией распределения. Стандартизация по методу GLM осуществлялась с использованием стандартных формул статистического пакета R.

Оценки биомассы камчатского краба методами Лесли и Де Лури выполнены с помощью библиотеки fishR (FSA – Fisheries stock assessment methods and data) в статистическом пакете R.

Расчёты оптимальной величины промысловой меры «минимальный промысловый размер» (глава 8) выполнены с помощью имитационной модели динамики численности промыслового запаса краба. При построении имитационной модели использованы уравнения динамики численности и роста краба, заимствованные из модели *LBA* (описанной выше, Zheng et al., 1995).

Под промысловым запасом камчатского краба в Баренцевом море в данной работе понимаются половозрелые самцы с выбранной длиной карапакса. Расчёты выполнены для варианта изготовления готовой продукции в виде глазированных варёно–мороженых комплектов конечностей краба с навеской 500 – 700 г, 700 – 900 г, 900 – 1100 г и свыше 1100 г.

Выбор оптимальной меры регулирования проводился по критерию – стоимость улова.

Стартовым годом имитационной модели динамики численности промысловой популяции краба был принят последний год в модели оценки запаса – 2008 г. Расчёты динамики численности и вылов краба в имитационной модели выполнены на 100 лет вперёд, с шагом 1 год. Анализируемые характеристики популяции усреднялись для последних 50 лет, для исключения влияния на результат стартовых значений. Проверка модели на чувствительность к стартовым значениям численности популяции проводилась при их увеличении/уменьшении в три раза и подтвердила независимость полученных результатов.

Моделирование пополнения промыслового запаса

Динамика пополнения промыслового запаса камчатского краба за период 1998 – 2008 гг. была оценена в рамках модели *LBA*.

В имитационной модели анализировались три различных варианта пополнения промыслового запаса (рис. 2.3.1):

1) постоянное для всего 100-летнего моделируемого периода. Пополнение равно среднему, оценённому по модели *LBA* за период 1998 – 2008 гг., поскольку к 1998 г. численность популяции краба выросла, и запас пробрел промысловое значение;

2) переменное пополнение, имитирующее наблюдаемую квази-периодическую динамику. Было принято, что 2 урожайных пополнения (среднее для 2000, 2001, 2005 и 2006 гг.), сменяются 3-мя неурожайными (среднее остальных лет для периода 1998 – 2008 гг.);

3) переменное пополнение, с динамикой, аналогичной наблюдаемой. В данном варианте численность пополнения за период 1998 – 2008 гг. последовательно копировалась для остальной части временного ряда, начиная с 2009 г.

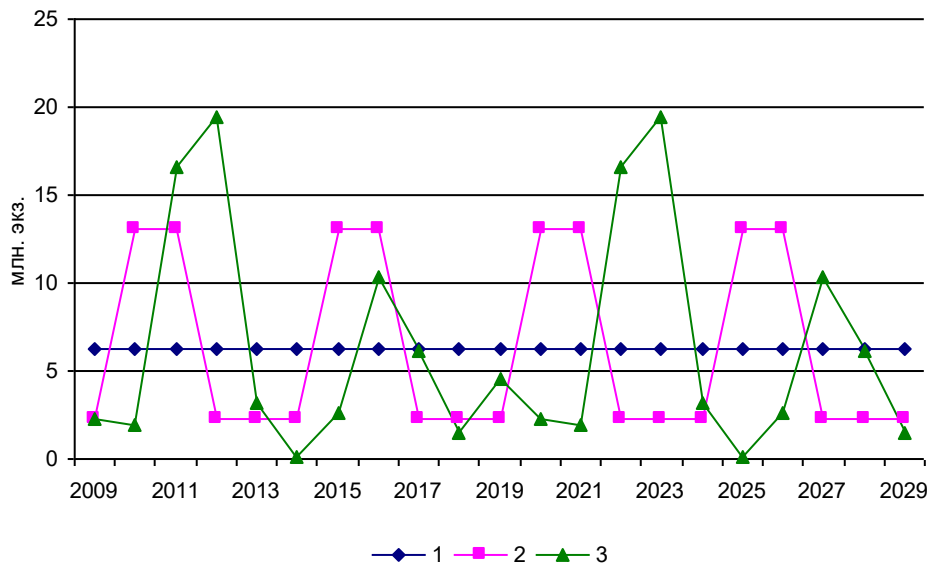


Рис. 2.3.1. Принятая в имитационной модели динамика пополнения (показана на периоде 2009 – 2029 гг.): 1 – постоянное для всего моделируемого периода, равное среднему за период 1998 – 2008 гг.; 2 – переменное пополнение, имитирующее наблюдаемую квази–периодическую динамику; 3 – переменное пополнение, с динамикой, аналогичной наблюдаемой в 1998 – 2008 гг. (см. пояснения в тексте).

Моделирование промыслового изъятия и естественной смертности

Расчёты были выполнены с учетом различной величины промысловой меры «минимальный промысловый размер», различных уровней промыслового изъятия, различных значений косвенной промысловой и естественной смертности.

Для оценки влияния минимального промыслового размера краба на величину среднегодовалого вылова и среднегодуальной стоимости годового улова были выполнены расчёты при различных значениях этой промысловой меры в диапазоне 90 – 200 мм, с шагом 10 мм. Кроме того, в модели задавался определённый уровень промыслового изъятия в диапазоне от 10 до 90%, с шагом 10%, который в каждом отдельном варианте расчётов принимался постоянным для всего моделируемого периода. Распределение промысловой смертности было принято равномерным, т.е. задавался одинаковый уровень изъятия для всех размерно-возрастных групп.

Расчеты выполнены с учетом разного уровня травматической промысловой смертности, которая принималась равной заданной доле погибших непромысловых самцов в ходе возвращения их в море после сортировки улова на борту. Хотя маломерных самцов и самок при промысле возвращают в море в живом виде, позже часть особей может погибать из-за травм, полученных в результате различных манипуляций на палубе, воздействия на организм животных резкой смены температуры и давления, неизбежных при подъеме крабов на палубу и спуске в воду, а также изменений в составе микрофлоры в гемолимфе крабов после их возвращения в море (Zheng et al., 1997; Иванов, Соколов, 2004, Рязанова, 2009). Однако вопрос о доле погибших таким образом крабов практически не изучен. В основу наших расчетов положено допущение о том, что доля погибших непромысловых крабов может составлять от 5 до 20 % (Zheng et al., 1997). Для этого в модели задавали различный уровень косвенной промысловой смертности самцов с размером карапакса менее выбранного «минимального промыслового размера» смертности с шагом 5%: 5, 10, 15, 20%.

Коэффициент естественной смертности для крабов младших и средних размерно-возрастных групп с длиной карапакса 90 – 160 был оценен по модели CSA и составил 0,16 (Баканев, 2008), а для крабов свыше 170 мм по ДК он принимался значительно выше – 0,7 (Reeves, Marasco, 1980)

Для расчета общей стоимости улова использовали зависимость веса комплектов глазированных варено-мороженых конечностей от длины карапакса камчатского краба, полученную с использованием данных, собранных А. В. Васильевым в декабре 2009 г. на промысловом судне М-0132 «Петр Анохин» (рис. 2.3.2). Далее, в соответствии с зависимостью, вылов краба разделялся на категории продукции с различной навеской: 500 – 700 г, 700 – 900 г, 900 – 1100 г и свыше 1100 г.

Данные о стоимости продукции с различной навеской брались с интернет-страниц, посвященным оптовым продажам краба, и аппроксимировались таким образом, чтобы средняя цена за один килограмм готовой продукции составила 22 доллара (табл. 2.3.5).

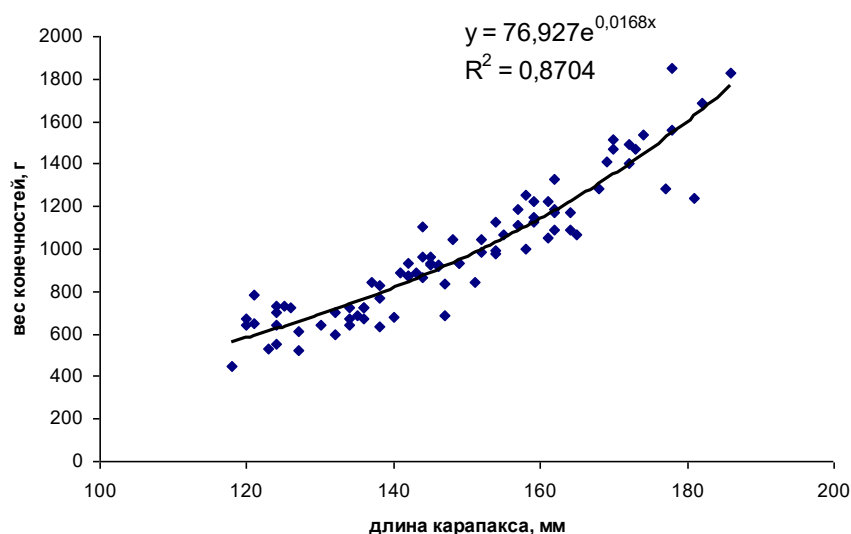


Рис. 2.3.2. Зависимость веса комплектов глазированных варено-мороженных конечностей от длины карапакса камчатского краба

Таблица 2.3.5.
Стоимость (долларов/кг) готовой продукции, изготовленной из крабов разных размерно-возрастных групп.

Размеры краба по ДК, мм	90–99	100–109	110–119	120–129	130–139	140–149	150–159	160–169	170–179	180–189	190–199	≥200
Стоимость продукции за кг, доллары	10	11	12	13	15	17	20	23	26	26	26	26

Аппроксимация приводимых в работе зависимостей математическими функциями, статистические расчёты, построение модели динамики популяции промысловой популяции камчатского краба Баренцева моря и моделирование промысла, выполнялись с помощью программных средств Excel.

2.4. Оценка параметров моделей

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:

$$P(H | data) = \frac{P(data | H)P(H)}{P(data)}. \quad [34]$$

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 [34] согласно формуле полной вероятности будет равен $\int_{i=1}^n L(data | H)P(H)$

Функцию Байеса можно представить иначе, в виде трех составляющих:

$$P(H | data) = \frac{1}{P(data)} P(data | H)P(H), \quad [35]$$

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

$$P(H_i | data) \propto P(data | H)P(H), \quad [36]$$

где символ \propto означает пропорциональность.

Рассмотрим методику применения байесовского подхода на примере оценки параметров продукционной модели Шефера, выше описанной уравнением [15].

Ненаблюдаемая переменная B_t может быть выражена через наблюдаемый показатель относительной численности (I_t), рассчитанный, например, по результатам исследовательской съемки:

$$I_t = qB_t e^\varepsilon, \quad [37]$$

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

В системе уравнений [15] и [37] 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 [34] и выглядит так:

$$P(data | r, K, q, \varepsilon, B_0) = \prod_i \frac{1}{\sqrt{2\pi\sigma_i}} \exp\left(-\frac{1}{2\sigma^2} (\ln I_t - \ln(qB_t e^\varepsilon))^2\right). \quad [38]$$

Функция правдоподобия определяет вероятность получения данных наблюдений ($data$) при определенном наборе параметров, значения которых

соответствую гипотезе H , то есть r , K , q , ε и B_0 . Метод максимального правдоподобия заключается в подборе таких значений параметров, при которых вероятность $P(data | r, K, q, B_0, \varepsilon)$ 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 2.4.1, а математически принято записывать как:

$$q \sim dnorm(0,50;50), \quad [39]$$

где $dnorm$ – нормальное распределение, а символ “ \sim ” обозначает “распределяется как”. Параметры нормального распределения mi (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 [34] 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. 2.4.1). На этом процесс оптимизации или настройки параметра q заканчивается. В данном случае, была получена уточненная оценка q с медианой равной 0,38.

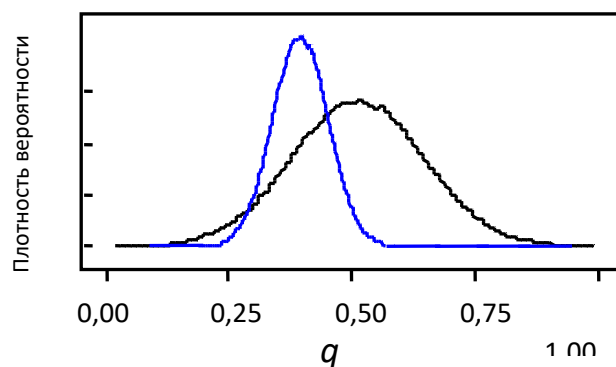


Рис. 2.4.1. Распределение вероятности параметра q (черная линия — априорное, синяя — апостериорное).

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. 2.4.2).

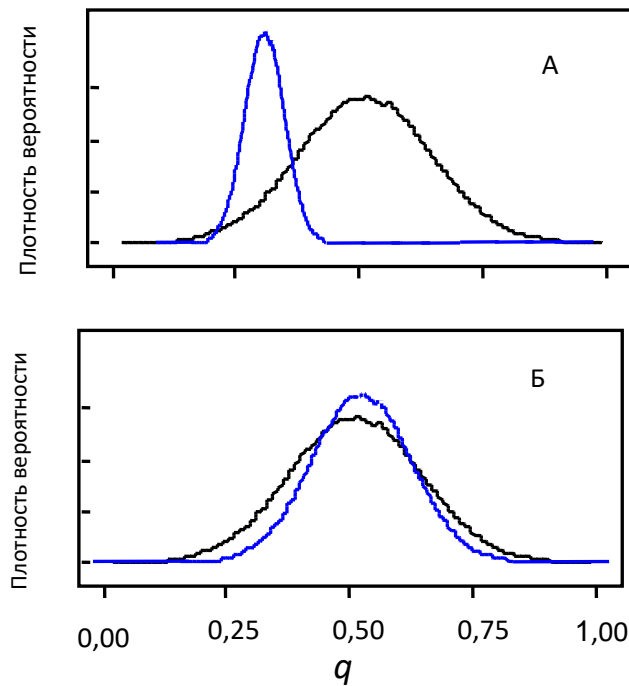


Рис. 2.4.2. Распределение вероятности параметра q (черная линия – априорное, синяя – апостериорное) при информативных (А) и малоинформативных (Б) данных наблюдений.

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;

6) 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 [15] и [37] для настройки всего моделируемого процесса должны быть заданы априорные распределения не только для параметра q , но и для r , K , ε и B_I . 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).

Рассмотрим схематично алгоритм оценки параметров модели с использованием байесовского подхода. 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:

$$\text{PRIORS} + \text{DATA} \xrightarrow{\text{method}} \text{POSTERIOR} . \quad [40]$$

Данная формула – запись уравнения Байеса, принятая в статистике (уравнения [34 – 36]). 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. 2.4.3). Для этого применяется

итерационная процедура, на каждом шаге которой рассчитываются модельные значения параметров и переменных. Каждый итерационный шаг включает в себя три этапа.

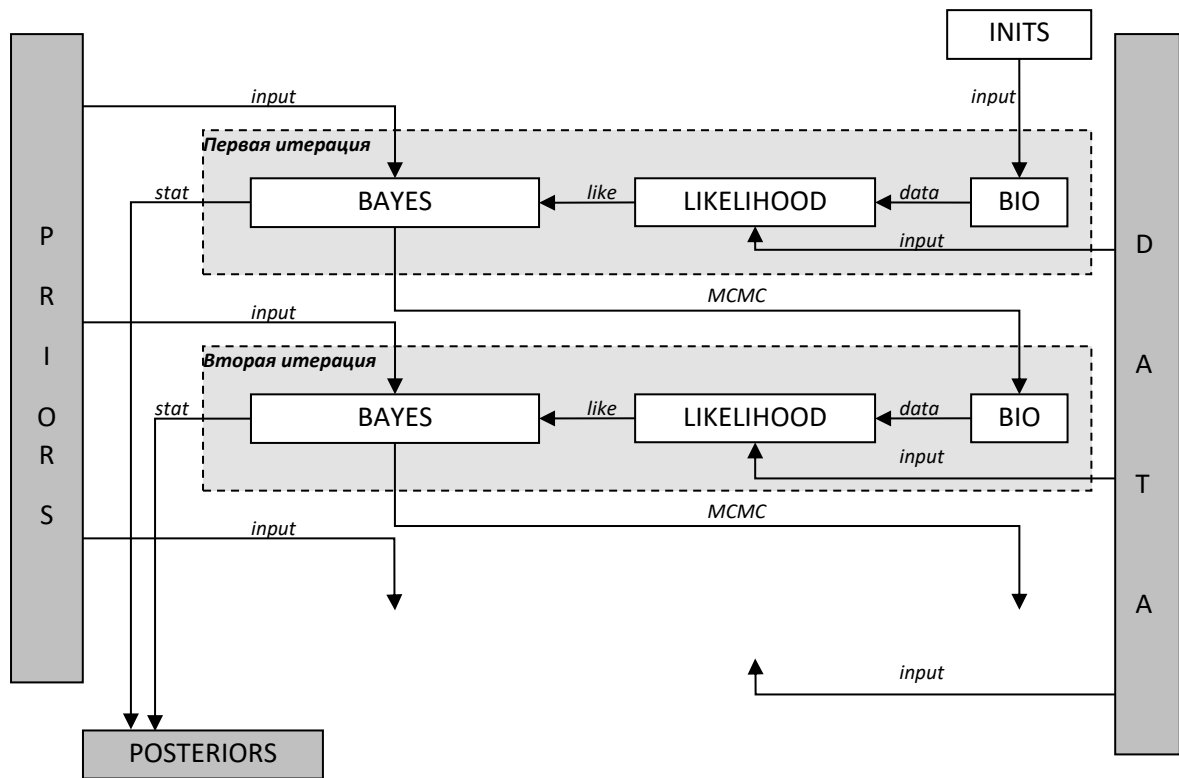


Рис. 2.4.3. Принципиальная блок-схема оценки параметров биологических моделей (показаны два итерационных шага).

DATA – эмпирические данные;

INITS – стартовые значения параметров и переменных;

PRIORS – априорные распределения параметров;

POSTERIORIS – 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.

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 [40]) 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 [36]) 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).

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:

$RSS = \sum_i (\ln N_i - \ln N'_i)^2$, где N_i – наблюдаемый индекс численности по съемки, N'_i – 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:

$$P(data_{rep} | data_{obs}) = \int P(data_{rep} | \theta) P(\theta | data_{obs}) d\theta . \quad [41]$$

В выражении [41] показатель $P(data_{rep} | \theta)$ представляет собой выборку наблюдений из распределений, рассчитанных в модели – $P(\theta | data_{obs})$.

Данный критерий проверяет, нет ли смещения наблюденного 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:

$$p.value = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N I((data_j^{rep}, \theta_j) - (data^{obs}, \theta_j)) , \quad [42]$$

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 :

$$risk_t = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^N I(limit - B_{ij}), \quad [43]$$

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 [43], 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.

При оценке ориентиров управления в рамках продукционной модели Шефера использованы следующие общепринятые в рыбопромысловом прогнозировании сокращения (Бабаян, 2000; Шибаяев, 2007; Алексеев и др., 2017):

B_{MSY} – значение промысловой биомассы, соответствующее максимальному устойчивому улову (MSY), которое в данной работе соответствует целевому ориентиру по биомассе B_{tr} ;

B_{lim} – граничное значение биомассы, ниже которого имеется существенное увеличение вероятности получения бедного пополнения;

F_{MSY} – значение промысловой смертности, при котором достигается максимальный устойчивый вылов, которое в данной работе соответствует целевому ориентиру по эксплуатации или доли изъятия от запаса E_{tr} .

B_{pa} – предосторожный биологический ориентир, значение биомассы, при котором низка вероятность того, что фактическое значение биомассы будет ниже уровня B_{lim} .

Оценка правила регулирования промысла (ПРП) камчатского краба выполнена в рамках модели CSA , описанной выше и реализованной в MS Excel как имитационная модель динамики биомассы промыслового запаса камчатского краба, состоящего из двух групп (рекрутов и пострекрутов). В качестве критерия предосторожности ПРП принято условие, что вероятность (риск) снижения биомассы промыслового запаса ниже ориентира управления B_{lim} не должна превышать 5% (по аналогии с общепринятыми в мировой и отечественной практике подходами к управлению) (Бабаян, 2000).

При разработке методических подходов рациональной эксплуатации запасов промысловых беспозвоночных учитывался их уровень информационной обеспеченности данными. Для каждого уровня информационного обеспечения рекомендованы свои методы оценки состояния запаса: от использования когортных моделей при наилучшем (первом) уровне до инерционного прогнозирования или экспертных оценок при низшем (третьем) уровне (Бабаян, 2000; Алексеев и др., 2017).

В настоящей работе проводятся варианты расчетов оценок прогнозируемой численности гидробионтов 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.

ГЛАВА 3. ПРОМЫСЛОВАЯ БИОЛОГИЯ ДОННЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ БАРЕНЦЕВА МОРЯ

В Баренцевом море встречаются около 20 видов промысловых и потенциально промысловых беспозвоночных. Однако, за последнее десятилетие в российской части этого региона интенсивно добывались всего четыре вида: северная креветка, исландский гребешок, камчатский краб и краб-стригун опилио. Отечественный ежегодный вылов этих объектов за последние 20 лет варьировал от 5 до 47 тыс. т (рис. 3.1). На рубеже XX – XXI веков основу промысла составляли аборигенные виды: северная креветка и исландский гребешок. С 2005 г. основным объектом промысла стал акклиматизированный в Баренцевом море камчатский краб. В последние шесть лет стремительно развивается промысел еще одного чужеродного вида – краба-стригуна опилио, отечественный вылов которого в 2020 г. превысил вылов камчатского краба и составил 13 тыс. т.

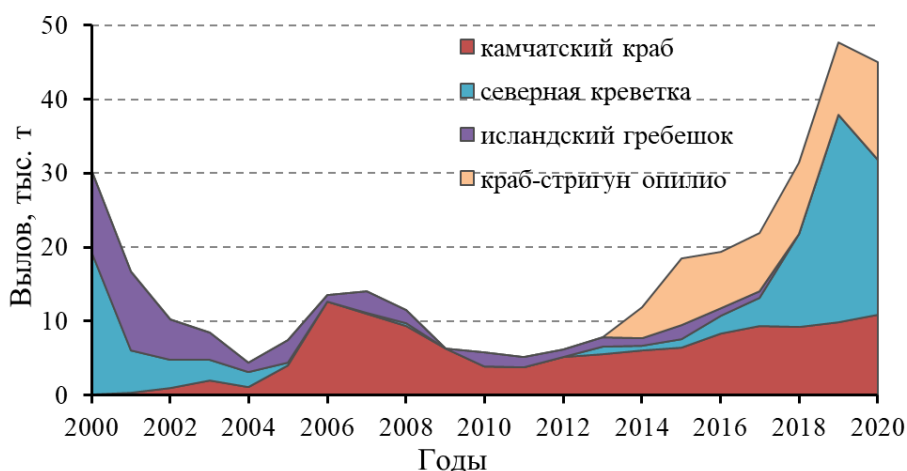


Рис. 3.1. Динамика отечественного вылова промысловых беспозвоночных в Баренцевом море в 2000 – 2020 гг.

В настоящее время информационной основой рационального управления запасами беспозвоночных являются данные системы «окружающая среда – запас – промысел». Информацию о распределении и биологии запасов получают как в ходе прямых наблюдений за популяцией и промыслом, так и опосредованно, в рамках долговременного мониторинга всей экосистемы Баренцева моря. При этом основной информационный массив составляют данные научно-исследовательских

съемок и данные наблюдателей, находящихся на промысле. На основании этих данных рассчитываются не только индексы запасов для математической оценки, но и временные ряды второстепенных индикаторов, служащие основой для качественной оценки состояния запасов (Caddy, 2004; Буяновский, 2012). В качестве таких индикаторов влияния промысла и межвидовой конкуренции, например, используются показатели травмированности особей (доля особей с травмами конечностей в улове) и «яловости» самок (доля функционально половозрелых самок без икры).

В главе рассмотрены распределение запасов, некоторые популяционные характеристики и особенности жизненных циклов промысловых беспозвоночных в Баренцевом море, а также их промысел.

3.1. Камчатский краб

3.1.1 Распространение и распределение промысловых скоплений

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. 3.1.1.1). 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).

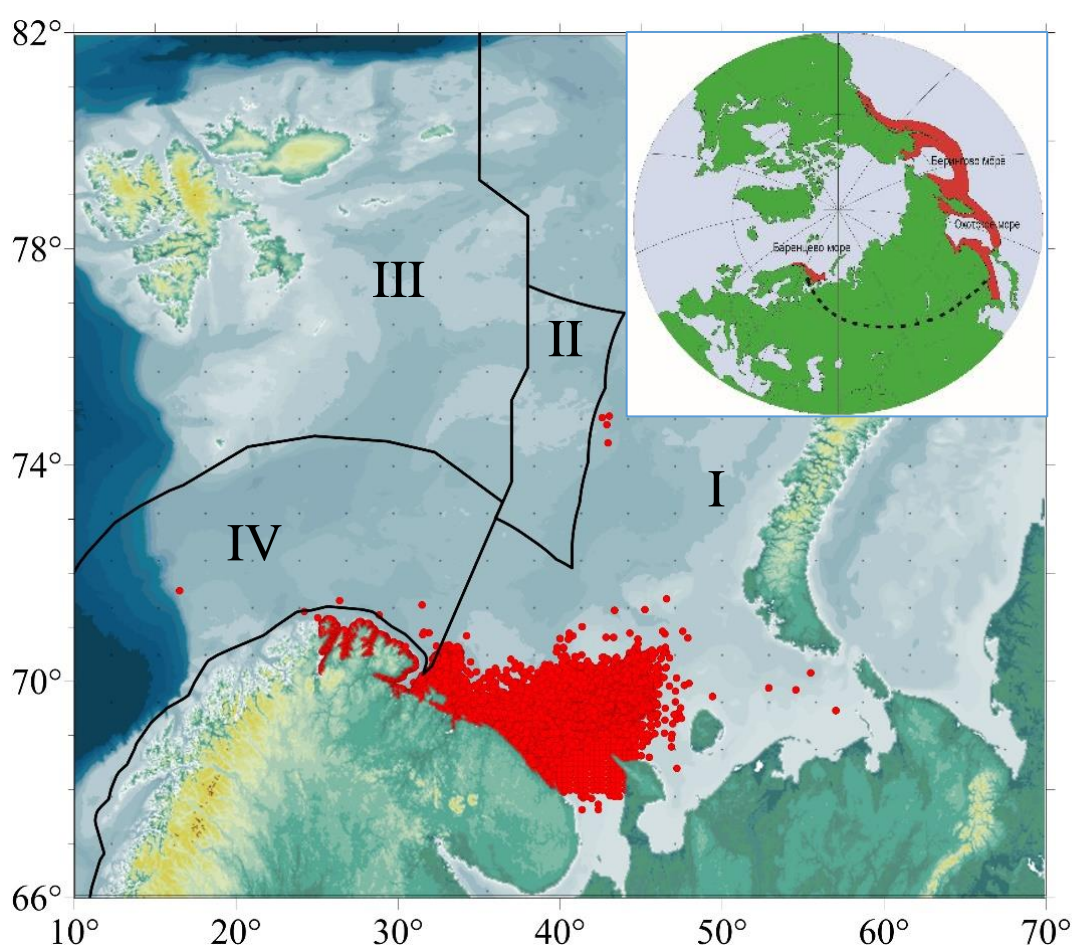


Рис. 3.1.1.1 Современное распределение камчатского краба в Баренцевом море (красные точки) и его тихоокеанский ареал (пунктирная стрелка – маршрут транспортировки краба в 1961 – 1969 гг.) I – исключительная экономическая зона (ИЭЗ) РФ, II – открытая часть Баренцева моря (ОЧБМ), III – район архипелага Шпицберген, IV – ИЭЗ Норвегии.

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).

За период исследований структура популяции камчатского краба претерпела существенные изменения (рис. 3.1.1.2) Активное расселение краба стало отмечаться с начала 90-х годов прошлого столетия. По данным первой специализированной съемки 1994 г., наибольшая численность камчатского краба была в юго-западных районах ИЭЗ России Баренцева моря (Варангерфьорд и Мотовский залив). В 1995 – 1999 гг. наблюдалась миграция краба в восточном направлении с активным освоением Западного Прибрежного и Восточного Прибрежного районов. Основу уловов в этих районах составили непромысловые самцы и неполовозрелые самки. Численность крабов остальных категорий была крайне низкой.

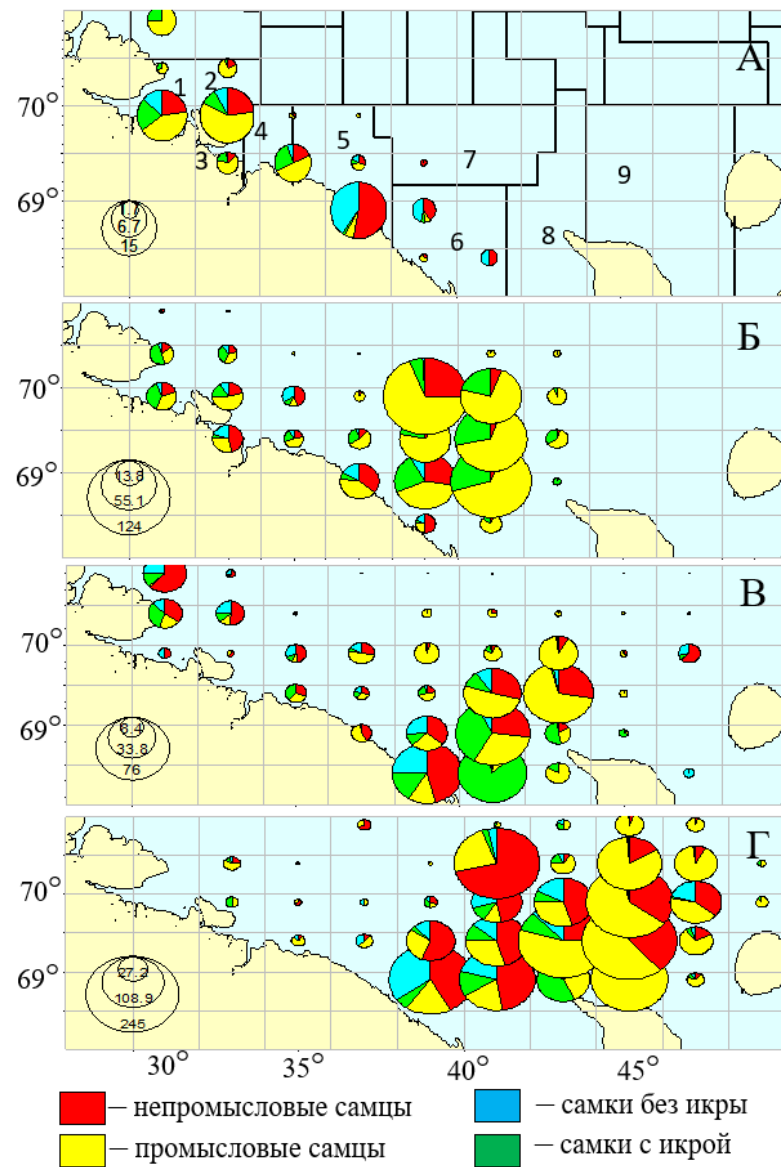


Рис. 3.1.1.2. Средние уловы камчатского краба (экз./час траления) различных категорий на юге Баренцева моря по данным исследовательских съемок в 1994 – 1999 гг. (А), 2000 – 2005 гг. (Б), 2006 – 2012 гг. (В), 2017 – 2020 гг. (Г) (1 – Варангерфьорд; 2 – Рыбачья банка; 3 – Мотовский залив; 4 – Кильдинская банка; 5 – Западный Прибрежный район; 6 – Восточный Прибрежный район; 7 – Мурманское мелководье; 8 – Канинская банка; 9 – Канино-Колгуевское мелководье).

С 2000 г. основные скопления регистрируются в прибрежных районах Восточного Мурмана (Восточный Прибрежный район) и на Мурманском мелководье. В конце 2010-х гг. отмечается дальнейшее смещение ядра промысловой части популяции в восточном направлении (в открытые воды Мурманского мелководья и Канинской банки), где сформировалась мощная

нагульная группировка взрослых особей, вплоть до настоящего времени составляющая основу всего промысла камчатского краба в Баренцевом море.

По результатам специализированных съемок камчатский краб встречался в районах с придонными температурами от $-0,97$ до $+8,70^{\circ}\text{C}$. Подавляющее большинство крабов в осенний период предпочитало районы с придонными положительными температурами от $2,5$ до $5,5^{\circ}\text{C}$. Весной диапазон придонных температур в этих районах смещался в сторону низких значений с интервалом от $-0,97$ до $+4,03^{\circ}\text{C}$. В российских водах Баренцева моря краб встречался на глубинах от $0,5$ до 343 м. Минимальные глубины ограничивались литоральной зоной (фактически урезом воды). Максимальные глубины, на которых отмечался краб, соответствуют максимальным глубинам прибрежной зоны Западного Мурмана. Промысловые самцы, неполовозрелая молодежь, а также пререкуты-1 и -2 распределялись равномерно на всем диапазоне глубин (рис. 3.1.1.3).

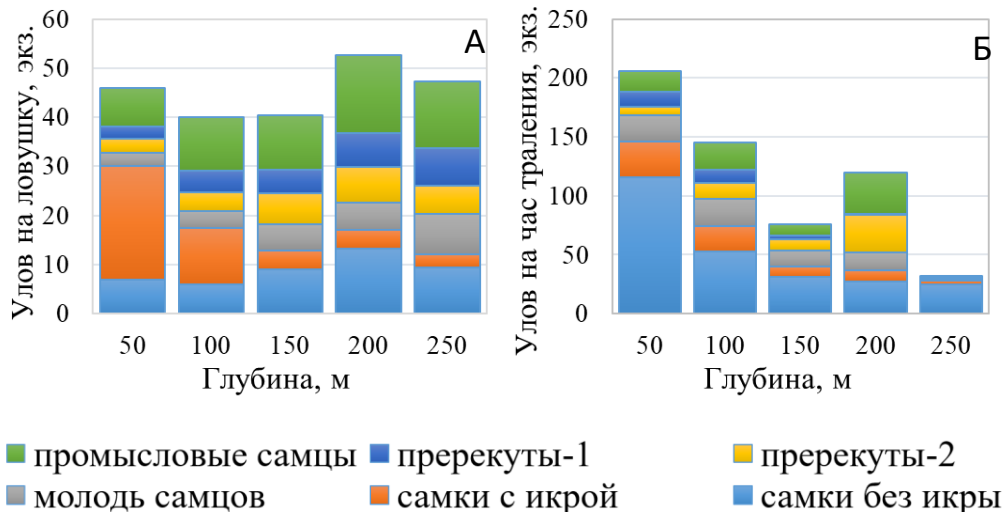


Рис. 3.1.1.3. Размерно-возрастной состав уловов камчатского краба в прибрежной зоне (А, экз./ловушку) и в открытом море (Б, экз./час траления) по диапазонам глубин на юге Баренцева моря по данным исследовательских съемок в 2012 – 2020 гг.

Анализ функциональной структуры показал, что промысловые самцы образуют единые скопления с пререкутами-1 ($r=0,56$; $p<0,05$), в меньшей степени

они связаны с пререкрутами-2 ($r=0,26$) и молодью ($r=0,07$). Половозрелая молодь самцов (с ШК < 109 мм) тесно агрегирует с самками аналогичных размеров ($r=0,96$; $p < 0,05$). Молодь с ШК 40 – 60 мм обычно держится в непосредственной близости от берега (до 25 км). Молодь свыше 80 мм по ШК начинает активно мигрировать, удаляясь от берега на 200 – 250 км и спускаясь на глубоководные участки. Достигая половозрелости крабы, образуют, как правило, обособленные скопления, в которых самки с икрой в большей степени держатся отдельно на мелководьях (средние глубины 30 – 80 м), совершая не столь удаленные от берега миграции (до 100 км) (рис. 3.1.1.4) Функциональная половая зрелость у них наступает при ШК > 100 мм, а доля 50%-ного созревания при ШК равной 120 мм.

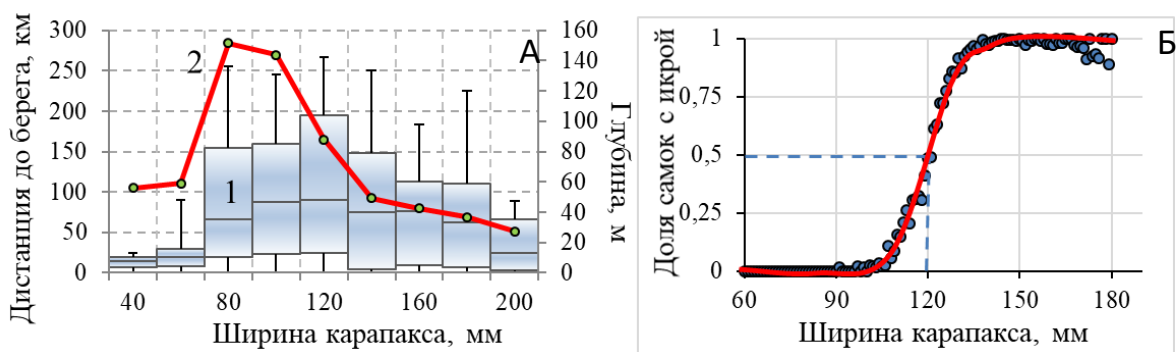


Рис. 3.1.1.4. Соотношение между размерами самок камчатского краба (ШК) и их распределением по удаленности от берега (1, прямоугольники с горизонтальной чертой – диапазон квартилей с медианой; планки погрешностей – 95% доверительный интервал, горизонтальная черта – средняя дистанция от берега) и по глубине (средняя величина) (2) (А), а также огиба половозрелости (зависимость доли самок с икрой от размеров их карапакса) (Б).

Временные ряды популяционных параметров запаса камчатского краба, полученные в ходе исследовательских съемок и промысла за последнее десятилетие, показывают удовлетворительное состояние запаса с 2014 г. (табл. 3.1.1.1). Существенный рост наблюдается в динамике индексов численности промысловых самцов и икранных самок, рассчитанных по данным исследовательских съемок. Результаты мониторинга и промысловой статистики показывают, что рекордная производительность лова отмечалась в 2014 – 2015 гг.

При этом доля травмированных особей и яловых самок (самок без икры с ШК более 130 мм) в 2010 – 2020 гг. сохраняется постоянной.

Таблица 3.1.1.1

Индикаторы* состояния запаса камчатского краба в российских водах Баренцева моря в 2010 – 2020 гг., оцененные по данным ловушечной съемки (съемка), научного мониторинга промысла (мониторинг) и промысловой статистики (ОСМ)

Источ-ник	Индикатор	Размер-ность	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Съемка	Пром. самцы	млн экз.	5	7	3	8	13	16	24	18	22	18	29
	Пререкруты I и II	млн экз.	18	17	13	6	7	6	14	12	14	11	20
	Самцы - молодь	млн экз.	6	4	1	1	1	1	3	4	1	2	4
	Самки с икрой	млн экз.	5	5	12	31	23	28	73	54	36	45	100
	Самки без икры	млн экз.	15	12	10	3	6	2	10	7	6	5	6
	Наличие травм	%	30	21	20	18	18	23	31	25	27	27	18
	Самки (>130 ШК) без икры	%	1,54	1,34	0,62	4,01	1,11	0,59	1,30	1,88	2,30	0,90	1,86
Мониторинг	Пром. самцы	экз./лов.	4,0	25,4	10,9	18,3	66,9	65,3	39,6	38,9	60,9	47,0	38,5
	Пререкруты I и II	экз./лов.	7,4	9,8	2,9	5,6	10,4	16,3	3,0	4,5	11,0	11,9	9,8
	Самцы - молодь	экз./лов.	0,13	1,45	0,24	0,41	0,30	10,85	0,25	0,00	1,39	0,00	0,00
	Самки с икрой	экз./лов.	7,99	0,26	1,40	4,27	1,71	2,71	1,06	0,66	2,33	2,95	0,25
	Самки без икры	экз./лов.	1,31	4,14	5,00	26,93	1,69	6,09	2,24	0,74	1,87	0,81	1,55
	Наличие травм	%	12,95	3,7	3,1	23,4		4,2	8,2	6,1	9,3	11,8	10,4
	Самки без икры	%	6,04	9,96	2,37	0,60	0,15	2,82	0,00	0,37	1,61	5,35	4,48
ОСМ	СРУЕ	кг/лов.	40	49	74	121	178	164	129	133	187	156	150
	Улов на с/с лова	т	4,4	8,2	9,7	17,4	19,7	21,5	18,7	18,5	21,1	19,7	18
	Запас (м-д Лесли)	тыс. т	5,8	9,3	18,9	27,2	37,9	26,2	22,2	15,6	19,8	21	21,3
	Пл-ть запаса (м-д Лесли)	т/ км ²	0,06	0,17	0,25	0,49	0,82	0,69	0,37	0,26	0,55	0,42	0,43

*_наилучшим значениям назначен зеленый цвет, средним – желтый, наихудшим – красный.

3.1.2 Жизненный цикл

Нерест камчатского краба в Баренцевом море 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 (Камчатский краб..., 2003). Сравнительный анализ основных репродуктивных параметров показал, что в настоящее время баренцевоморская популяция камчатского краба успешно воспроизводится и не испытывает заметного угнетения со стороны факторов внешней среды, несмотря на то, что является самой высокоширотной. 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. В июле-августе, завершая планктонный цикл, мальки оседают 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 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 (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 камчатский 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 (Reeves, Marasco, 1980; Reeves, 1988; Greenberg et al., 1991). Различия в коэффициентах естественной смертности связаны, по-видимому, с различными методами их оценки. 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.

3.1.3 Промысел

Камчатский краб в XXI веке стал одним из важнейших промысловых объектов Баренцева моря. 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 тыс. экз. 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 начала 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 в 2004-2007 гг.

При организации промысла краба в Баренцевом море был использован опыт управления в его нативном ареале. Схема такого управления совершенствовалась в течение нескольких десятилетий. К началу экспериментального промысла в Баренцевом море были подготовлены рекомендации по его регламентации, которые сводилось к 2 главным регуливающим 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 предстоящее начало коммерческого промысла, был рекомендован более осторожный 20% уровень изъятия.

С 2001 г. значительная часть рыболовного флота (5 судов) дислоцировалась в российской экономической зоне за пределами территориальных вод (рис. 3.1.3.1). В этот период стали появляться первые сообщения о фактах бесконтрольного промысла.

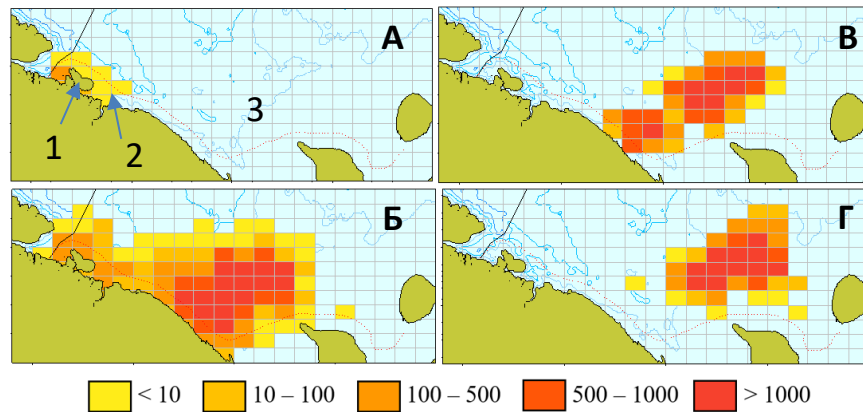


Рис. 3.1.3.1. Картограмма отечественного вылова (т) камчатского краба в прибрежных районах Западного Мурмана: Варангерфьорд (1), Мотовский залив (2) и Восточного Мурмана (3) в 1994 – 2000 (А); 2001 – 2013 (Б); 2014 – 2017 (В); 2018 – 2020 (Г).

В 2004 г. в ИЭЗ РФ Баренцева моря был начат широкомасштабный промышленный лов камчатского краба, который характеризовался резким увеличением промысловых нагрузок, расширением географии промысла и чрезмерной нагрузкой на популяцию в 2005 – 2006 гг. (Баканев, 2016). После значительного снижения величины промыслового запаса наблюдалось его постепенное восстановление с ростом ежегодного вылова с 4 до 11 тыс. т с 2010 по 2020 гг. (табл. 3.1.3.1). При этом по сравнению с предыдущими годами эксплуатация запаса осуществлялась на весьма ограниченной акватории (восточная часть ареала) и включала в себя следующие промысловые районы: Восточный прибрежный район, Канинская и Северо-Канинская банки, Мурманское и Канинско-Колгуевское мелководья (рис. 3.1.3.2).

Таблица 3.1.3.1

Общий допустимый улов и основные показатели промысла камчатского краба в ИЭЗ России в Баренцевом море в 2006 – 2020 гг. (по данным системы «Росрыболовство»)

Год	ОДУ, тыс. т	Вылов, тыс. т	Улов на судо-сутки лова, т	Улов на ловушку*, кг	Средняя масса** крабов**, кг
2006	14,60	12,639	7,7	120	4,1
2007	12,72	10,934	6,3	95	4,1
2008	12,48	9,291	4,2	66	4,1
2009	10,40	6,309	3,6	57	3,2
2010	4,00	3,940	4,4	40	3,0
2011	4,00	3,702	8,2	49	2,9
2012	5,50	5,209	9,7	74	3,0
2013	6,00	5,531	17,4	121	3,1
2014	6,50	5,995	19,7	178	3,2
2015	6,90	6,381	21,5	164	3,1
2016	8,51	8,300	18,7	129	3,5
2017	9,94	9,285	18,5	133	3,8
2018	9,94	9,187	21,1	187	4,0
2019	9,94	9,836	19,7	156	3,7
2020	10,94	10,820	18,0	150	3,7

*Стандартизированный показатель к улову трапецевидной ловушки;

**Поступивших в промышленную переработку (по данным наблюдателей и статистики выработки готовой продукции).

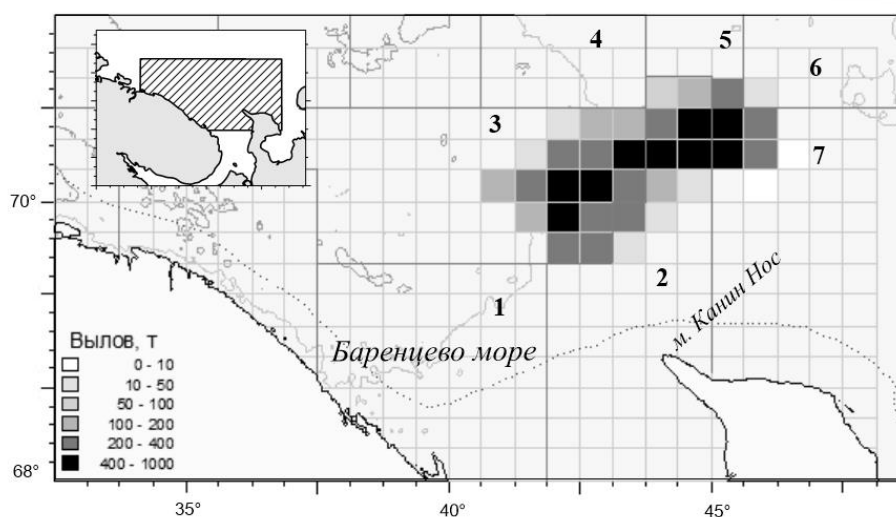


Рис. 3.1.3.2. Районы промысла камчатского краба в Баренцевом море на примере 2018 г. (1 – Восточный прибрежный район, 2 – Канинская банка, 3 – Мурманское мелководье, 4 – Западно-Центральный район, 5 – Северо-Канинская банка, 6 – Северный склон Канино-Колгуевского мелководья, 7 – Канино-Колгуевское мелководье).

Продолжительность промыслового сезона в 2010 – 2020 гг. варьировала от 2 до 5 месяцев, в последние годы составляя в среднем 2,5 месяца. Акватория

промысла включала в себя несколько промысловых районов и за исследованный период значительно менялась, ежегодно варьируя от 13 тыс. км² в 2018 г. до 36 тыс. км² в 2010 г. Количество добывающих судов с 2010 по 2014 гг. сократилось с 22 до 9, однако последние 3 года оно сохраняется на уровне 10 – 11 единиц. Промысел краба в анализируемый период велся в диапазоне придонных температур от 3,6°С до 9,1 °С. Наиболее производительные участки, которые охватывали более 90% площади акватории промысла, были отмечены при придонных температурах от 5,5 °С до 7,5 °С. Соленость в придонных слоях колебалась в пределах 33,4 – 34,7 ‰. Тип грунта был весьма однородным – ил (57%) и илистый песок (43%).

Промысел камчатского краба в Баренцевом море в последние годы осуществлялся трапециевидными (23,9%), прямоугольными (66,4%) и коническими (9,7%) ловушками. Лов коническими ловушками был эпизодическим в 2010 – 2012 гг. и 2017 г., а основные промысловые усилия в эти годы приходились на прямоугольные и трапециевидные ловушки. Динамика среднего улова на ловушку с 2010 – 2018 гг. сохранялась положительной за исключением периода 2015 – 2016 гг. для прямоугольных ловушек и 2015 – 2017 гг. для трапециевидных (рис. 3.1.3.3).

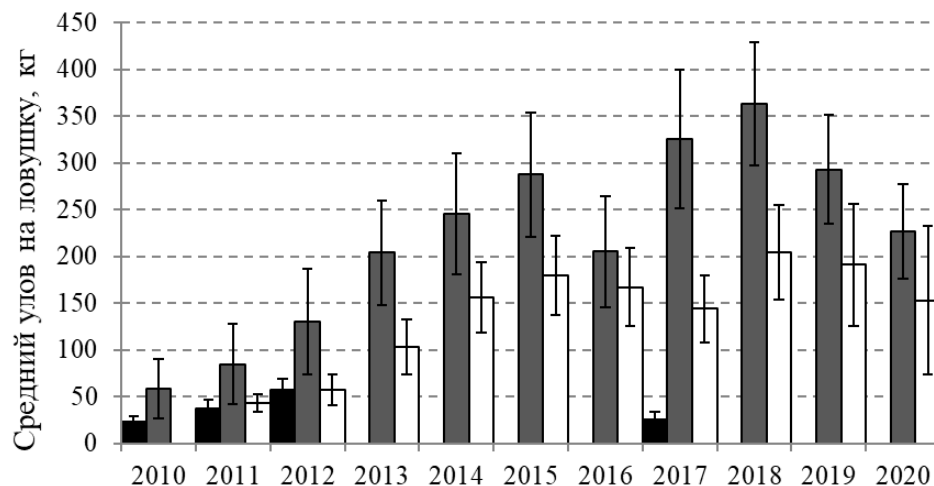


Рис. 3.1.3.3. Динамика среднего улова (кг) камчатского краба на одну коническую (■), прямоугольную (▒) и трапециевидную (□) ловушки в ходе его промысла в ИЭЗ РФ в 2010 – 2020 гг. (планки погрешностей – стандартное отклонение).

Для оценки факторов, влияющих на производительность промысла, и стандартизации уловов на усилие использовалась обобщенная линейная модель

(GLM). На временном ряде производительности промысла камчатского краба в 2010 – 2018 гг. анализировалось влияние следующих факторов: судно, тип ловушки, месяц, номер недели, промысловый район, диапазон глубин, тип грунта, придонная температура, соленость, удаленность от берега.

Пошаговое включение факторов в модель стандартизации показало, что наиболее значимое влияние на ежегодную динамику производительности лова помимо эффекта года (40% объясненной дисперсии) оказывают следующие факторы: судно, тип ловушки, количество ловушек в порядке, месяц (или неделя). При включении в модель временного фактора месяца последующее добавление временного фактора недели при этом не являлось значимым, и, наоборот, при первичном включении фактора недели в модель последующее добавление фактора месяца, вследствие их взаимной корреляции, не приводило к значимому уменьшению объясненной дисперсии. Несущественное влияние (объясненная дисперсия уменьшалась менее чем на 1%) было отмечено для следующих факторов – район, глубина, температура, соленость, удаленность от берега (табл. 3.1.3.2).

Таблица 3.1.3.2

Факторы и показатели диагностики модели стандартизации улова на усилие в ходе промысла камчатского краба в ИЭЗ РФ Баренцева моря в 2010 – 2018 гг. (факторы в модель включаются пошагово)

Фактор	Кол-во степеней свободы	AIC	Объясненная дисперсия (%)	Общий индекс влияния (%)
Год	8	28734	40	-
Судно	13	24524	58	4,85
Тип ловушки	2	21267	69	17,15
Кол-во ловушек	10	20737	70	6,36
Месяц	4	20334	71	5,65
Неделя	16	20170	72	2,32
Район	5	20116	72	2,66
Глубина	5	20171	72	0,33
Температура	6	19915	72	1,12
Соленость	5	19908	72	<0,01
Удаленность от берега	15	19909	72	<0,01

Последующий анализ динамики производительности проводился с помощью GLM, включавшей в себя следующие значимые факторы: судно, тип ловушки, количество ловушек в порядке, месяц. Динамика не стандартизированного (I^C) и стандартизированного (I^{CPUE}) индексов улова на ловушку совпадает на всем периоде исследований за исключением 2014 – 2015 и 2016 – 2017 гг. (рис. 3.1.3.4).

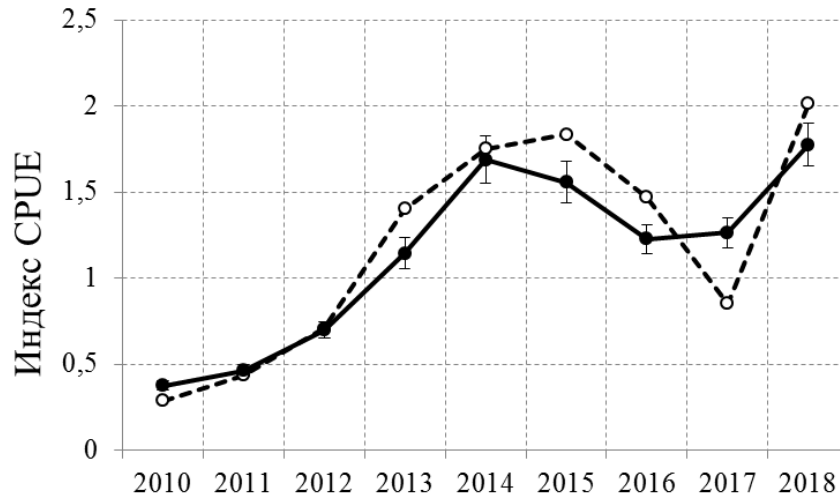


Рис. 3.1.3.4. Нестандартизированный (I^C , пунктирная линия) и стандартизированный (I^{CPUE} , сплошная линия) индексы улова на ловушку (CPUE) камчатского краба в ИЭЗ РФ в Баренцевом море в 2010 – 2018 гг. (планки погрешностей - стандартное отклонение).

При пошаговом включении факторов в модель существенные изменения динамики индекса (I^{CPUE}) проявляются на шаге включения фактора типа ловушки. Остальные факторы незначительно корректируют тренд. Динамика индексов влияния факторов показывает, что существенное влияние в GLM оказывает также фактор типа ловушки в отдельные годы (рис. 3.1.3.5). Такие изменения связаны с тем, что в разные промысловые сезоны соотношение и количество типов ловушек менялись. В отдельные годы (2010 – 2012 и 2017 гг.) промысел некоторыми судами велся только коническими ловушками, а в 2017 – 2018 гг. количество постановок трапецевидных ловушек превысило количество операций с применением прямоугольных ловушек, доминирующих ранее.



Рис. 3.1.3.5. Динамика индексов CPUE (I^{CPUE} , сплошная линия) при пошаговом включении факторов (пунктирная линия – предыдущий шаг, серые линии – все остальные уже рассмотренные шаги), а также динамика индексов влияния факторов в GLM при стандартизации CPUE камчатского краба в ходе его промысла в ИЭЗ РФ 2010 – 2018 гг.

Анализ факторов, влияющих на производительность промысла камчатского краба в ИЭЗ РФ Баренцева моря, показал, что динамика производительности промысла в большей степени зависит от производственных факторов (судна, типа ловушки), нежели от факторов среды (района, глубины, температуры, солености, типа грунта, удаленности от берега). Минимальное влияние факторов среды объясняется тем, что промысел в настоящее время ведется на весьма ограниченном участке, имеющим достаточно однородные природные условия, и проходит в относительно короткие временные рамки. В то же время временной фактор является существенным в рамках промыслового сезона, так как

производительность отечественного лова камчатского краба в Баренцевом море в ходе сезона закономерно снижается к его концу (Баканев, 2015б).

Весьма существенную роль в интегральной оценке производительности лова играет фактор типа ловушки. Конструктивные отличия конических, трапециевидных и прямоугольных ловушек в значительной мере отражаются на их производительности лова. Использование конических ловушек в 2017 г. заметно снизили нестандартизированный средний улов на усилие в этот год. В то же время это практически не повлияло на показатели в 2010 – 2012 гг., так как улов данным типом ловушек в эти годы был незначителен (см. рис. 4.4).

Несмотря на то, что влияние факторов среды на производительность лова было незначительным, в последующем при увеличении временного ряда их роль может возрасти. Например, включение фактора района в модель в настоящее время уменьшает объясненную дисперсию на 0,77%, что ниже порогового критерия. Несмотря на это общий индекс влияния этого фактора составляет 2,66% (см. табл. 4.6), и включение этого фактора в модель может менять динамику производительности в отдельные годы (2014 – 2015 гг.) на противоположную. Возможно, что при увеличении временного ряда и расширении географии промысла этот фактор увеличит свою значимость при стандартизации производительности промысла.

Одним из важных факторов, влияющих на стандартизацию производительности, является количество ловушек, приходящееся на одну операцию, т.е. количество ловушек, соединенных в один порядок. Этот же фактор, согласно проведенному сравнительному анализу данных наблюдателей в 2016 – 2018 гг. и соответствующей промысловой статистики, является источником больших неопределенностей, который может влиять на корректность оценки общей межгодовой динамики производительности промысла. Согласно базе данных, среднее количество ловушек в одном порядке во время рейсов, на которых присутствовали наблюдатели, составило 30 – 41 шт. в 2016 – 2018 гг. В 2016 г. количество ловушек в порядке варьировало от 18 до 22 шт., а в 2018 г. в среднем составило 21 шт. (с учетом постановок одиночных ловушек). Кроме того,

количество операций (постановок порядков) в период нахождения наблюдателей на борту судов заметно отличалось по данным наблюдателей от данных базы «Промысел», сформированной на основе судовых суточных донесений (ССД). Так, средняя производительность лова по данным ССД была выше на 40% в 2016 г., на 12 % в 2017 г. и на 20% в 2018 г., чем по данным наблюдателей. Это несоответствие ставит под сомнение корректность использования величины улова камчатского краба на одну ловушку как показателя CPUE по крайней мере в ИЭЗ РФ Баренцева моря. Для того, чтобы убрать неопределенность фактора количество ловушек в порядке необходимо в качестве усилия принимать не подъем одной ловушки, а сутки лова одного судна. При этом стандартизация улова на судно-сутки лова и выбор факторов, влияющих на динамику был проведен в соответствии с методом, описанным выше. В финальную модель были включены те же факторы, что и при стандартизации улова на ловушку, за исключением количества ловушек в порядке. Сравнительный анализ динамики индексов CPUE, где в качестве усилия берется одна ловушка и одни сутки лова на одно судно, показал, что тренды в некоторые периоды промысла не совпадают (рис. 3.1.3.6).

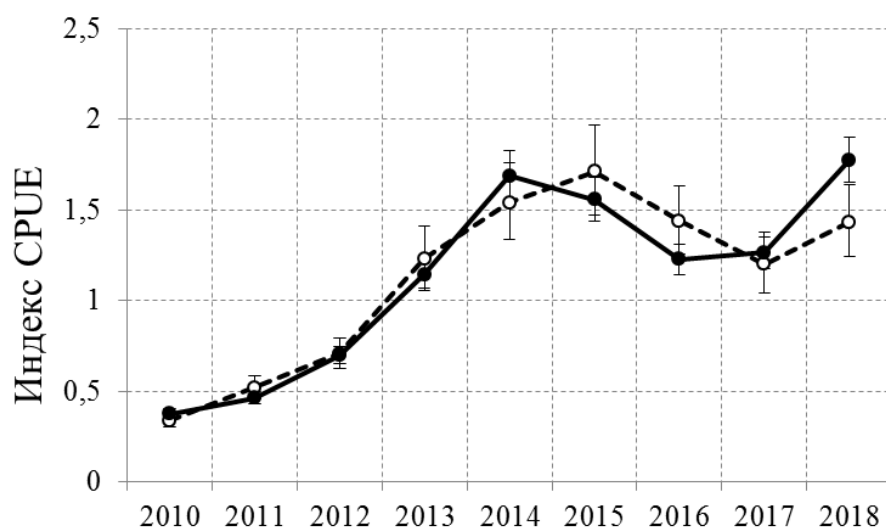


Рис. 3.1.3.6. Динамика индексов стандартизированных уловов на ловушку (сплошная линия) и на судно-сутки лова (пунктирная линия) камчатского краба в ИЭЗ РФ Баренцевом море в 2010 – 2018 гг. (планки погрешностей – стандартное отклонение).

Весьма сходная динамика индексов стандартизированных уловов на ловушку и на судо-сутки лова наблюдались в 2010 – 2014 гг. Противоположные тренды были отмечены для периодов 2014 – 2015 и 2016 – 2017 гг. Стоит отметить, что индекс улова на ловушку в 2018 г. был максимальным за исследовательский период, тогда как индекс улова на судо-сутки лова в этот год был ниже, чем показатели 2014 – 2016 гг. Возможной причиной такой несогласованности индексов может быть ошибочная оценка индекса улова на ловушку в 2018 г. по причине некорректных сообщений о количестве ловушек и операций (порядков) в ССД. Однако, в соответствии с рисунком 4.4, нестандартизированные уловы на трапециевидную и прямоугольные ловушки в 2018 г. были на максимальном уровне. Кроме того, сравнение производительности отдельно по судам также показывает, что большинство работавших в период 2013 – 2018 гг. краболовов в 2018 г. показали максимальные средние уловы на ловушку при средней суточной производительности. Более вероятной причиной несоответствия величин двух индексов в 2018 г. может быть более высокая «гиперстабильность» стандартизированного улова на судо-сутки лова, по сравнению со стандартизированным уловом на ловушку. Насыщение или «гиперстабильность» CPUE обычно свойственна в ситуациях, когда промысловый флот достиг максимальной эффективности и CPUE больше не увеличивается. Запас продолжает расти, а затем может начаться и снижение его биомассы, которое в CPUE не будет отражаться даже после достижения уровня обилия, при котором прекратился рост CPUE вследствие накопления опыта капитанами, модернизации оборудования и прочих технологических факторов (Кулик, 2018; Hilborn, Walters, 1992). В случае с промыслом камчатского краба в ИЭЗ РФ Баренцева моря в 2016 – 2018 гг. по данным наблюдателей суточная производительность лова была часто ограничена возможностями фабрики по переработке краба и достигала 15 – 16 т готовой продукции, в то время как насыщаемость ловушек камчатским крабом не достигала предельных значений. В соответствии с вышеизложенным, можно сделать вывод, что динамика CPUE, основанная на суточной производительности, в последние годы оказалась менее вариативной и в меньшей степени соответствовала динамике

состояния запаса, нежели стандартизированный улов на ловушку. Таким образом, при анализе промысловой статистики и стандартизации уловов на усилие целесообразно всесторонне оценивать не только совокупность возможных факторов, влияющих на производительность, но и динамику CPUE, полученную разными типами усилий. Несмотря на неопределенности в базе данных, сформированной на основе ССД, для оценки состояния запаса в настоящее время необходимо использовать индекс производительности, полученный при стандартизации средних уловов на ловушку.

Таким образом, в настоящее время межгодовая динамика производительности отечественного промысла камчатского краба баренцевоморской популяции в большей степени зависит от производственных факторов (судна, типа ловушки), нежели от факторов среды (района, глубины, температуры, солености, типа грунта, удаленности от берега). С увеличением временного ряда и географии промысла вероятно увеличение влияния таких предикторов как: район, глубина и удаленность от берега. Повышение значимости фактора температуры возможно при увеличении сезона промысла, тогда как в настоящее время, с учетом коротких промысловых сезонов 2014 – 2018 гг., вклад его незначителен.

При анализе данных промысловой статистики необходимо учитывать данные наблюдателей для оценки корректности базы данных, сформированной на основе ССД. Производительность лова по базе данных ССД может превышать на 12 – 40% таковую, полученную по данным наблюдателей. Это несоответствие связано с систематическими ошибками о количестве обработанных ловушек при подаче ССД.

Выяснено, что орудия лова, используемые на промысле камчатского краба в Баренцевом море, в настоящее время в меньшей степени испытывают насыщение, которое необходимо учитывать в стандартизации, в то время как суточный вылов может быть ограничен возможностями судовых фабрик по переработке краба.

3.2. Краб-стригун опилио

3.2.1 Распространение и распределение промысловых скоплений

Первые поимки *S. opilio* в Баренцевом море были отмечены в 1996 г. (Кузьмин и др., 1998). Результаты систематического мониторинга 2006 – 2020 гг. показывают, что этот краб образовал самовоспроизводящуюся популяцию в Баренцевом море, занимающую обширную акваторию. За период исследований площадь распространения этого вида увеличилась в 10 раз, а численность возросла на три порядка. В настоящее время площадь распространения краба составляет 618 тыс. км² и охватывает 34% площади Баренцева моря. В то же время процессы акклиматизации этого вида пока не завершены. Краб активно осваивает новые районы, а также увеличивает свою численность на уже заселенных акваториях (рис. 3.2.1.1).

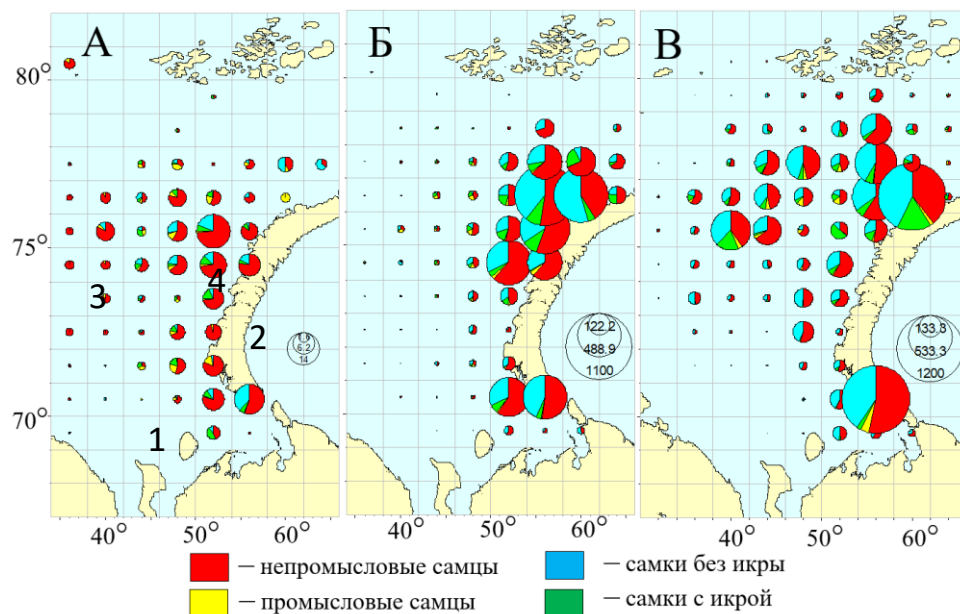


Рис. 3.2.1.1. Средние уловы краба-стригуна опилио (экз./15 мин. траления) различных категорий на юге Баренцева моря по данным исследовательских съемок в 2006 – 2010 гг. (А), 2011 – 2015 гг. (Б), 2016 – 2020 гг. (В) (1 – Гусиная банка; 2 – арх. Новая Земля; 3 – Центральная возвышенность; 4 – Новоземельская банка).

В начальный период исследования наиболее плотные скопления молодежи встречались на юго-востоке Баренцева моря (Гусиная банка) и в северо-восточных районах у побережья архипелага Новая Земля. Скопления половозрелых особей отмечались в центральных (Центральная возвышенность) и центрально-восточных (Новоземельская банка) районах. В 2017 – 2020 г. скопления молодежи и взрослых особей не имели четкой географической обособленности или каких-либо предпочтений по глубине. Краб встречается на глубинах от 17 до 551 м с преобладающим диапазоном 150 – 250 м. В последние 3 – 4 года расширение ареала не отмечено, однако исходя из экологических особенностей баренцевоморской популяции натурализация вида не может в настоящее время считаться завершенной в отдельных районах Баренцева моря и сопредельных водах (Стрелкова, 2016). Картографическое моделирование пространственного распространения краба-стригуна опилио в Баренцевом море не выявило факторов среды, препятствующих его проникновению в северо-западную часть Баренцева моря, т.е. в прибрежные воды архипелага Шпицберген.

Анализ влияния факторов по модели SDM на распределение краба показал, что наиболее значительный вклад приходится только на одну переменную – удаленность от ядра начального расселения краба. Климатические и ландшафтные факторы в настоящее время существенно не влияют на его расселение (табл. 3.2.1.1). В терминах биогеографии фактор удаленности от очага распространения является историческим (Второв, Дроздов, 2001). При полной натурализации вида и заселения им всей потенциально пригодной для обитания акватории вклад такого исторического фактора в распределение краба должен стать незначительным.

Рассмотрим подробнее физико-географические факторы и их влияние на распределение краба-стригуна опилио в Баренцевом море.

Таблица 3.2.1.1

Физико-географические факторы и их показатели, характеризующие район исследования (Баренцево море) и ареал краба-стригуна опилио, а также доля вклада этих факторов в распределение вида

Фактор среды	Баренцево море			Ареал краба			Вклад фактора
	2,5%	Медиана	97,5%	2,5%	Медиана	97,5%	
Удаленность от очага расселения, км	129	617	1166	76	352	653	0,749
Глубина, м	20	210	553	24	219	339	0,102
Коэффициент вариации глубины, %	0	22	89	3	17	60	0,073
Размер частиц грунта, мм	0,07	0,25	3,00	0,10	0,25	3,00	0,088
Придонная температура, °С	-0,90	0,65	6,96	-1,35	0,15	2,54	0,124
Градиент температуры, °С/км	0,001	0,016	0,051	0,003	0,018	0,043	0,002
Направление течений, °	22	208	359	27	210	346	0
Скорость течений, м/с	0	0,05	0,21	0,01	0,05	0,15	0,009
Соленость, ‰	33,61	34,94	35,11	33,43	34,96	35,03	0,030
Концентрация нитратов, ммоль/м ³	2,14	5,55	8,69	2,26	4,57	6,76	0,161
Концентрация фосфатов, ммоль/м ³	0,37	0,50	0,66	0,40	0,46	0,57	0,331
Концентрация кислорода (mol O ₂ /м ³)	6,64	7,70	8,06	7,53	7,80	8,06	0,135
Плотность распределения бентоса (кг на 1 милю траления)	0	3,48	104,30	0	12,18	135,49	0,004

Глубина. Краб-стригун опилио в 2005 – 2016 гг. в Баренцевом море встречался на глубинах от 17 до 380 м, но чаще всего его отмечали в диапазоне глубин 140 – 270 м. В настоящее время краб в своей экспансии не достиг районов материкового склона с глубинами 400 – 1000 м на западе и северо-востоке моря. Однако хорошо известно, что в нативном ареале краб-стригун не только отмечается на глубоководных участках, но и образует на них промысловые скопления (Слизкин, 1982). Таким образом, глубина Баренцева моря не может рассматриваться как лимитирующий фактор, а относительно высокий ее вклад (0,102) при моделировании встречаемости вида объясняется удаленностью глубоководных районов от очага его расселения.

Коэффициент вариации (CV) глубины отражает степень перепадов глубин или неровности дна в рамках отдельного полигона и может быть использован в исследовании приуроченности вида к различным элементам ландшафта (Второв, Дроздов, 2001). В Баренцевом море краб отмечался как на относительно пологих участках дна (CV<10%), так и на весьма неровных прибрежных участках со

сложным рельефом ($CV > 50\%$). Вклад фактора в распределение вида незначителен, каких-либо связей частоты встречаемости с величиной CV глубины не выявлено.

Размер частиц грунта отражает тип грунта, который для многих бентосных организмов является одним из главных ареалообразующих факторов (Саускан, 1996). Почти все дно Баренцево моря покрыто песчаным илом (64%, размер частиц – 0,01 – 0,25 мм) и илистым песком (22%, размер частиц – 0,26 – 0,75 мм), на которых было отмечено подавляющее большинство краба-стригуна опилио. Реже животные встречались на грунтах с примесью ракуши, гальки, гравия и камней. Крайне редко отмечалось их присутствие на грунтах, где преобладали крупноалевритовые осадки с губкой и камнями. В нативном ареале краб предпочитает илистые и песчано-илистые грунты. Однако молодь, которая в большей степени встречается на мелководье, чаще отмечается на песчаных и илисто-гравийных грунтах (Иванов, Соколов, 1997, Слизкин, 1982; Dufour, 1988). Таким образом, тип грунта на большей части Баренцева моря оптимален для жизнедеятельности краба стригуна-опилио и не является лимитирующим его расселение фактором (вклад в распределение относительно низок – 0,088).

Придонная температура является в значительной степени лимитирующим фактором, ограничивающим дальнейшее расселение краба в районы с повышенным теплосодержанием вод (Баканев, 2017). Краб в настоящее время встречается в диапазоне придонных температур от $-1,5^{\circ}\text{C}$ до $+6,5^{\circ}\text{C}$. Наибольшая его встречаемость отмечена при придонных температурах от $-1,5^{\circ}\text{C}$ до $+3,0^{\circ}\text{C}$. Этот диапазон охватывает 75% учетной площади в Баренцевом море. Данные моделирования (*SDM*) показывают, что температура может значимо влиять на распределение вида на завершающих этапах расселения. При этом долговременное изменение температуры может существенно лимитировать распределение краба при прогнозе его расселения (рис. 3.2.1.2).

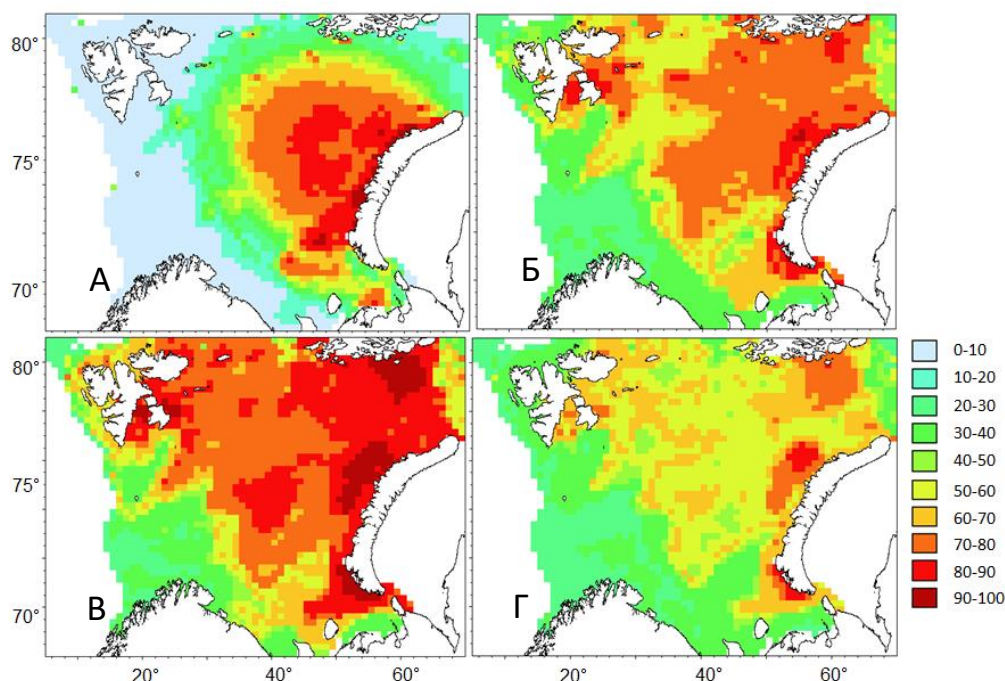


Рис. 3.2.1.2. Вероятность встречаемости (%) краба-стригуна в Баренцевом море в 2010 – 2016 гг. (А), а также прогноз его распределения при температуре, равной средней многолетней (Б) и, ниже среднемноголетней на 1 °С (В), выше среднемноголетней на 1 °С (Г).

При температуре, которая наблюдалась в 2010 – 2016 гг., акватория встречаемости краба может увеличиться в 1,5 раза, при этом площадь распространения краба с вероятностью встречаемости более 50% увеличится до 1237 тыс. км². Расширение ареала произойдет за счет северных и северо-западных районов Баренцева моря (рис. 3.6 Б). При похолодании придонных слоев на 1°С акватория увеличится в 2 раза по сравнению с современным распределением (рис. 3.6 В). Площадь распространения вида может составить 1421 тыс. км². Похолодание будет способствовать дальнейшей экспансии краба в западном направлении. При увеличении средней придонной температуры на 1 °С экспансия замедлится, а площадь распространения краба при его полной акклиматизации в Баренцевом море может составить 1019 тыс. км², т.е. на 20% больше площади современного распределения.

Вклад *горизонтального градиента температуры, направления течений, скорости течений и солёности* по оценке вероятностной модели распределения оценивается как незначительный. Однако одним из основных абиотических

факторов, способствующих широкому расселению краба в Дальневосточном регионе, является направление течений, переносящих личинок (Слизкин, 1982). В Баренцевом море существует сложная система поверхностных и глубинных течений, самым общим свойством которых является движение вод против часовой стрелки (Новицкий, 1961). Это свойство благоприятно сказалось на успешной акклиматизации вида, направив основной вектор расселения на северо-восток в район с наиболее оптимальным температурным режимом ($< 3^{\circ}\text{C}$) для развития молоди. Дальнейшему расселению краба в северо-западном направлении могут способствовать холодные течения из Арктического бассейна, направленные к югу от архипелага Земля Франца-Иосифа и вдоль восточных прибрежных районов архипелага Шпицберген.

Одним из возможных факторов, ограничивающих распространение краба в прибрежных районах, является соленость придонных вод, которые часто подвержены значительному опреснению (Anger, 2003). В то же время известно, что краб достаточно часто образует плотные скопления при пониженной солености вплоть до 32 ‰ (Слизкин, 1982). Учитывая, что 2/3 акватории Баренцева моря находятся под влиянием атлантических вод и даже на поверхности моря соленость воды превышает 34‰, а на остальной акватории моря соленость колеблется в пределах 32–34 ‰ (Добровольский, Залогин, 1982), фактор солености не будет играть значимую роль в дальнейшем расселении краба.

Вклад концентрации нитратов, фосфатов и кислорода оценивается весьма высоко (от 0,135 до 0,331). Такой значительный вклад этой группы факторов обусловлен, прежде всего, распределением вида по отношению к распределению типов водных масс Баренцева моря. В настоящее время краб практически не встречается в районах с атлантическими водами, которые наиболее широко распространены в западной части моря (к западу от 35° в.д.) (Ожигин и др., 2016). Атлантические воды характеризуются не только повышенным теплосодержанием, но и высокой концентрацией биогенных элементов (нитратов и фосфатов) и сравнительно низкими показателями растворенного кислорода. Возможно, что

концентрации рассматриваемых компонентов не являются сами по себе лимитирующими для расселения и не влияют непосредственно на распределение вида, однако эта гипотеза может быть подтверждена только при обнаружении скоплений краба в районах архипелага Шпицберген. В этих районах атлантические водные массы, смешиваясь с арктическими водами, охлаждаются до оптимальных для обитания краба температур и при этом имеют сравнительно высокое содержание биогенных элементов.

Таким образом, основные абиотические факторы среды в Баренцевом море, влияющие на распределение краба-стригуна, не препятствуют успешной дальнейшей акклиматизации вида, колонизации им новых акваторий и формированию плотных поселений в северном и северо-западном районах Баренцева моря. Многие авторы в числе факторов, влияющих на распределение краба-стригуна, справедливо указывают следующие биотические особенности: наличие кормового бентоса и хищников (Кобякова, 1958; Слизкин, 1982; Галкин, 1985). Бесспорно, что для формирования плотных скоплений краба, на основе которых можно организовать успешный промысел, необходимы существенные пищевые ресурсы. Весьма важно при этом отсутствие каннибализма и массовых хищников, которые могли бы подрвать численность популяции на ранних стадиях развития. Однако некоторые из авторов отмечают важность наличия кормовой базы в контексте формирования промысловых скоплений. К сожалению, недостаток данных о распределении кормового бентоса в северо-западных районах Баренцева моря не позволяет количественно доказать эту гипотезу. Включение данных о приловах бентосных организмов в ходе экосистемных съемок (*плотность распределения бентоса*) в моделирование распределения краба-стригуна опилио говорит о том, что влияние этой переменной в настоящее время незначительно по сравнению с абиотическими факторами среды.

Одним из важных показателей состояния промысловой популяции является динамика его численности или биомассы, которая может быть получена прямыми методами учета (исследовательская съемка) или аналитическим способом

(моделирование системы «запас-промысел»). До настоящего времени аналитические подходы к оценке запаса краба-стригуна опилю в Баренцевом море применялись ограниченно и требовали большого уровня допущений (Баканев, Павлов, 2010), поэтому оценка динамики запаса основывалась на прямом учете в ходе экосистемных съемок.

Вместе с тем анализ данных учета как краба-стригуна, так и других крупных бентосных организмов в 2005–2016 гг. показал, что «вспышки» численности краба в 2012–2013 гг., а также «провалы» в 2015–2016 гг. совпадают с тенденциями в изменениях численности основных бентосных видов (табл. 3.2.1.2).

Таблица 3.2.1.2

Оценки относительной численности краба-стригуна опилю и бентоса по результатам экосистемных исследований в Баренцевом море в 2005–2020 гг.

Год	Средняя плотность распределения (экз/траление)		Коэффициент относительной уловистости бентоса (q)	Индекс численности краба $I_t = C_t/q_t$, экз/траление
	краба по съемке, C	бентоса по съемке		
2005	0,17	62	0,04	4,43
2006	1,42	1006	1,10	1,29
2007	1,62	633	0,38	4,32
2008	7,21	1437	1,05	6,88
2009	2,78	130	0,21	13,19
2010	7,51	358	0,31	24,17
2011	53,60	701	0,52	103,88
2012	410,25	10442	5,60	73,20
2013	168,64	1990	1,48	113,75
2014	128,18	1737	0,96	133,93
2015	24,14	311	0,23	106,15
2016	12,53	203	0,13	96,25
2017	138,83	2060	1,32	105,22
2018	272,50	2338	1,50	181,98
2019	137,26	6230	3,99	34,41
2020	31,42	728	0,47	67,40

Учитывая, что синхронность в популяционных динамиках различных видов бентоса маловероятна, причиной таких изменений, вероятно, являлась изменчивая уловистость трала по отношению к донным организмам. При этом относительную

уловистость разных видов бентоса возможно оценить, если допустить, что в 2005 – 2016 гг. глобальных популяционных изменений в бентосных сообществах не происходило и численность популяций основных массовых видов в среднем была сравнительно стабильной (см. раздел «Материал и методика»).

С учетом полученного коэффициента относительной уловистости бентоса, значения которого были максимальными в 2012–2013 гг. и минимальными в 2015–2016 г., динамика рассчитанного индекса численности краба не имеет ярко выраженного пика в 2012 г. и значительного снижения в 2015 г., что наблюдается при прямых оценках индекса численности на основе его уловов в ходе съемок. Основываясь на показателях индекса численности, в динамике запаса можно выделить три периода: низкой численности в 2005–2008 гг., активного роста в 2009–2010 гг. и высокой численности в 2011–2016 гг. Однако в силу высоких неопределенностей в оценке индекса численности и снижающихся показателях относительной уловистости трала с 2012 г. весьма сложно судить об истинной динамике запаса в последние годы. Например, изменения размерного состава показывают, что в популяции краба периодически появляются высокоурожайные поколения, которые могут влиять на общую динамику численности популяции, а также величину его промыслового запаса (рис. 3.2.1.3).

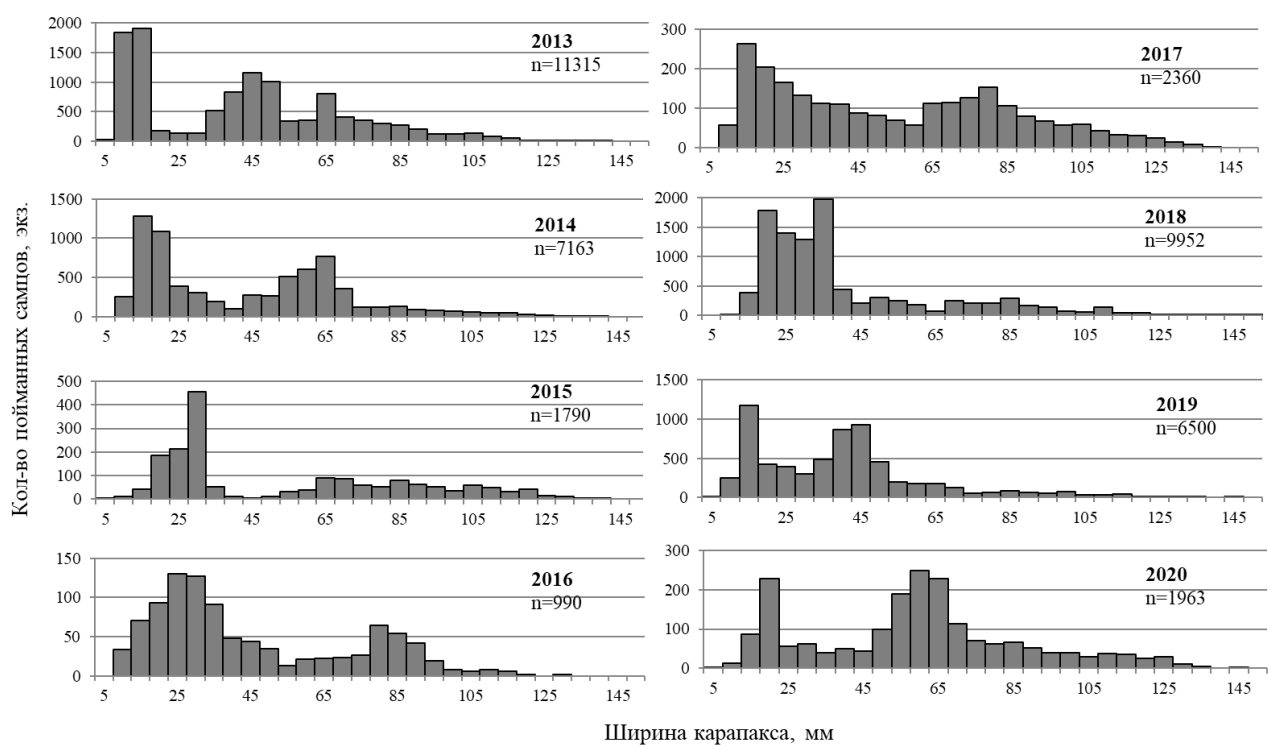


Рис. 3.2.1.3. Размерный состав уловов самцов краба-стригуна опилио в Баренцевом море по результатам экосистемных съемок в 2013 – 2020 гг.

В 2010 г. в уловах были отмечены крабы многочисленного поколения 2009 г. с шириной карапакса (ШК) 10–15 мм. В 2010 – 2013 гг. это высокоурожайное поколение доминировало в размерном составе уловов. В 2013 г. были отмечены крабы еще одного высокоурожайного поколения 2012 г. с ШК 10 – 15 мм, в 2014 – 2016 гг. особи двух высокоурожайных поколений составили основу размерно-частотного распределения уловов. Большинство особей поколения 2009 г. должны достигнуть промысловых размеров в 2016 – 2017 гг. и при этом существенно увеличить величину промыслового запаса. Однако в связи со снижающейся уловистостью трала в ходе экосистемных съемок эти тенденции не подтвердились. В последние годы отмечены урожайные поколения 2017 – 2018 гг. с ШК 30 – 40 мм в 2020 г., которые должны достичь промысловых размеров в 2024 – 2025 гг.

Таким образом, высокая неопределенность в индексах численности баренцевоморского краба-стригуна опилио не позволяет уверенно использовать их в качестве индикаторов состояния запаса в определенный год оценки. Поэтому результаты траловых съемок лишь косвенно могут быть использованы для оценки

статуса запаса краба, опираясь на изменения размерного состава его уловов, площади встречаемости и общих тенденций в динамике индекса численности последних лет.

Основываясь на соотношении ширины карапакса и высоты клешни, определили, что половая зрелость у самцов начинается с 4 лет при размерах около 40 мм по ШК, при этом размер 50%-го созревания составляет 80 мм. Функциональная половая зрелость у самок наступает при ШК > 35 мм, а размер 50%-ного созревания – при ШК равной 51 мм (рис. 3.2.1.4).

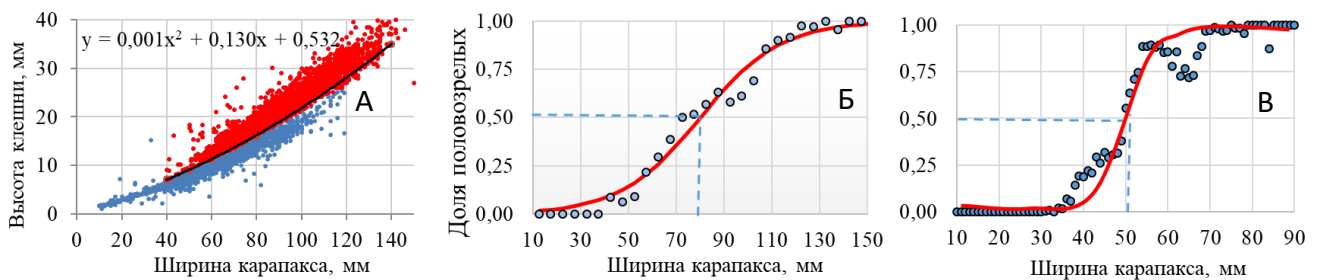


Рис. 3.2.1.4. Соотношение ширины карапакса и высоты клешни широкопалых (красные точки) и узкопалых (синие точки) самцов краба-стригуна опилио (А), а также огины половозрелости: зависимость доли широкопалых самцов от размеров их карапакса (Б) и зависимость доли самок с икрой от размеров их карапакса (В).

Временные ряды некоторых популяционных характеристик запаса опилио, полученные в ходе исследовательских съемок и промысла за последние десятилетие, показывают удовлетворительное состояние запаса с 2010 г. (табл. 3.2.1.3). Существенный рост показывают индексы численности самцов разных категорий с 2010 по 2018 гг., рассчитанные по исследовательским съемкам. Результаты мониторинга и промысловой статистики показывают, что рекордная производительность лова отмечалась в 2018-2019 гг. При этом доля травмированных особей и яловых самок (самок без икры с ШК более 70) сохраняется постоянной в 2010-2020 гг.

Индикаторы* состояния запаса краба-стригуна опилио в российских водах Баренцева моря в 2010 – 2020 гг., оцененные по данным экосистемной съемки (съемка), научного мониторинга промысла (мониторинг) и промысловой статистики (ОСМ)

Источник	Индикатор	Размерность	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Съемка	Пром. самцы	млн экз.	26	55	182	177	147	119	19	364	414	129	115
	Пререкруты I	млн экз.	3	56	160	132	105	52	57	243	295	71	57
	Пререкруты II	млн экз.	4	73	564	453	278	71	60	736	543	149	110
	Самки с икрой	млн экз.	5	5	12	31	23	28	73	54	36	45	100
	Самки без икры	млн экз.	15	12	10	3	6	2	10	7	6	5	6
	Наличие травм*	%	20	26	33	33	40	49	47	37	30	23	52
Мониторинг	Самки (>70 ШК) без икры	%	0.00	0.00	5.06	0.86	4.88	4.55	0.00	0.00	1.27	0.00	0.00
	Пром. самцы	экз./лов.					66.9	65.3	39.6	38.9	60.9	47.0	38.5
	Пререкруты I и II	экз./лов.					10.4	16.3	3.0	4.5	11.0	11.9	9.8
	Самцы - молодежь	экз./лов.					0.30	10.85	0.25	0.00	1.39	0.00	0.00
	Самки с икрой	экз./лов.					1.71	2.71	1.06	0.66	2.33	2.95	0.25
	Самки без икры	экз./лов.				25	1.69	6.09	2.24	0.74	1.87	0.81	1.55
ОСМ	Наличие травм	%				25	34	27	37	40	49	44	42
	Самки (>70 ШК) без икры	%					0.15	2.82	0.00	0.37	1.61	5.35	4.48
	СРУЕ	кг/лов.					11.26	7.36	6.08	8.23	7.74	10.11	9.13
	Улов на с/с лова	т					3.53	2.77	7.53	9.57	9.19	11.4	9.12

* _наилучшим значениям назначен зеленый цвет, средним – желтый, наихудшим – красный.

3.2.2 Жизненный цикл

Основываясь на данных гистологических исследований (Филина, 2016) и обнаружения личинок стадии зоэа I в планктонных пробах (Прокопчук и др., 2016), нерест краба-стригуна опилио в Баренцевом море проходит в мае – начале августа. Личинки обитают в водной толще, где они питаются, растут, проходят метаморфоз и вместе с другими планктонными организмами широко разносятся течениями. В своем развитии личинка проходит стадию презоэа, две стадии зоэа и одну декаподитную стадию (мегалопы) (Kurata, 1964). Пелагическое развитие личинок краба-стригуна опилио продолжительностью около 2 месяцев приходится на сроки массового цветения фитопланктона (в основном в фазу раннелетнего максимума (Макаревич, Дружкова, 2010)) – наиболее благоприятный период для жизни личинок (Слизкин, 1982). Личинки на стадии мегалопы были отмечены в Баренцевом море в августе-ноябре (Прокопчук и др., 2016). В этот период, вероятнее всего, происходит их оседание, линька и превращение в малька, который

всеми внешними признаками напоминает взрослого краба. Размер малька в этот период составляет около 3,2 мм по ШК. До достижения 20 мм по ШК и возраста 28 месяцев после перехода к донному образу жизни краб линяет каждые полгода, а затем межлиночный период увеличивается до года. У более крупных самцов межлиночный период может растягиваться до 2-3 лет (Comeau et al., 1991). В возрасте 9 лет самцы достигают ширины карапакса 97 мм (Sainte-Marie et al., 1995).

До сих пор не существует надежного способа для того, чтобы установить точный возраст, когда краб погибает, также как и возраст наступления полового созревания (Михайлов и др., 2003). Однако, в процессе изучения размерного состава популяции и прироста крабов после линьки в полевых и лабораторных условиях удалось получить приблизительную картину взаимосвязи размера и возраста (Sainte-Marie et al., 1995). Согласно этим данным, после 14-й линьки в возрасте 11 лет краб имеет размеры около 135 мм. В. И. Михайлов с соавторами (2003) позволил предположить, что последней, 15-й линьки в возрасте 12-13 лет (при межлиночном периоде один-два года) узкопалые крабы в Охотском море после трансформации в широкопалых могут достигать предельных размеров около 160 мм. Далее авторы заключают, что продолжительность жизни самцов опилио в Охотском море может колебаться от 10 до 19 лет.

В процессе роста и постепенного перехода на глубину происходит половое созревание крабов (Михайлов и др., 2003). Самки, достигнув половозрелости, перестают линять, и поэтому их рост прекращается (Yoshida, 1941). После этой «терминальной» линьки они больше не линяют, а только спариваются и откладывают икру. Самцы имеют линьку, отличающуюся изменениями в аллометрическом соотношении между размерами клешни и карапакса. Эта линька гомологична «пубертантной» линьке, описанной для других *Majidae* (Jamieson et al., 1995). Отмечено, что у опилио популяций Сахалина по достижении крабами 80-90 мм резко изменяется характер роста клешни (Паринова, 1989). Анализ самцов краба-стригуна опилио в Японском море показал, что узкопалые линяют раз в год, а широкопалые уже претерпели терминальную линьку (Yamasaki, Kiwahara, 1991).

Сперматогенез самцов стригуна опилено подробно описан в работе В. Я. Федосеева (1988). Самцам стригуна опилено свойственна так называемая «волна» сперматогенного эпителия, которая характеризуется упорядоченным расположением асинхронно развивающихся поколений половых клеток по длине семенного канальца. Именно благодаря асинхронности развития половых клеток и небольшой длительности сперматогенеза (около 84 дней) образование сперматозоидов и сперматофоров не приурочено к определенному времени года, а происходит постоянно, вследствие чего они могут участвовать в копуляции практически в любое время года (Федосеев, 1988; Федосеев, Слизкин, 1988).

Внутреннее оплодотворение и способность оплодотворять созревшие порции икринок в отсутствие самцов только лишь запасенной после спаривания спермой, причем не менее, чем двух-трех кладок (Watson, 1970; Paul, 1984), позволяет самкам не встречаться с самцами ежегодно (Федосеев, 1988), но обычно стригуны спариваются каждый год или даже чаще. Другие исследователи также полагают, что получение самками жизнеспособного потомства в третий раз после единственного спаривания вполне вероятно (Михайлов и др., 2003). В то же время имеются данные, что к третьему вымету у содержащихся в неволе икряных самок сперма в сперматеках теряет способность оплодотворять яйца (Paul, 1984).

Указанные особенности репродуктивной биологии стригунов позволяют им в ряде случаев отказаться от протяженных нерестовых миграций. Репродуктивные миграции, вероятно, также необязательны для той части крабов, которые переместились на глубины более 400 м, т.е. тех, что локализируются слишком далеко от мест спаривания. Тем не менее, существует также мнение, что взрослые самцы со старым панцирем, претерпевшие терминальную линьку, вынуждены совершать миграции в районы агрегированных скоплений самок, уже однажды давших потомство (Jadamec et al., 1999).

Известно, что взрослые самцы крабов-стригунов с чистым или слегка загрязненным панцирем после конечной линьки приобретают товарное качество (высокое наполнение конечностей мышечной тканью) и могут приниматься в обработку еще на протяжении нескольких лет. Так, по данным мечения

претерпевших конечную линьку самцов опилио у побережья Восточной Канады, установлено, что их коммерческая ценность наиболее высока в период 2,0–4,5 лет после линьки, а репродуктивная активность приходится на период от 2,0 до 5,5 лет (Fonseca et al., 2008).

3.2.3 Промысел

В настоящее время краб-стригун опилио наиболее перспективный объект добычи в Баренцевом море, чей промысел только начал развиваться. Широкомасштабная международная эксплуатация стала возможна благодаря стремительной и успешной экспансии этого вида в баренцевоморском регионе за весьма короткий период времени.

Освоение запаса краба-стригуна опилио в Баренцевом море началось в середине 2013 г. в Открытой части Баренцева моря (ОЧБМ), т.е. в центральном районе моря за пределами национальных экономических зон. Промысел проводился одним судном под флагом Испании и двумя норвежскими краболовами. В декабре 2013 г. два российских судна присоединились к нерегулируемой добыче в этом районе (рис. 3.2.3.1). В 2014 г. к международному промыслу присоединились суда Латвии и Литвы, имеющие, как и испанское судно, российское происхождение и опыт отечественного промысла в дальневосточном регионе. В этот период количество российских судов увеличилось до 12 единиц (табл. 3.2.3.1). Средний суточный вылов на судно варьировал от 2,5 до 4,9 т, достигнув максимума в июле. Российский вылов составил 4,1 тыс. т, а иностранный превысил 4 тыс. т. В 2015 г. российский флот увеличился до 27 единиц. Отечественный годовой вылов достиг 8 тыс. т, а иностранный - не менее 16 тыс. т (данные, основанные на объемах продукции, выгруженной в Норвегии).

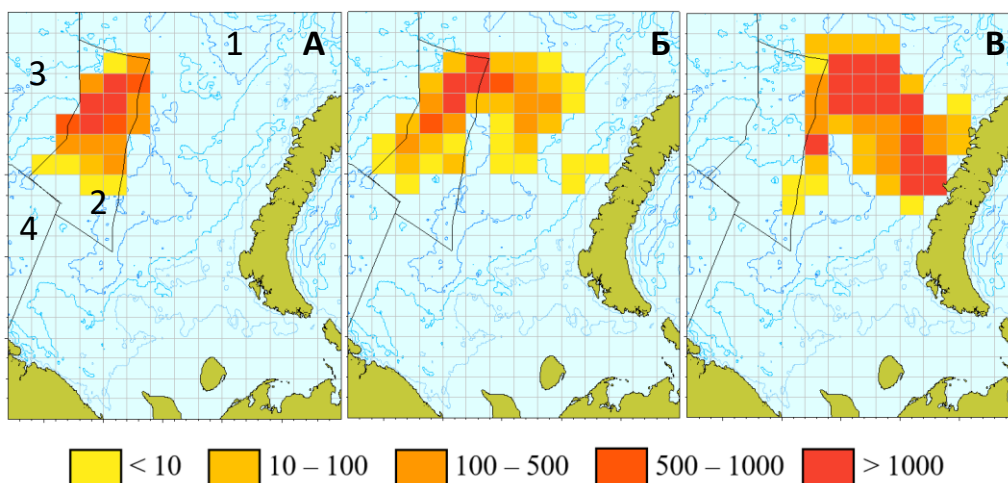


Рис. 3.2.3.1. Картограмма распределения отечественного вылова (т) краба-стригуна опилио в районах Баренцева моря: ИЭЗ России (1), ОЧБМ (2), р-не арх. Шпицберген (3), ИЭЗ Норвегии (4) в 2013 – 2015 (А); 2016 (Б); 2017 – 2020 (В).

Таблица 3.2.3.1

Основные показатели российского промысла краба-стригуна опилио в Баренцевом море в 2013 – 2020 гг.

Период промысла		Акватория промысла, тыс. км ²	Кол-во		Производительность (СРUE), кг/ловушку		Средний вылов на судо-сутки лова, т	Вылов, тыс. т
год	месяц		судов	промысловых операций, тыс. экз.	нестандартизированная	стандартизированная		
2013	12	29	2	2,4	-	-	2,82	0,062
2014	4-12	60	12	788,7	5,55	11,26	3,53	4,104
2015	1-12	60	20	2894,7	2,98	7,36	2,77	8,895
2016	1-12	130	18	2581,5	2,48	6,08	7,53	7,699
2017	3-7, 11	67	10	91,7	21,86	8,23	9,57	7,840
2018	3-9, 11	51	11	410,8	18,04	7,74	9,19	9,728
2019	3-7, 11	76	10	496,4	20,14	10,11	11,4	9,778
2020	2-12	133	17	1022,9	13,76	9,13	9,12	13,202

Большинство судов использовали конические ловушки. В связи с этим, для расчета средней производительности промысла по месяцам была использована промысловая статистика с судов, вооруженных именно этим типом ловушек. Максимальная производительность промысла была отмечена во втором квартале (май, июнь) и составила 15 – 20 промысловых самцов на одну коническую ловушку. Средний суточный вылов на судно варьировал от 2,5 до 4,9 т (см. табл. 3.2.3.1), достигнув максимума в июле. Как суточная производительность лова, так и улов на ловушку в ходе промысла снизились с июля по декабрь на 30-60 %.

В 2015 – 2016 гг. в промысле участвовало от 18 до 20 российских специализированных краболовных судов. Район промысла охватывал большую

часть ОЧБМ. Максимальная производительность также была отмечена во втором квартале, однако среднесуточные уловы были на 10 – 20 % ниже уровня 2014 г. (рис. 3.2.3.2).

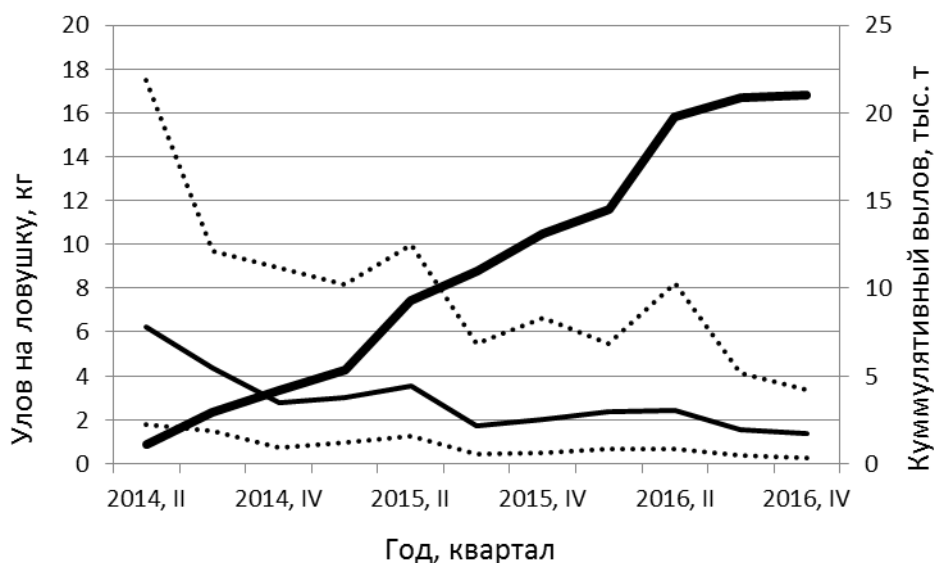


Рис. 3.2.3.2. Куммулятивный вылов (—) и динамика среднего улова на ловушку (— — медиана, — границы 95%-ного доверительного интервала) краба-стригуна опилио в 2014 – 2016 гг. в открытой части Баренцева моря (ОЧБМ).

С момента начала нерегулируемого промысла в ОЧБМ суммарный российский вылов к концу 2016 г. превысил 20 тыс. т, а иностранный достиг 35 тыс. т. Снижающаяся производительность на фоне интенсивного и масштабного промысла свидетельствовала о существенном перелове запаса в этом регионе. В связи с этим в целях сохранения запаса в середине 2016 г. Российская Федерация и Королевство Норвегия, в рамках Смешанной российско-норвежской комиссии по рыболовству договорились о совместном регулировании промысла краба-стригуна опилио в ОЧБМ для предотвращения незаконного, несообщаемого и нерегулируемого промысла.

В 2016 г. после проведения аукциона по распределению квот на вылов краба-стригуна опилио был открыт его промысел в ИЭЗ РФ Баренцева моря. Добыча краба-стригуна в российских водах велась с рекордной производительностью, что позволило освоить ОДУ (1,6 тыс. т) в течение двух месяцев после открытия промысла. Всего в добыче краба участвовало пять судов

со среднесуточной производительностью 8,4 т. Результаты промысла подтвердили предыдущие оптимистические оценки промыслового запаса краба-стригуна опилио в ИЭЗ РФ Баренцева моря, выполненные в ходе экосистемных съемок. По результатам съемок промысловые скопления краба встречались на весьма обширной акватории ИЭЗ РФ (523 тыс. км²). Итоги промысла показали, что плотность таких скоплений позволяет устойчиво вести эксплуатацию нового запаса на уровне производительности в Тихоокеанском регионе.

С 2017 г. идет ежегодное наращивание промысловых усилий; к 2020 г. количество судов на промысле достигло 17 единиц, а вылов превысил 13 тыс. т. Стабильное и благополучное состояние запаса позволяет рекомендовать его изъятие в долгосрочной перспективе на уровне 70 тыс. т.

3.3. Северная креветка

3.3.1 Распространение и распределение промысловых скоплений

Северная креветка – один из самых массовых видов беспозвоночных Баренцева моря, являющийся традиционным нерыбным объектом промысла в Северном бассейне (Беренбойм, 1992). По результатам экосистемных съемок 2004 – 2020 гг. в Баренцевом море наиболее плотные концентрации этого вида располагались в районах впадин, желобов и подножья мелководных банок на илисто-песчаных и илистых грунтах. В отличие от крабов-вселенцев пространственная динамика этого аборигенного вида менее вариативна (рис. 3.3.1.1). В 2004 – 2007 гг. основные промысловые скопления отмечались в двух районах: прибрежных водах арх. Шпицберген и центральной части Баренцева моря, включая ОЧБМ. В последующие годы средние уловы в районе арх. Шпицберген снижались, а плотные скопления в центральной части Баренцева моря стали менее выраженными. В последние годы основные скопления северной креветки, на которых базируется промысел, отмечаются в районах ИЭЗ Российской Федерации у берегов арх. Новая Земля.

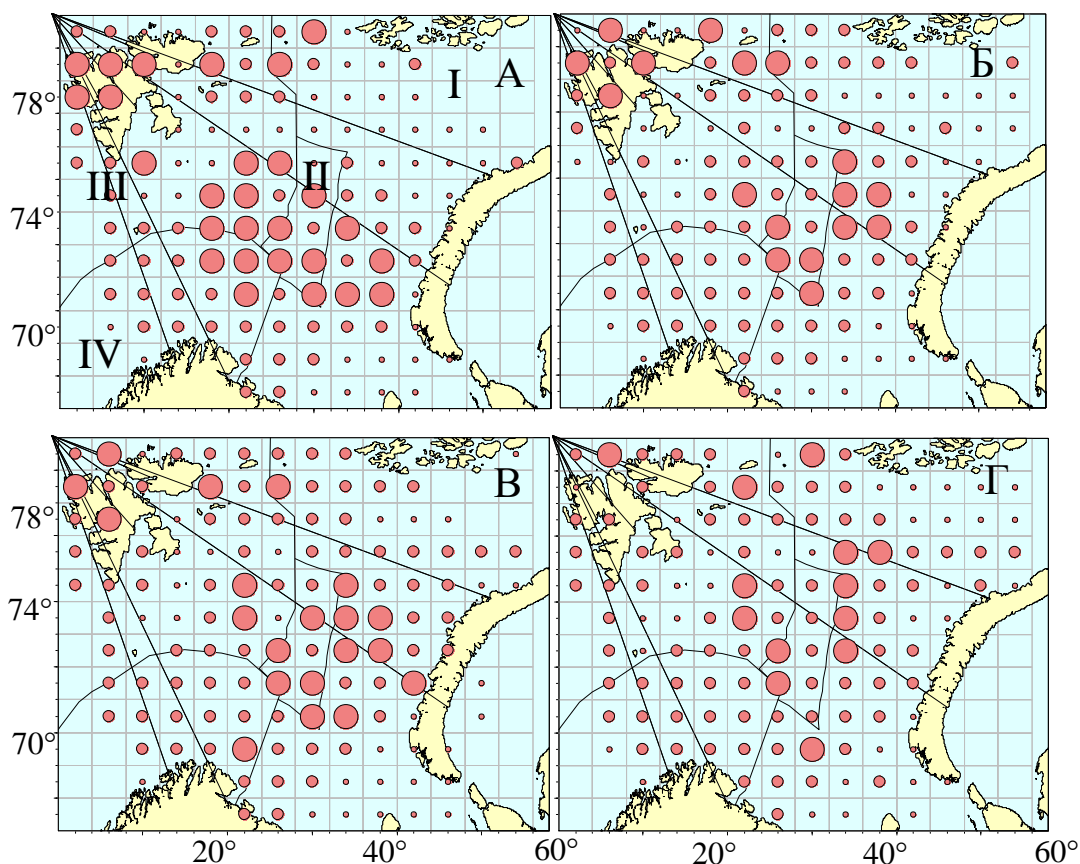


Рис. 3.3.1.1. Средние уловы северной креветки (экз./15 мин. траления) в Баренцевом море по данным исследовательских съемок в 2004 – 2007 гг. (А), 2008 – 2011 гг. (Б), 2012 – 2015 гг. (В), 2016 – 2020 гг. (Г). I – исключительная экономическая зона (ИЭЗ) РФ, II – открытая часть Баренцева моря (ОЧБМ), III – район архипелага Шпицберген, IV – ИЭЗ Норвегии.

В ходе экосистемных съемок северная креветка встречалась при широком диапазоне температур от $-1,8$ до $+8,5^{\circ}\text{C}$, однако наиболее плотные концентрации были приурочены к зонам полярного фронта с придонными температурами от $-1,7$ до $+2,2^{\circ}\text{C}$. При этом креветка встречалась на глубине 50 – 1360 м с преобладающим диапазоном 200 – 350 м.

Размерное распределение выборок креветок из всех районов исследований полимодально и асимметрично (рис. 3.3.1.2). Выделенные размерные группы позволяют более или менее точно судить о возрасте входящих в выборки особей. Анализ размерно-вариационных рядов показал, что в уловах при проведении траловых съемок молодь креветки, как правило, встречается с возраста двух лет. Размеры этой возрастной группы в зависимости от района варьируют в

пределах от 10 до 14,5 мм по длине карапакса. В возрасте 1+ креветка встречается единично и представлена в основном в районах, прилегающих к Шпицбергену. Размеры годовиков обычно не превышают 10 мм, что хорошо согласуется с данными норвежских коллег, которые для исследований молодежи используют мальковую сеть (Hansen, Aschan, 2020). Годовики из уловов мальковой сети имеют размеры 6 – 10 мм по длине карапакса.

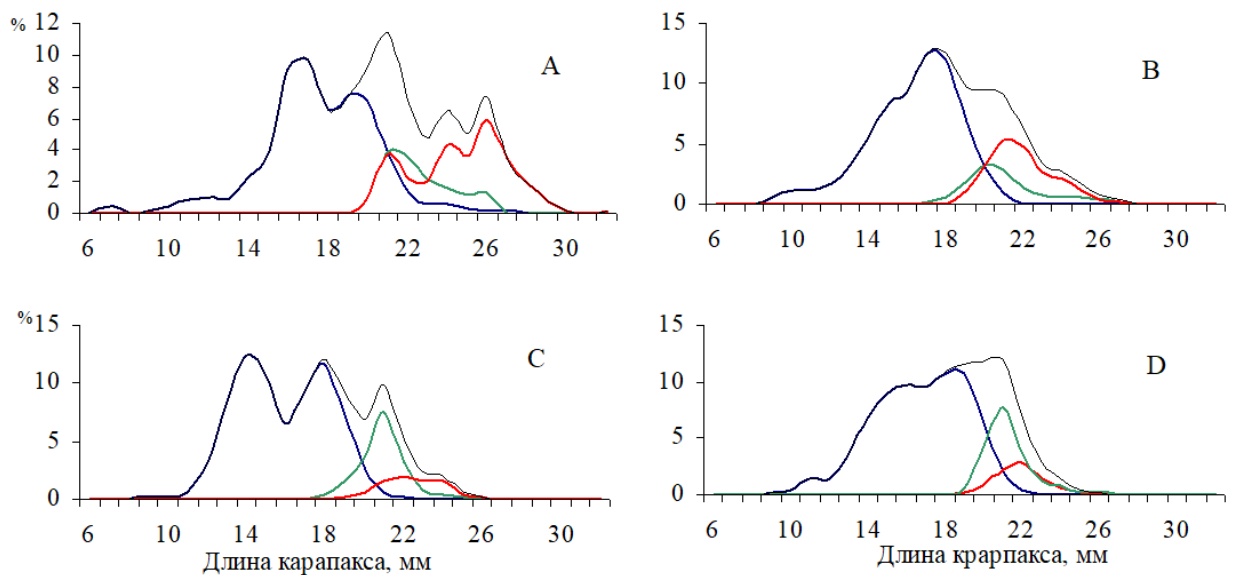


Рис. 3.3.1.2. Типичный размерный состав скоплений северной креветки Баренцева моря по результатам российских съемок 2010 – 2020 гг. (Западный Шпицберген (А), Западный Желоб (В), Прибрежный район (С) и Гусиная банка (D), синяя линия – самцы, зеленая – самки с шипами, красная – самки без шипов, черная – общая).

Анализ размерной структуры уловов выявил 6 возрастных групп в большинстве районов исследования. В некоторые годы визуально определялись 7 возрастных групп креветки, а в районе Западного Шпицбергена 8 – 9. Первые и последние возрастные группы встречались в уловах не каждый год. Тем не менее, они выявлялись достаточно часто, что дало возможность определить средние размеры для этих возрастов в целом по районам за весь период наблюдения. Интервалы между модами годовых классов, т.е. возрастных групп, в среднем

составляли 2 мм для северных районов (районы о-вов Медвежий, Западного Шпицбергена) и 3 – 4 мм для южных (Прибрежный район, банка Демидовская и Центральное плато). Старшие возрастные группы имеют большую трансгрессию размеров особей смежных возрастов и часто перекрывали друг друга.

Модальные размеры средних возрастных групп изменялись как по районам, так и по годам. Так за весь период исследований наименьшие модальные размеры северной креветки в возрасте 3 – 6 лет отмечены для районов о-вов Медвежий и Западного Шпицбергена. Моды этих возрастов ниже среднемноголетних мод по всем районам на 0,2 – 0,4 мм. Наиболее крупные размеры в возрастах 3 – 8 лет были у креветки в районах Западного желоба и Прибрежном районе.

Мощность годовых классов также варьирует в различных районах. Тем не менее, во всех районах прослеживаются 1 – 2 возрастные группы, доминирующие в уловах. Так, на Гусиной банке в основном встречается креветка с модальными размерами 16 – 18 мм (возраст – 3 – 4 года). В некоторые годы здесь прослеживаются также поколения с модой 21 – 23 мм по длине карапакса (возраст 5 – 6 лет). В Прибрежном районе можно выделить 3 размерных класса, которые имели разную численность в течение всего периода исследования. Эти классы условно можно отнести к возрасту 3, 4 и 5 лет. На акваториях Центрального плато и Демидовской банки в уловах встречалась креветка с модальными размерами 16 – 19 мм и 20 – 21 мм. Сходное распределение было отмечено и в Западном желобе. Однако здесь в некоторые годы увеличивалась доля креветок с модой 22 – 24 мм. Районы Западного желоба и Демидовской банки находятся в непосредственной близости друг от друга. Поэтому распределение размерно-вариационных частот уловов креветки и мощность годовых классов в некоторые годы имеет сходный характер. В районах о-ва Медвежий, Зюйдкапского желоба и Западного Шпицбергена в уловах были отмечены поколения разной мощности, среди которых обычно доминировали креветка с модальными размерами 14 – 16, 17 – 19, 21 – 23 мм в возрасте 3, 4 и 5 лет.

Анализ размерного состава уловов северной креветки, выловленной во время российских траловых съемок, показал, что прилов молодежи с длиной карапакса

менее 15 мм в среднем не превышает 3,5 %. Высокий процент прилова молодежи отмечен на Гусиной банке, где он в среднем составил 10,3 % за весь период исследований (табл. 3.3.1.1). Следовательно, при промысловой мере 15 мм и норме прилова молодежи 10% промысел креветки на Гусиной банке мог быть закрыт постоянно. Ежегодный прилов молодежи в этом районе варьировал в пределах 1,5 – 29,7%. Для других районов этот показатель не превышал 4,8 %. Следует отметить достаточно сильную межгодовую изменчивость прилова молодежи по районам. Нередко относительная численность молодежи может отличаться на порядок в разные годы. Тем не менее, такой характер динамики численности молодежи не приводит к значительным изменениям численности поколений в возрасте 3 – 4 лет, которые доминируют в уловах.

Таблица 3.3.1.1

Средние соотношения доли молодежи, самцов, самок северной креветки, а также длина их 50-процентного созревания (L50) в районах Баренцева моря и Шпицбергена по результатам российских съемок 2010 – 2020 гг.

Районы	Молодая креветка (ДК < 15 мм), %	Самцы, %	Самки со стермальными шипами, %	Самки без стермальных шипов, %	L50, мм
Зап.Шпицбергена	4,8	57,7	26,2	16,1	22,7
Зюйдкапского желоба	3,2	66,9	26,0	7,1	23,1
О-ва Медвежий	4,4	67,8	16,0	16,2	21,3
Западного желоба	4,7	67,7	15,6	16,7	21,8
Центрального плато, Демидовской банки	2,6	65,4	15,2	19,4	22,0
Гусиной банки	10,3	76,4	9,5	14,1	21,2
Прибрежный	4,3	57,5	17,5	25,0	21,6

Соотношение самцов и самок в уловах было довольно стабильно и стремиться к пропорции 2:1. Исключение составляет Гусиная банка, где по среднесезонным данным соотношение полов составляет 4:1.

Величина 50-ти процентного созревания самок (L50) северной креветки в Баренцевом море в среднем варьирует в пределах 21,2 – 22,7 мм. Креветку с такими

размерами можно отнести к возрасту 5 – 8 лет. Вероятно, что в южных районах нерест происходит в более раннем в возрасте, чем в северной части ареала. Отличия в величине L50 по районам и годам статистически не значимы. В тоже время средние L50 креветки, выловленной на Гусиной банке, у о-ва Медвежий и в Прибрежном районе, ниже, чем на Западном желобе и на акватории Центрального плато и Демидовской банки. Доля самок в уловах существенно варьирует и зависит от придонной температуры и глубины. С увеличением глубины от 100 до 600 м их доля в среднем возрастает на 5% на каждые 100 м. При отрицательных придонных температурах доля самок не превышает 30%. Однако в диапазоне температур от 2 до 7 °С соотношение полов в уловах варьирует незначительно с преобладанием молоди и самцов (55 – 65 %).

Относительные численности половых групп и молоди (ДК <15 мм) креветки по разным районам были подвергнуты сравнительной оценке с помощью параметрического t-критерия Стьюдента. Предполагалось, что при нулевой гипотезе разница между многолетним процентным содержанием половых групп и молоди по районам равна нулю и различия между выборками носят случайный характер. В большинстве случаев нулевая гипотеза была отвергнута для Прибрежного района и Гусиной банки. Статистически достоверные отличия в относительной численности самцов и самок со стермальными шипами были обнаружены для креветки Гусиной банки в сравнении с остальными районами Баренцева моря. Отмечены также достоверные отличия в относительной численности молоди на Гусиной банке и районах Зюйдкапского желоба, Центрального плато и Демидовской банки и в Прибрежном районе.

Таким образом, размерно-возрастные характеристики креветок достоверно различаются по районам. В южной части баренцевоморского ареала (Прибрежный район) темп роста креветки в возрасте 2 – 4 года в 1,5 – 2 раза выше, чем в северной (Западный Шпицберген, Зюйдкапский желоб). Различия в темпе роста креветки из разных районов Баренцева моря отмечались и ранее (Rasmussen, 1953; Teigsmark, 1983; Hansen, Aschan, 2000), а также в исландских водах . (Skuladottir, 1998; 1999).

Основу уловов в большинстве районов Баренцева моря, судя по данным

российских траловых съемок, составляют особи размерами свыше 16 – 17 мм. Тем не менее, мощность размерно-годовых классов заметно различается по районам в среднем за весь период наблюдений. В южных и восточных частях Баренцева моря (Прибрежный район, Гусиная банка) в уловах отмечается высокая доля молодежи креветки (12 – 16 мм), которая в северных районах меньше.

Для размерного состава уловов креветки из Прибрежного района характерна полимодальная структура с четко выраженными 3 – 4 годовыми классами (см. рис. 3.10). В этом районе в уловах хорошо представлена как молодежь, так и старшие возрастные группы. Как правило, в размерном составе скоплений креветки из района Западного желоба отмечаются 1 – 2 моды в диапазоне 18 – 24 мм.

Урожайность одних и тех же поколений северной креветки различно проявляется в размерном составе скоплений разных районов. Нередко размеры креветок в уловах смежных районов имеют различные модальные группы, а также отличаются количеством самих мод.

Такие различия в размерно-возрастных характеристиках уловов различных районов на наш взгляд связаны со следующими причинами: варьированием уровня воспроизводства группировок, т.е. различной степенью пополнения нерестового запаса в этих районах, разными межгодовыми изменениями интенсивности пополнения рекрутами извне и вероятной различной естественной смертностью, которая связана в основном с хищничеством трески (Berenboim et., 2000), а также возможно неодинаковым промысловым прессом на популяцию в различных частях моря. Результаты исследований плодовитости и других репродуктивных свойств северной креветки Баренцева моря подтверждают разную воспроизводительную способность субпопуляций (Беренбойм, 1982; Berenboim, Sheveleva, 1989).

Все население креветок *P. borealis* у северо-восточной границы атлантической части ареала входит в состав суперпопуляции, состоящей из комплекса пространственно дискретных субпопуляций, которые обладают различной способностью к самовоспроизводству и связаны друг с другом посредством дрейфа личинок. Интенсивность дрейфа личинок и его направления также влияет на пополнение запаса креветки в различных районах моря /

Беренбойм, 1982,1992; Berenboim, Lysy, 1987).

Таким образом, сравнительный анализ размерно-половых характеристик креветки Баренцева моря показал, что существует ряд различий между группировками особей этого вида из различных районов, которые целесообразно учитывать при разработке управленческих стратегий.

3.3.2 Жизненный цикл

Жизненный цикл северной креветки включает в себя несколько физиологически различных жизненных стадий, таких как личинка, ювенильная особь, самец, переходная особь, включающая два этапа развития: интерсекс и функциональная самка (Судник, 2016), и самка. Заслуга открытия протоандрического гермафродитизма у креветок рода *Pandalus* принадлежит канадской исследовательнице А. Беркли (Berkeley, 1930).

Нормальное воспроизводство особей данного вида происходит при температуре не ниже 1 °С. Северная креветка откладывает около 400-3000 икринок (Бирштейн, Заренков, 1988). Инкубационный период приходится на зимнее время, хотя икраносные самки попадают на протяжении большей части года с июня по февраль. Планктонный период жизни обычно длится около 3 месяцев. Развитие пелагических личинок протекает в условиях весеннего прогрева толщи воды и массового развития планктона (Паленичко, 1941). Суровые климатические условия восточной части Баренцева моря во многом определяют растянутость сроков размножения, которые у берегов Норвегии более сжаты (Rasmussen, 1953).

Рост креветки происходит неравномерно (Паленичко, 1941). Первый год жизни креветка линяет до 20 раз, вырастая с 5 до 78 мм. В последующие два года рост замедляется и к концу третьего года рачок прибавляет в длину около 27 мм. Сначала молодые особи, за небольшими исключениями, функционируют как самцы. Смена пола происходит примерно в трехлетнем возрасте при достижении креветками длины около 90 – 100 мм (Егорова, Сиренко, 2010).

Классической работой по экологии северной креветки по праву считается работа Расмуссена (Rasmussen, 1953) о географических вариациях темпа роста и

развития особей этого вида у побережья Норвегии, о-вов Ян-Майен и Западный Шпицберген (Беренбойм, 1992). Расмуссен пришел к выводу, что период икроношения у северной креветки в северо-норвежских водах, у Шпицбергена, Ян-Майена и Гренландии на 1 – 4 месяца продолжительнее, чем у креветки Осло-фиорда. В северных частях ареала, кроме того, замедлено половое созревание, более продолжителен период смены пола (возможно, до одного года) и особь может функционировать как самец дважды в течение двух сезонов размножения. Также эти области характеризуются сравнительно высокой продолжительностью жизни креветок. Расмуссен справедливо считал, что обнаруженные им различия в темпах роста и развития северной креветки связаны, прежде всего, с различиями в термике среды обитания. Для регулирования креветочного промысла он предлагал обратить особое внимание на охрану молодежи, для чего считал целесообразным увеличивать размер ячеи в промысловых тралах и не советовал ограничивать вылов креветки (Rasmussen, 1958, 1965).

Хорстед и Смиidt (Horsted, Smidt, 1956; Smidt, 1965) впервые дали подробную промыслово-биологическую характеристику *Pandalus borealis* в районе Западной Гренландии и подтвердили предположения Экмана (Ekman, 1953) о том, что присутствие креветки в высоких арктических широтах связано с дрейфом личинок в струях теплых течений. Хорстед и Смиidt выделили четыре, по их мнению, основные причины, влияющие на ход промысла:

- 1) горизонтальные миграции, связанные с изменениями гидрологических условий;
- 2) изменения в урожайности отдельных поколений креветки, вызванные климатическими флуктуациями (холодный климатический период считался этими авторами более благоприятным для креветочного промысла, чем теплый);
- 3) массовая гибель креветки из-за низкой температуры воды и влияние перелова;
- 4) вертикальные миграции, вызванные изменениями в освещенности (Horsted, Smidt, 1956, 1965; Smidt, 1965, 1969).

Меры регулирования в целях сохранения молоди должны заключаться, по мнению Хорстеда и Смида, в установлении запретных периодов и районов лова. В более поздних работах одного из этих авторов (Horsted, 1978a, 1978б) предлагалось, кроме того, устанавливать величину допустимого вылова и минимальный размер ячеи промысловых тралов.

3.3.3 Промысел

Освоение запасов северной креветки началось норвежскими рыбаками в середине 30-х г. прошлого столетия в глубоководных фьордах прибрежной зоны Баренцева и Норвежского морей. В открытой части моря норвежский промысел начал развиваться с 1970 г. (Hvingel, Verenboim, 2011). Отечественный промысел впервые был организован в 1974 г., однако активно начал развиваться только с 1977 г., когда ежегодный вылов превышал 10 тыс. т. В начале 1980-х годов наблюдалось быстрое увеличение добычи, которая в 1983 – 1985 гг. достигла максимальных значений с ежегодным международным выловом свыше 100 тыс. т и отечественным – свыше 30 тыс. т. В эти годы отечественный промысел велся в основном в прибрежных районах арх. Шпицберген, а также в норвежских и советских водах (рис. 3.3.3.1). В дальнейшем наблюдалось постепенное сокращение вылова с кратковременными периодами увеличения промысловой активности в 1990 – 1993 и 1999 – 2000 гг. В 2005 – 2012 гг. отечественный промысел северной креветки в Баренцевом море фактически не проводился.

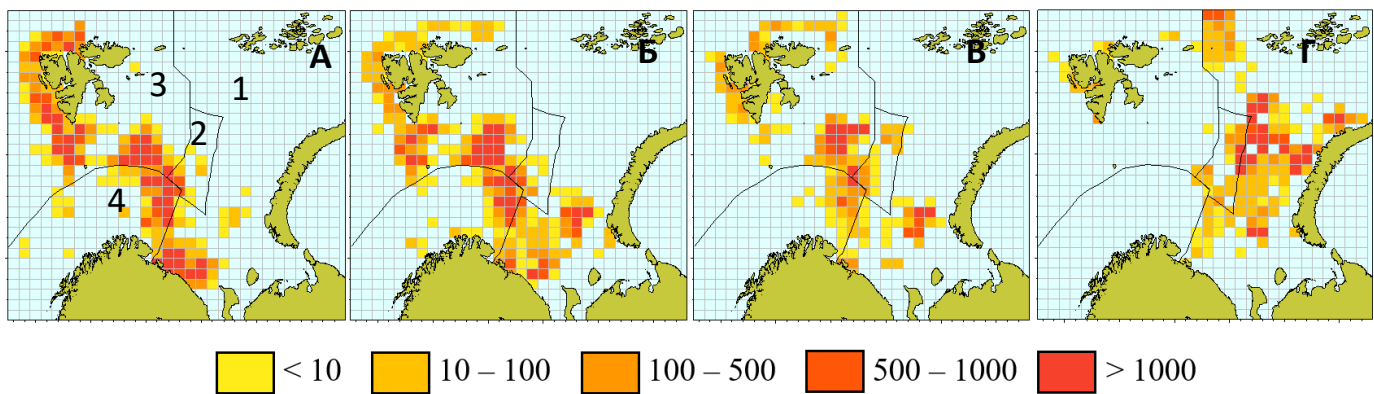


Рис. 3.3.3.1. Картограмма отечественного вылова (т) северной креветки в районах Баренцева моря: ИЭЗ России (1), ОЧБМ (2), р-не арх. Шпицберген (3), ИЭЗ Норвегии (4) в 1980 – 1989 (А); 1990 – 1999 (Б); 2000 – 2009 (В); 2010 – 2020 (Г).

Отсутствие интереса отечественной промышленности к добыче северной креветки в эти годы объясняется следующими факторами:

- снижением цен на северную креветку на мировых рынках;
- увеличением цен на топливо и, соответственно, увеличением себестоимости продукции;
- отсутствием современного отечественного флота, специализирующегося на добыче креветки;
- наличием удовлетворительных рыбных ресурсов в Баренцевом море, снижающих интерес к поиску альтернативных объектов лова.

Однако в последние годы наблюдается увеличение ежегодного изъятия по причине устойчивого роста промыслового запаса в 2015 – 2019 гг., что, соответственно, повлияло на возвращение интереса рыбаков к этому объекту промысла. Причем промысел в настоящее время в большей степени локализуется в ИЭЗ России, нежели в традиционных промысловых районах арх. Шпицберген и центральной части Баренцева моря.

В 2017 г. российский вылов креветки увеличился до 3,7 тыс. т, а в 2018 г. превысил 12,6 тыс. т. Другими словами, за три года (2016 – 2018 гг.) произошло почти пятикратное увеличение вылова креветки российскими рыбаками. Этому способствовало появление на Северном рыбохозяйственном бассейне дополнительных промысловых судов, а также установившиеся относительно высокие рыночные цены на креветку.

Сравнительный анализ двух рядов CPUE показал, что высокий рост нестандартизированной CPUE в 2015 – 2019 гг. происходил за счет использования импортных высокоэффективных орудий лова (рис. 3.3.3.2). Переменная *TrawlType* имеет наибольшее влияние среди предикторов (табл. 3.3.3.1). Включение этой переменной в GLM-модель существенно изменяет временной тренд CPUE. Стандартизированный ряд также показывает увеличение производительности в этот период, что вероятно имеет связь с тенденциями в динамике запаса. Максимальная производительность была отмечена в 2019 г. В 2020 г. этот

показатель существенно снизился и оказался чуть ниже уровня 2017 г. В 2021 г. стандартизированная производительность увеличилась по сравнению с прошлым годом на 9% (нестандартизированная на 17%).

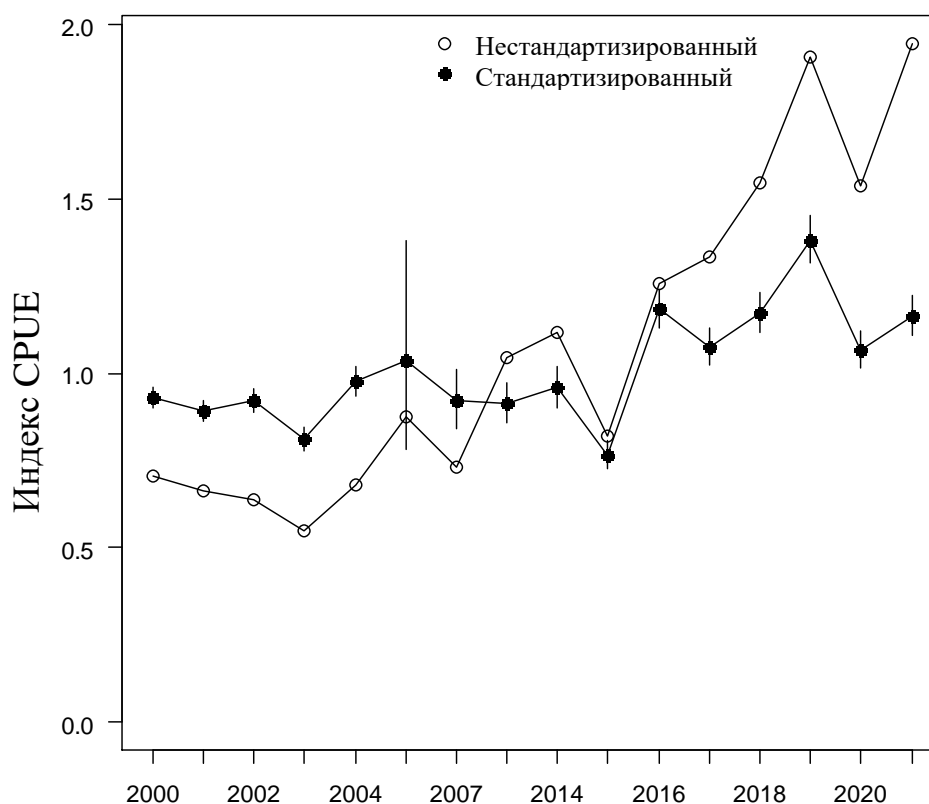


Рис. 3.3.3.2. Нестандартизированный (линия с незаштрихованными точками) и стандартизированный (линия с черными точками) индексы улова на ловушку (CPUE) северной креветки в ИЭЗ РФ в Баренцевом море в 2010 – 2021 гг. (планки погрешностей – стандартное отклонение).

Таблица 3.3.3.1

Факторы и показатели диагностики модели стандартизации улова на усилие в ходе промысла северной креветки в ИЭЗ РФ Баренцева моря в 2000 – 2020 гг. (факторы в модель включаются пошагово)

Фактор	Кол-во степеней свободы	AIC	Объясненная дисперсия (%)	Общий индекс влияния (%)
YEAR (год)	15	121888	32	-
MONTH (месяц)	11	118541	35	7.8
TrawlType (тип трала)	30	111479	43	17.5
LOCAL (район)	31	109552	45	14.6
DEPTH RANGE (диапазон глубин)	63	109207	45	1.5

Фактор глубины не играет существенной роли в изменении производительности лова, тогда как влияние фактора месяца более значительно. Скопления креветки с высокой эффективностью лова, отмечались на всем протяжении промысла с января по декабрь на глубинах от 200 до 500 м (рис. 3.3.3.3). Тем не менее, отмечаются сезонные изменения в производительности с максимальными показателями весной и летом и с минимальными в зимние месяцы. Четких зависимостей производительности от глубины также не выявлено, однако очевидно, что большинство уловов было получено на глубинах от 250 до 350 м. Выявленные сезонные изменения, полученные при анализе общей статистики без учета пространственного распределения промысла, становятся не столь очевидными, если провести визуальный анализ распределения промысловых усилий на акватории моря. При анализе распределения производительности промысла в зимние месяцы обращает на себя внимание, прежде всего, площадь самой акватории промысла, которая в разы меньше, по сравнению с добычей в летние месяцы. Такая низкая промысловая активность не позволяет дать полное представление о состоянии промысловых скоплений на всех традиционных участках промысла, что искажает статистический анализ сезонной динамики. Возможно, что снижение производительности в зимний период не столь существенно, как это показано на рисунке 3.3.3.3. В то же время, опыт предыдущих исследований показал, что снижение производительности промысла наблюдается в темное время суток, и с уменьшением продолжительности светового дня уменьшается производительность лова. Это происходит вследствие того, что в период полярной ночи мелкая креветка рассеивается в слоях воды, а крупная держится у грунта (Варг, 1970; Барсуков, Иванов, 1979; Беренбойм, 1992).

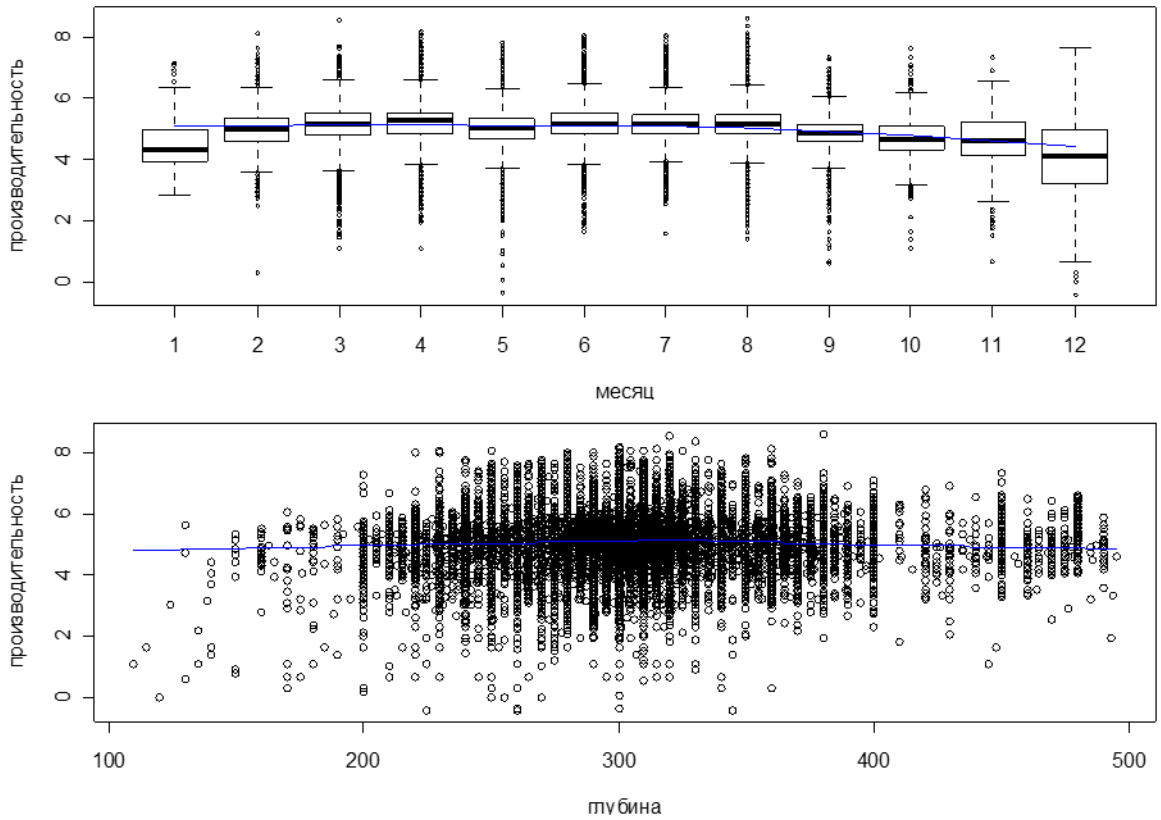


Рис. 3.3.3.3. Динамика производительности промысла креветки (log(кг/ч)) по месяцам и глубинам в Баренцевом море и сопредельных водах в 1993-2020гг.

Данные о суточной динамике производительности лова подтверждаются результатами современных исследований, выполненных в ходе экосистемных съемок в 2004 – 2020 гг. (рис. 3.3.3.4). Средние уловы северной креветки на основных диапазонах глубин ее обитания (200 – 400 м) в ночные часы (с 21 ч до 3 ч) значительно ниже таковых в дневное время.

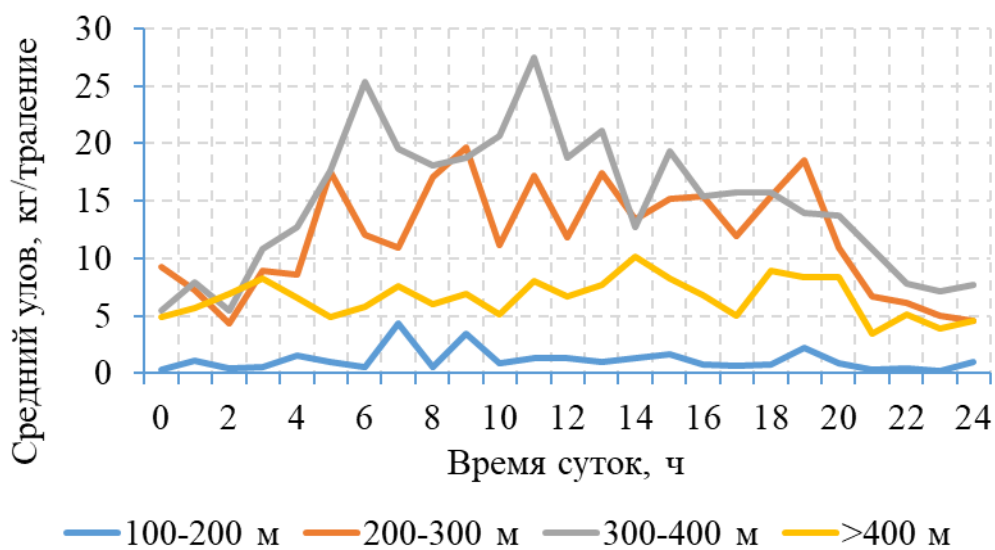


Рис. 3.3.3.4. Суточная динамика уловов северной креветки по диапазонам глубин (м) в ходе экосистемных съемок в Баренцевом море в 2004 – 2020 гг.

Таким образом, анализ современного состояния запаса и опыт российского и иностранного промысла за последние годы позволяют говорить о том, что запасы северной креветки в районах Баренцева моря и арх. Шпицберген в настоящее время находятся в благополучном состоянии. Особенности образования промысловых скоплений этого вида ракообразных и наблюдаемое в последние годы смещение ледовой кромки в Баренцевом море на север позволяют вести промысел северной креветки круглогодично в большом диапазоне глубин от 200 до 350 м. В осенне-зимний период может наблюдаться снижение производительности промысла, однако средний размер креветки в уловах при этом увеличивается.

3.4. Исландский гребешок

3.4.1 Распространение и распределение промысловых скоплений

Исландский гребешок является единственным видом моллюсков, запасы которого интенсивно эксплуатируются в Баренцевом море и сопредельных водах (Золотарев, 2016). По результатам экосистемных съемок в 2005 – 2020 гг. поселения гребешка располагались в районах мелководий и банок (глубины менее 150 м) на ракушечном или песчаном грунте. Исландский гребешок встречался при диапазоне температур от $-1,8$ до $+6,8^{\circ}\text{C}$, однако наиболее плотные концентрации приурочены к прибрежным районам с придонными положительными температурами от $0,1$ до $4,3^{\circ}\text{C}$. Основные поселения исландского гребешка в Баренцевом море отмечены в районах архипелагов Шпицберген и Новая Земля, о. Медвежий, Гусиной банки, Канино-Колгуевского и Мурманского мелководий. В настоящее время промысловые скопления отмечаются только в прибрежных районах Восточного Мурмана (Святоносское поселение) и воронке Белого моря (рис. 3.4.1.1).

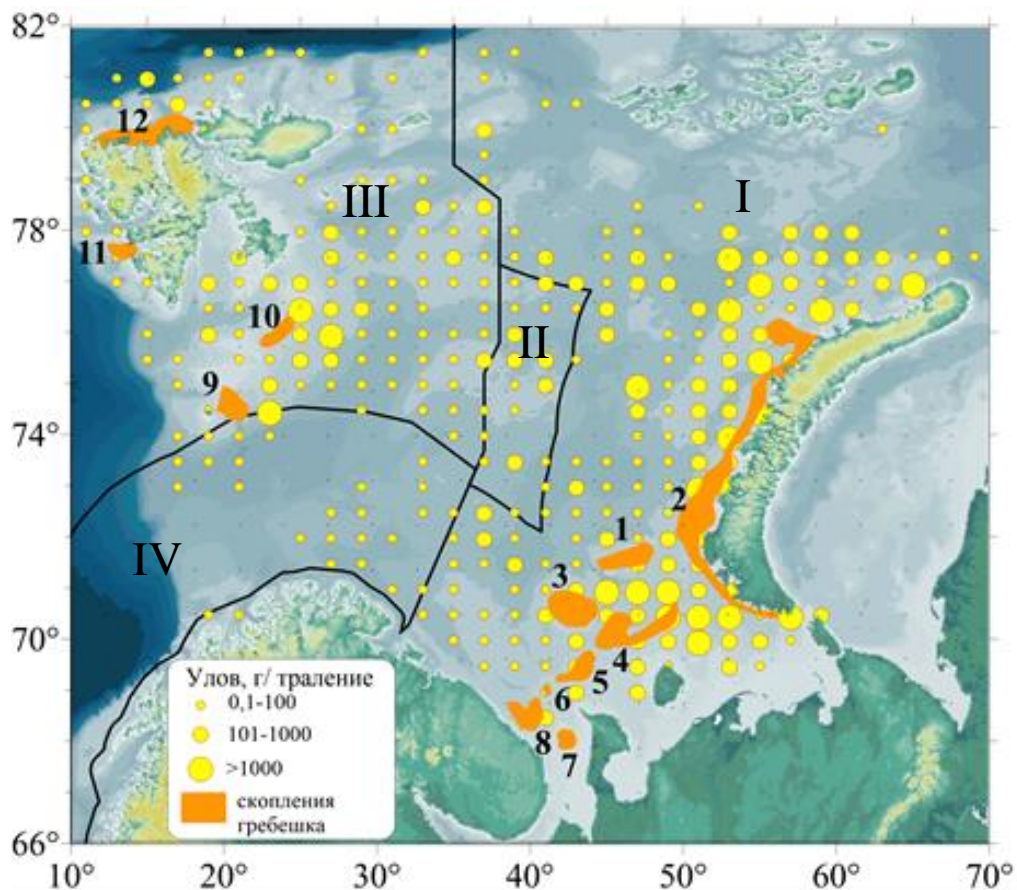


Рис. 3.4.1.1. Местоположение основных скоплений и уловы гребешка в ходе экосистемных съемок в 2005 – 2020 гг. в Баренцевом море и районе архипелага Шпицберген: 1 – на Гусиной банке, 2 – у арх. Новая Земля, 3 – на Северо-Канинской банке, 4 – на Канино-Колгуевском мелководье, 5 – на Канинской банке, 6 – Святоносское поселение (выделено прямоугольником), 7 – в Воронке Белого моря, 8 – в прибрежье Кольского полуострова, 9 – у о. Медвежий, 10 – у о. Надежды, 11 – западное поселение, 12 – северное поселение. I – исключительная экономическая зона (ИЭЗ) РФ, II – открытая часть Баренцева моря, III – район архипелага Шпицберген, IV – ИЭЗ Норвегии.

Анализ размерного состава исландского гребешка в уловах исследовательских съемок на Святоносском поселении в 2009 – 2017 гг. показал наличие существенных изменений в функциональной структуре (рис. 3.4.1.2). В 2009 – 2015 гг. в уловах в основном преобладали промысловые особи и пререкруты, тогда как в 2016 – 2017 гг. существенно увеличилась доля неполовозрелой молодежи с высотой раковины до 60 мм. Наличие пополнения в эти годы дает основание рассчитывать на смену негативных тенденций в динамике запаса, которая наблюдалась в предыдущий период исследований.

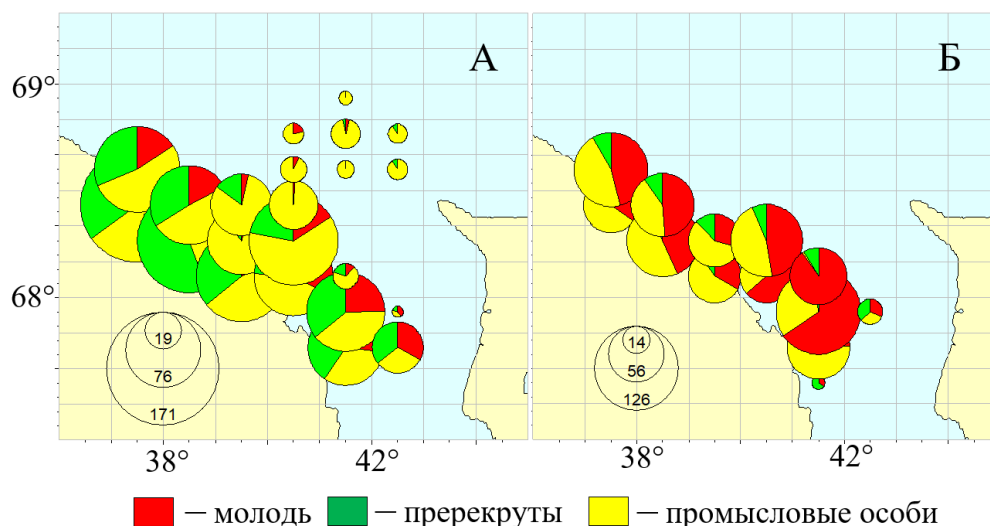


Рис. 3.4.1.2. Средние уловы исландского гребешка (экз./5 мин. драгирования) на Святоносском поселении по данным исследовательских съемок в 2009 – 2015 гг. (А), 2016 – 2017 гг. (Б).

Ранее считалось, что молодь исландского гребешка живет в местах, подходящих для оседания планктонных личинок (поднятия дна со скальным грунтом и валунами, покрытыми обрастаниями) (Золотарев, 2016). Такие места труднодоступны для исследований и практически не облавливаются. По мере увеличения размеров и способности к передвижению моллюски перебираются на выровненные участки дна с постоянным течением, обеспечивающим приток пищи. Рост половозрелых особей сильно замедляется из-за больших затрат на образование половых продуктов, что приводит к достаточно стабильной во времени размерной структуре, которую наблюдали в 2009 – 2015 гг. на исследованной акватории. Однако результаты исследований, выполненных в 2016 – 2017 гг., показали, что пополнение промыслового запаса может происходить непосредственно на участках его распределения. Высокая доля молоди с высотой раковины до 60 мм встречалась на всей акватории съемки от прибрежных районов мыса Святой Нос до горла Белого моря.

3.4.2 Жизненный цикл

По данным гистологических исследований, нерест гребешка в Баренцевом море начинается в марте-апреле и продолжается около 3 месяцев (Оганесян и др.,

1992; Близниченко и др., 1995). Нерест у гребешка порционный, поэтому гонадосоматический индекс, на основе сезонного изменения которого определяют сроки нереста, меняется постепенно. Окончание нереста обычно наблюдается в июле. Личинка исландского гребешка пелагическая и длительность нахождения ее в пелагиали составляет около 2 месяцев (Денисенко, 1989). Наблюдения за нерестом и численностью личинок гребешка в водах Баренцева моря практически отсутствуют (Золотарев, 2016). Оседание личинок на дно также изучено довольно слабо. Известно, что личинки для оседания предпочитают нитчатые субстраты или гидроиды (Буяновский и др., 2010).

Установлено, что гребешок в течение жизни растет весьма неравномерно (Денисенко, 1982, 1989; Песов, 2008; Ржавский и др., 2010). Только что осевшие личинки имеют высоту раковины около 1,5 мм. Прямые наблюдения за оседанием и ростом исландского гребешка на коллекторах показали, что за первый год жизни моллюск достигает размера 5-9 мм, а за два года – 15-20 мм (Wallace, 1982, Thorarinsdottir, 1994). Для моллюсков в возрасте 3 года и старше линейный рост довольно хорошо описывается уравнением Берталанфи (Денисенко, 1989).

В первые 5 лет жизни гребешка его темп роста с каждым годом увеличивается, имея экспоненциальный характер (Денисенко, 1989). Во время полового созревания (5 – 6 лет) и особенно после наступления половой зрелости (7-8 лет) темп роста снижается, вследствие чего кривая роста приобретает S-образный вид. Продолжительность жизни достигает 18 – 21 лет (Золотарев, 2016). Условия среды оказывают значительное влияние на рост гребешка (Wallace, Reinses, 1984; Wallace, Reinses, 1985), вследствие чего в искусственных условиях можно подобрать режим культивирования для достижения наиболее высокого темпа роста. В то же время, темп роста исландского гребешка низок в сравнении с другими видами гребешков, поэтому его выращивание для целей аквакультуры признается нецелесообразным (Sundet, Vahl, 1981). Различия в темпах роста у исландского гребешка проявляются уже со второго-третьего годов жизни и с возрастом увеличиваются. Расчетный предельный размер высоты раковины (L_{∞}) у быстрорастущих и медленно растущих моллюсков отличается весьма значительно.

На Святоносском поселении разница между ними превышает 50 мм, а на остальных скоплениях – 20 мм (Золотарев, 2016).

Промыслового размера (80 мм по высоте раковины) гребешки достигают в возрасте 9-12 лет. С увеличением возраста доля особей промыслового размера быстро растет. Промысловыми становятся лишь 12,3 % 9-летних особей, в то время как практически все 12-летние достигают промыслового размера. К пререкрутам 1 (т.е. достигающим промыслового размера на следующий год) относятся около 50 % особей с высотой раковины 70-80 мм и около 5 % – с высотой раковины 60-70 мм. Пререкруты 2 (т. е. гребешки, достигающие промыслового размера через 2 года) включают около 10 % особей с высотой раковины 60-70 мм и около 40 % особей с высотой раковины 70-80 мм (Золотарев, 2016).

Смертность исландского гребешка наиболее высока на фазе личиночного развития. В первый год жизни коэффициент естественной убыли (M) равен 1,13 (Wallese, 1982). Начиная с третьего года и до девяти лет, смертность фактически постоянна и $M = 0,12$. Только у моллюсков старше девяти лет она увеличивается до 0,2. Вследствие сильного пресса хищников (морских звезд, крабов, донных рыб) молодь обитает преимущественно в убежищах: под ракушками, между валунами, в щелях (Ржавский и др., 2010). Со степенью развития убежищ может быть связано преобладание молодежи на той или иной глубине. Использование убежищ не снижает рост молодежи высотой 15 – 30 мм, а ускоряет его; для особей среднего размера (30–60 мм) использование убежищ существенного влияния на рост не оказывает. Более того, выявлено, что скорость течения оказывает отрицательное влияние на рост, и в убежищах, где она меньше, моллюски растут лучше. Способность использовать убежища в онтогенезе не меняется, и переход от убежищ к открытой жизни связан преимущественно с уменьшением числа доступных убежищ по мере роста моллюсков. Определенное затруднение создает и малоподвижный образ жизни, ограничивающий поиск подходящих убежищ. В целом, «размерный состав» входных отверстий в убежища может определять размерный состав гребешков, обитающих на исследуемой акватории. Несмотря на то, что по мере роста гребешки начинают все более активно защищаться от хищников (вначале более активно

плавают, затем их раковина становится более прочной), смертность в период перехода к открытому образу жизни наиболее высока (Arsenault, Himmelman, 1996; Tremblay et al., 2006). С другой стороны, увеличение смертности у взрослых особей связано с разрушением раковины вследствие развития перфораторов (Денисенко, 1989). Среди других факторов смертности взрослых особей следует отметить гибель моллюсков от драг (Naidu, 1988; Золотарев, 2016), которая может превосходить промышленное изъятие в 4 раза (Сенников, Близниченко, 1992).

3.4.3 Промысел

Освоение запасов исландского гребешка в Баренцевом море началось норвежскими рыбаками в 1985 г. в прибрежных районах архипелага Шпицберген и о. Медвежий (Сенников, Близниченко, 1992; Strand, Vølstad, 1997). Промысел гребешка Норвегией проводился до 2007 г. Наиболее высокие уловы наблюдались лишь в течение 3 лет – с 1985 по 1987 гг. (14, 45 и 20 тыс. т соответственно) за счет интенсивной эксплуатации скопления в водах вблизи северной части арх. Шпицберген. В 1988 – 1995 гг. вылов снизился до 4 – 7 тыс. т в год вследствие ухудшения состояния промысловых ресурсов (Ashan, 1988), а с 1996 г. практически прекратился. Общий вылов Норвегии за период промысла составил около 134 тыс. т. В 1986 году советскими учеными был проведен первый экспериментальный облов моллюска в прибрежье Кольского полуострова на НИС «Новокубанск» (рис. 3.4.3.1).

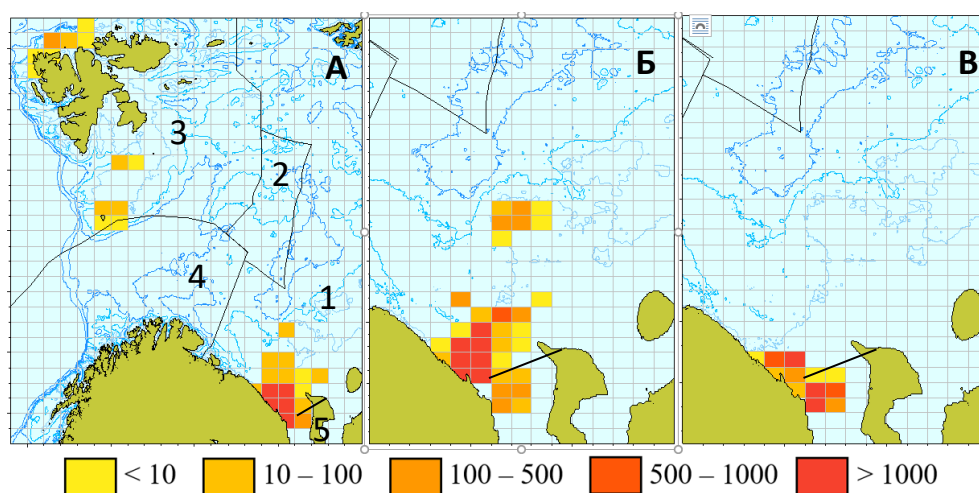


Рис. 3.4.3.1. Картограмма распределения отечественного вылова (т) исландского гребешка в районах Баренцева моря: ИЭЗ России (1), ОЧБМ (2), р-не арх. Шпицберген (3), ИЭЗ Норвегии (4), а также в воронке Белого моря (5) в 1986 – 2000 (А); 2001 – 2010 (Б); 2011 – 2017 (В)

С 1990 г. началась добыча гребешка российскими специализированными судами. В период активного освоения запасов отечественные суда работали на поселениях гребешка в районах Святоносского и Канинского поселений на юго-востоке Баренцева моря (Золотарев, 2016). Кроме того, в 1999 – 2000 гг. были предприняты попытки эксплуатации в районах архипелага Шпицберген, Зюйдкапского желоба и о. Медвежий, однако производительность лова в этих районах была относительно низкой. В 2010 г. при снижении производительности добычи на баренцевоморских поселениях начинается активная эксплуатация скоплений гребешка в воронке Белого моря, промысел на которых до этого времени осуществлялся эпизодически. Для промысла ключевым моментом является наличие на скоплениях гребешка достаточно обширных участков, на которых можно производить рентабельный промысел. По имеющимся сведениям, на российских специализированных гребешколовных судах в последние годы достаточный уровень рентабельности обеспечивался при суточной выработке 2 т продукции или вылове около 18 т гребешка-сырца. Такая производительность, как правило, достигается при работе судна двумя драгами на участках скопления с биомассой гребешка 300 г/м² и более.

Ежегодный отечественный вылов исландского гребешка в Баренцевом море возрастал с 1990 г. и достиг максимальных показателей (12 – 13 тыс. т) в 1997 – 2001 гг. (см. табл. 2.2.4). В 2002 – 2003 гг. наблюдалось резкое уменьшение объемов добычи по причине сокращения числа судов на промысле при плавном снижении производительности. С 2010 г. ежегодный вылов, значительная доля которого берется в сопредельных районах Баренцева моря – воронке Белого моря, не превышает 2 тыс. т.

Отечественная тактика промысла во многом была схожа с международной и состояла, как правило, из следующих этапов:

– обнаружение промыслового скопления;

– интенсивная эксплуатация в течение нескольких лет до стадии экономического перелома, когда интенсивность промысла превышает уровень, обеспечивающий получение максимальной устойчивой прибыли;

– переход к поиску новых скоплений.

Одновременно с промышленной эксплуатацией скоплений ученые приступили к регулярным комплексным исследованиям запасов для выработки рекомендаций по управлению промыслом. Однако предложенные меры регулирования не создали условий для рационального промысла и восстановления сокращающейся численности популяций. С конца прошлого века на большинстве скоплений исландского гребешка наблюдались все признаки перелома, промысел носил локальный характер с минимальным экономическим эффектом. С 2018 г. промышленный лов моллюска в Баренцевом море запрещен. Запасы исландского гребешка на Святоносском поселении в настоящее время находятся в депрессивном состоянии. В ближайшие годы их восстановление даже при отсутствии промысла маловероятно.

ГЛАВА 4. МОДЕЛЬНЫЙ ПОДХОД К УПРАВЛЕНИЮ ЗАПАСАМИ ДОННЫХ БЕСПОЗВОНОЧНЫХ БАРЕНЦЕВА МОРЯ

4.1. Моделирование динамики запаса промысловых беспозвоночных (на примере камчатского краба)

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

В истории отечественных исследований промысловых беспозвоночных в Баренцевом море можно выделить непродолжительный период, в который был достигнут первый уровень информационной обеспеченности для запаса камчатского краба. В период 1994 – 2006 гг. на акватории ИЭЗ России проводилась полноценная траловая съемка камчатского краба, которая охватывала весь его ареал, включая прибрежную 12-мильную зону, ныне недоступную для траловых исследований. Качество данных, собранных в этот период, позволило адаптировать для оценки запаса набор моделей, который включал в себя не только простейшую продукционную модель, но и структурированные когортные модели, используемые при первом информационном уровне.

В данной главе представлены результаты моделирования и оценки параметров динамики численности промысловых беспозвоночных на примере камчатского краба, выполненные с использованием модели истощения Лесли, простой продукционной модели на основе уравнения Шефера, а также двух когортных: *CSA*, включающая 3 размерных класса, и более сложная *LBA*, состоящая из 12 размерных групп.

В настоящей работе для моделирования численности, за исключением модели истощения Лесли, 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 четырем моделям: истощения Лесли, продукционной и когортным *LBA (length-based analysis)* и *CSA (catch survey analysis)*.

4.1.1 Модель истощения

Оценка состояния запаса камчатского краба в исключительной экономической зоне Российской Федерации Баренцева моря в настоящее время представляет собой комплексную процедуру, основанную на использовании как эмпирических методов анализа временных рядов различных популяционных параметров, так и аналитических моделей динамики численности популяции. С учетом меняющегося уровня и качества информационной обеспеченности подходы к оценке запаса за последние десять лет претерпели существенные изменения. В начальный период исследований популяции (1994 – 2006 гг.) основным источником информации для принятия управленческих решений служили траловые съемки. С 2004 г. с открытием коммерческого промысла и накоплением промысловой статистики одним из индикаторов состояния запаса стала являться величина улова на усилие. В последующие годы (2007 – 2020 гг.) с прекращением траловых съемок анализ промысловой статистики играет ключевую роль при оценке состояния запаса.

Одним из перспективных методов анализа данных промысла являются регрессионные модели снижения производительности промысла в течение промыслового сезона с учетом накопленного вылова. Принципы оценки величины популяции, основанные на анализе соотношения между производительностью промысла и уловом или усилием, были впервые применены для нужд рыболовства в середине прошлого века и описаны в работах Де Лури (DeLury, 1947, 1951) и

Моттли (Mottley, 1949). Традиционные модели истощения в настоящее время весьма широко используются для оценки состояния запасов как рыб, так и беспозвоночных (Cowx, 1983; Hilborn, Walters, 1992). В то же время широко применяются различные модификации метода, позволяющие обойти ограничения, присущие традиционному подходу. Рикер (Ricker, 1975) указал, что главным источником ошибок в данном подходе является вариативность шкалирующего коэффициента улавливаемости. В частности при оценке запасов беспозвоночных пассивными орудиями лова (ловушками) могут возникать трудности в оценки коэффициента улавливаемости в силу различного пищевого и пространственного поведения особей (Miller, 1990). Модификации модели, учитывающие вариабильность этого коэффициента, были, например, применены для оценок многовидового промысла донных рыб (Polovina, 1986), патогонского клыкача (Parkes et al., 1996), кальмаров районов Фолклендских островов и Северного моря (Agnew et al., 2002; Young et al., 2004). В отечественной практике модификация модели, учитывающая миграционную активность животных и браконьерский промысел, была применена для дальневосточных запасов беспозвоночных (Михеев и др., 2011). В настоящей работе рассматривается возможность применения традиционных методов истощения к оценке запасов камчатского краба в ИЭЗ РФ Баренцева моря.

Для оценки начальной биомассы B_0 и коэффициента улавливаемости q промысловых сезонов 2007 – 2013 гг. были выполнены расчеты по моделям истощения Лесли и Де Лури (табл. 4.1.1.1, 4.1.1.2).

Таблица 4.1.1.1

Медианные значения начальной биомассы B_0 , коэффициента улавливаемости q и значения границ 95%-ного доверительного интервала для промысловых сезонов 2007 – 2013 гг., рассчитанные по методу Лесли

Год	B_0 , т	Граница 95 %-ного доверительного интервала для B_0 , т		q	Граница 95 %-ного доверительного интервала для q	
		нижняя	верхняя		нижняя	верхняя
2007	31498	2705	60291	0,0023	- 0,0001	0,0047
2008	14390	10412	18368	0,0048	0,0030	0,0065
2009	11716	7860	15570	0,0042	0,0024	0,0059
2010	5818	4369	7265	0,0106	0,0064	0,0147
2011	9327	5696	13894	0,0094	0,0013	0,0173
2012	18914	- 844	38672	0,0061	- 0,0012	0,0134
2013	27185	- 3514	57884	0,0069	- 0,0022	0,0153

Таблица 4.1.1.2

Медианные значения начальной биомассы B_0 , коэффициента улавливаемости q и значения границ 95%-ного доверительного интервала для промысловых сезонов 2007 – 2013 гг., рассчитанные по методу Де Лури

Год	B_0 , т	Граница 95 %-ного доверительного интервала для B_0 , т		q	Граница 95 %-ного доверительного интервала для q	
		нижняя	верхняя		нижняя	верхняя
2007	28236	3911	52560	0,0026	- 0,0001	0,0052
2008	14297	11422	17171	0,0048	0,0034	0,0062
2009	12725	8827	16623	0,0037	0,0022	0,0052
2010	4393	3603	5183	0,0163	0,0105	0,0221
2011	7672	4767	11890	0,0117	0,0004	0,0229
2012	18610	- 3184	40405	0,0061	- 0,0022	0,0145
2013	29170	- 5308	63650	0,0063	- 0,0020	0,0147

Параметры, рассчитанные двумя методами, имели весьма сходные величины, а их динамика по годам совпадала. Доверительные интервалы параметров варьировали в различных пределах, при этом их нижняя граница в отдельные годы

снижалась в область отрицательных значений. Такие биологически неправдоподобные пределы были получены исходя из допущений, что величины уловов на усилие распределяются по нормальному закону.

Точность определения параметров может быть выражена через показатель изменчивости относительно величины медианы или коэффициент вариации CV. В 2008 – 2010 гг. величины CV для начальной биомассы B_0 и коэффициента улавливаемости (q), рассчитанные по методу Лесли и Де Лури, не превышали 20%, что может быть критерием получения весьма точной оценки (табл. 4.1.1.3). В то же время для данных 2007, 2012, 2013 гг. коэффициенты вариации находились в пределах 40 – 50%, что свидетельствует о низкой точности полученных результатов.

Таблица 4.1.1.3

Значения коэффициентов вариации CV для начальной биомассы B_0 и коэффициента улавливаемости (q) для промысловых сезонов 2007 – 2013 гг., рассчитанные по методам Лесли и Де Лури

Год	Метод Лесли		Метод ДеЛури	
	CV (B_0)	CV (q)	CV (B_0)	CV (q)
2007	42	48	40	46
2008	13	17	9	14
2009	15	20	14	19
2010	12	18	8	16
2011	27	33	25	31
2012	43	49	48	56
2013	46	51	48	54

Учитывая, что результаты использования методов Лесли и ДеЛури оказались весьма сходными, последующий анализ мы проводили на основании расчетов по методу Лесли, как наиболее приемлемого подхода к оценке биомассы при кумулятивном вылове, составляющем более 2% от оцениваемого запаса (Seber, 1973). Причиной низкой точности полученных результатов являются как весьма высокие отклонения исходных данных от регрессионной прямой (2007 г.), так и короткий ряд наблюдений (2013 – 2014 гг.), связанный с продолжительностью промыслового сезона (рис. 4.1.1.1).

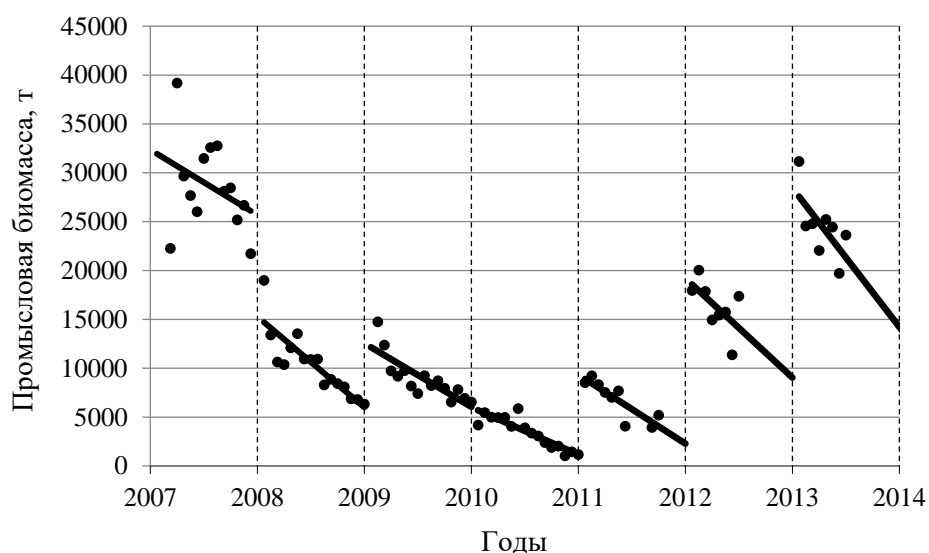


Рис. 4.1.1.1. Динамика промысловой биомассы камчатского краба и регрессионные прямые, рассчитанные с использованием параметров модели истощения Лесли с шагом одна неделя во время промысловых сезонов 2007 – 2014 гг.

Результаты расчетов по модели Лесли показали, что максимальная начальная биомасса отмечалась в 2007 г. (31,5 тыс. т). Вторая по величине начальная биомасса отмечена для 2013 г. (27,2 тыс. т). В то же время величины уловов на усилие в 2007 г. (95 кг/ловушку) оказались заметно ниже рекордных значений 2013 г. (163 кг/ловушку). Такое расхождение объясняется весьма высокой разницей в величинах коэффициентов улавливаемости, полученных в эти годы (табл. 4.1.1.3). Для сезона 2007 г. коэффициент улавливаемости оценивается на минимальном уровне по сравнению со всем периодом наблюдений. Причиной такой низкой величины параметра улавливаемости является незначительное снижение улова на усилие в течение промыслового сезона при весьма существенном вылове. С учетом того, что величины параметров, рассчитанных для 2007 и 2013 гг., характеризуются существенно низкой точностью, возможно предположить, что допущения, принятые при расчетах, оказались неверны. Весьма вероятно, что промысловая статистика, которая в эти годы существенно различалась по степени охвата акватории районов оценки, значительно повлияла на результаты оценок.

Для оценки правдоподобности полученной межгодовой динамики начальных биомасс локального запаса на акватории трех промысловых районов в 2007 – 2013

гг., было проведено сравнение абсолютных и относительных величин с оценками общего промыслового запаса, полученными по стохастической когортной модели CSA (Баканев, 2011). Стоит учесть, что сравнение абсолютных величин (биомасс) по двум разным методам может дать представление только о степени использования общего запаса промыслом, так как метод Лесли оценивает локальный запас на акватории промысла, а метод CSA учитывает весь набор данных, характеризующий состояние всего запаса (табл. 4.1.1.4). Анализ показал, что оценки локального и общего запаса отличаются друг от друга в пределах 30 – 75 %. При нормировании величин биомасс 2008 – 2013 гг. к таковой 2007 г. мы получаем сравнительные тренды индексов биомассы по оценкам методами Лесли и CSA (рис. 4.1.1.2). Направление трендов по оценкам обоих методов совпадает, однако динамика биомассы в 2010 – 2013 гг., оцененная методом CSA, более оптимистичная.

Таблица 4.1.1.4

Медианные значения начальной биомассы B_0 и значения границ 95%-го доверительного интервала, рассчитанные с помощью методов Лесли и когортной стохастической модели CSA для промысловых сезонов 2007 – 2013 гг.

Год	Метод Лесли			Метод CSA		
	2.50%	медиана	97.50%	2.50%	медиана	97.50%
2007	2705	31498	60291	32704	43808	59456
2008	10412	14390	18368	22998	30534	40512
2009	7860	11716	15570	16899	22931	30726
2010	4369	5818	7265	14592	23110	31011
2011	5696	9327	13894	19645	32128	43648
2012	– 844	18914	38672	28224	43008	58432
2013	– 3514	27185	57884	39744	64352	88032

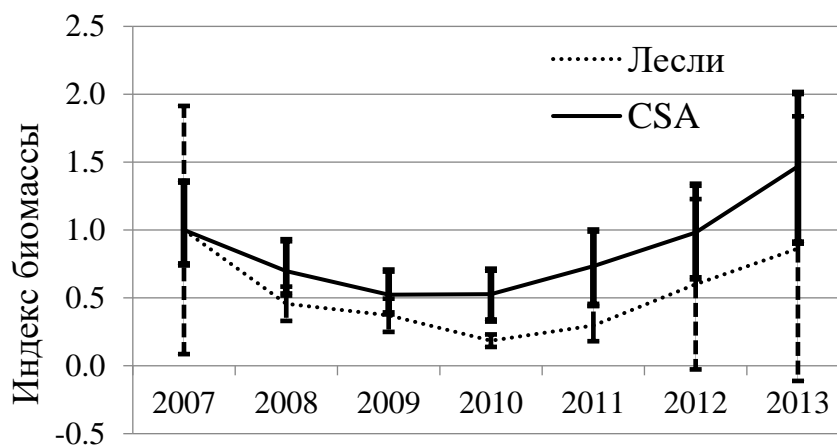


Рис. 4.1.1.2. Динамика индексов промысловой биомассы камчатского краба, рассчитанных с использованием модели истощения Лесли (...) и когортной стохастической модели CSA (—) для промысловых сезонов 2007 – 2013 гг.; (I) – 95%-ный доверительный интервал.

Причина таких отличий связана с динамикой среднегодового улова на усилие, который используется в качестве входных данных для модели CSA. Среднегодовая производительность промысла (стандартизированный улов на ловушку) выросла в 2010 – 2013 гг. почти в три раза. Резкий скачок производительности при довольно стабильном ежегодном вылове существенно повлиял на оценку промыслового запаса.

Таким образом, полученные результаты оценок биомасс по методу Лесли весьма правдоподобно описывают динамику запаса и могут являться показателем состояния запаса. Данные величины могут быть использованы для настройки когортных моделей и служить дополнительной информацией о состоянии запаса при прогнозе динамики запаса и расчете общих допустимых уловов.

Входные данные для оценки запасов по методам Лесли и ДеЛури представляют собой временные ряды с определенным шагом величин вылова, усилий и улова на усилие. Подготовка таких рядов должна учитывать те условия (допущения) в отношении объекта промысла и самого промысла, при которых возможно использовать модели истощения. Первое допущение – это изолированность и стабильность популяции в наблюдаемый период, которые подразумевают отсутствие пополнения, смертности, эмиграции и иммиграции.

Очевидно, что такое условие не может быть полностью применимо в отношении биоресурсов открытых морских водоемов. Пополнение, смертность и миграции объектов лова вносят существенные ошибки при моделировании процессов истощения (Seber, 1973). Для минимизации таких ошибок обычно ограничивают период наблюдения одним промысловым сезоном, в течение которого допускают, что фактор промысла в значительно большей степени влияет на динамику запаса, нежели естественные процессы в популяции.

В большинстве случаев промысловый сезон при эксплуатации запаса камчатского краба в ИЭЗ РФ Баренцева моря ограничивался осенне-зимним периодом. Учитывая, что продолжительность промыслового сезона значительно короче продолжительности календарного года, можно предположить, что при интенсивном промысле естественные факторы могут в значительно меньшей степени влиять на динамику запаса, чем промысел. Кроме того, пополнение промыслового запаса происходит посредством линьки пререкрутов и переходом их в группу рекрутов. Сезон массовой линьки не совпадает с сезоном промысла (Камчатский краб ..., 2003), поэтому влиянием фактора пополнения можно пренебречь.

В настоящее время нет данных о естественной смертности промысловых крабов во время промыслового сезона. Результаты моделирования динамики краба в Баренцевом море с помощью когортных моделей CSA и LBA показали, что мгновенный коэффициент естественной смертности может варьировать в пределах 0,09 – 0,18 (Баканев, 2011). Учитывая, что промысловый сезон в большинстве случаев длится 2 – 3 месяца, естественная элиминация может составлять 1,4 – 4,1% от запаса в этот период. Учитывая, что степень промысловой эксплуатации запаса в 2005 – 2012 гг. составляла от 15 до 56% и на порядок превосходила естественную убыль, можно сделать допущение о незначительном влиянии фактора естественной смертности при моделировании динамики запаса в течение промыслового сезона.

Степень эмиграции и иммиграции краба в районах промысла оценить весьма сложно. В пределах локальных районов (Варангерфьорд) миграционные пути

могут быть весьма несущественны, если кормовые и нерестовые участки расположены в незначительной удаленности друг от друга (Sundet et al., 2000).

Однако довольно часто жизненный цикл камчатского краба включает в себя наличие весьма протяженных сезонных миграций. У взрослых особей эти миграции в осенний период имеют характер пищевых: краб с мелководных участков движется в сторону глубоководных районов. Сезон весенних миграций связан с отходом краба с глубоководных нагульных районов в мелководные прибрежные районы для спаривания. Такие миграции отмечены для тихоокеанского региона и отмечаются некоторыми исследователями для Баренцева моря (Левин, 2001).

Анализ данных траловых съемок показал, что до 2000 г. крабы встречались в узкой прибрежной полосе от 0 до 50 км от берега. Промысел в этот период велся также в районах, близких к береговой линии (до 20 км). С распространением краба в восточном направлении его встречаемость увеличилась на мористых участках. В период 2005 – 2008 гг. краб отмечался на максимальном удалении от берега (200 – 280 км). Основные промысловые скопления обнаружены на удалении 130 – 150 км от берега. Расстояние в 150 км может являться величиной, характеризующей максимальную протяженность миграций особей камчатского краба в Баренцевом море.

По литературным данным, у западного побережья Камчатки кормовые миграции камчатского краба достигают около 200 км. В заливе Петра Великого места, где зимуют крабы, и места на мелководье, куда крабы подходят весной, отстоят друг от друга на 80 км (Орлов, 1962). В то же время данные норвежских коллег показывают, что в пределах глубоководных фьордов миграции краба по протяженности могут составлять несколько сотен метров. Нагульные глубоководные районы и участки размножения располагаются в пределах одного фьорда. Миграционная активность камчатского краба в таких фьордах выражена слабо (Sundet et al., 2000).

Таким образом, протяженность миграционных путей камчатского краба в Баренцевом море зависит, главным образом, от дистанции между глубоководными

участками и узкой прибрежной полосой. На Западном Мурмане такие дистанции относительно небольшие и могут составлять от нескольких сотен метров до 20 – 30 км. В районах Восточного Мурмана и полуострова Канин расстояния между нагульными и нерестовыми участками могут достигать 150 км.

Характер миграций камчатского краба весьма существенно отличается на Западном и Восточном Мурмане, что, по всей видимости, необходимо учитывать при формировании временных рядов. Однако рассматривать влияние сезонных миграций на динамику запаса в течение промыслового сезона необходимо в комплексе с геостатистическими показателями промысла. Дальнейшие исследования, направленные на выявление степени миграционной активности в районах Восточного Мурмана, возможно смогут улучшить точность оценок запаса посредством включения фактора миграции в модель.

Таким образом, при анализе входных данных необходимо учитывать следующие особенности:

- 1) акватория оценки должна соответствовать распределению промысловых усилий при анализе каждого промыслового сезона;
- 2) статистика улова на усилие начала и конца промыслового сезона может нести существенные отклонения от основного тренда производительности и требует дополнительной фильтрации;
- 3) причины межгодовых колебаний коэффициентов улавливаемости должны приниматься во внимание, а степень их влияния на динамику запаса, по возможности, должна быть ослаблена путем фильтрации данных или модификации модели.

Результаты выполненных работ показали, что модели истощения Лесли и Де Лури могут использоваться для оценки состояния запаса камчатского краба в РЭЗ Баренцева моря на локальных участках его промысла в течение одного промыслового сезона. Величина начальной биомассы B_0 в 2007 – 2013 гг. варьировала в пределах 5,8 – 31,5 тыс. т, что составляло в отдельные годы от 30 до 75% от общего промыслового запаса. Показатели начальной биомассы B_0 и коэффициента улавливаемости q значительно варьируют год от года, что может

быть следствием как естественных изменений в популяции, так и особенностей ведения промысла в тот или иной сезон.

Оценки начальной биомассы локального запаса методом Лесли удовлетворительно коррелируют с оценками общей численности запаса по когортной модели CSA, что позволяет рассматривать их как дополнительный показатель состояния общего промыслового запаса. Причины межгодовых колебаний коэффициентов улавливаемости должны приниматься во внимание, а степень их влияния на динамику запаса, по возможности должна быть ослаблена путем анализа и последующей фильтрации данных.

4.1.2 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; Шибаетов, 2007). В нашей работе используется модификация классической продукционной модели Шефера (Schaefer, 1954, 1957).

Априорная оценка параметров

Согласно рассмотренным в главе 1 уравнениям [15–17] 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_I), 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, приводить 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 оценки 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 4.1.2.1А, 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).

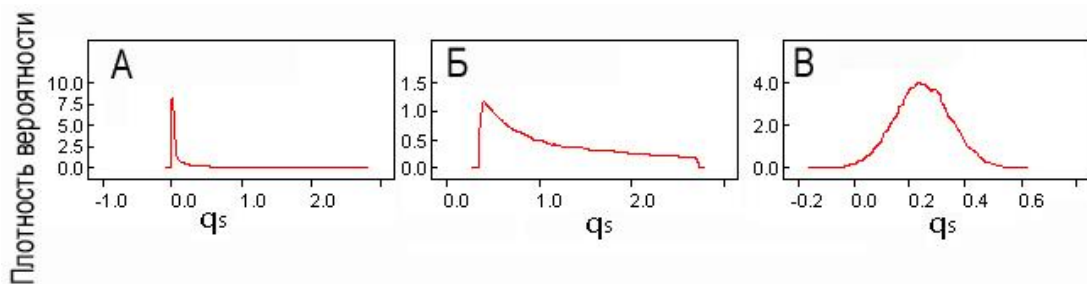


Рис. 4.1.2.1. Априорные плотности вероятности распределения возможных значений параметра q_s при различных модельных расчетах (А – $\ln(q_s) \sim \text{dunif}(-10;1)$, Б – $\ln(q_s) \sim \text{dunif}(-1;1)$, В – $q_s \sim \text{dnorm}(0,25;100)$).

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 «ТИПРО–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:

- 1) нет информации о q_s и равновероятно он может оказаться в более широком диапазоне значений (рис. 4.1.2.1, А);
- 2) 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. 4.1.2.1, Б);
- 3) 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. 4.1.2.1, В);
- 4) основываясь на результатах дальневосточных исследований, 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.
- 5) 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). Годовое 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. 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. 4.1.2.2, 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 [17] 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. 5.2.2, В).

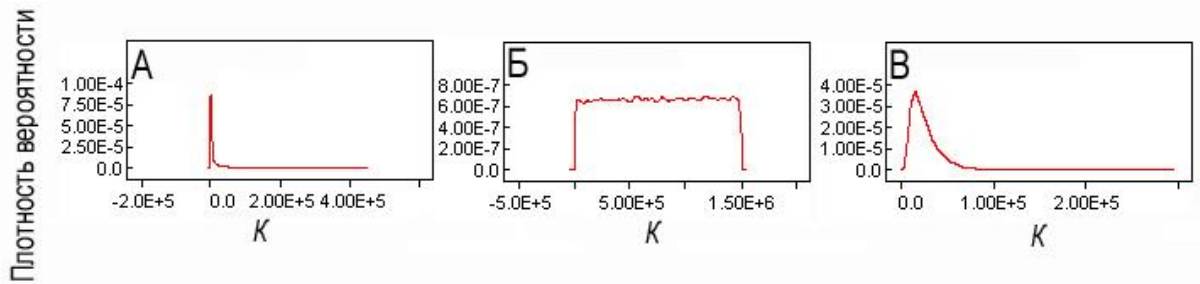


Рис. 4.1.2.2. Априорные плотности вероятности распределения возможных значений параметра K при различных модельных расчетах (А – $\ln(K) \sim \text{dnorm}(0;13)$, Б – $K \sim \text{dnorm}(10 \text{ млн.}; 1500 \text{ млн.})$, В – $K \sim \text{dlnorm}(10;3)$).

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_I 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_I , 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 $1/\sigma_K^2 \sim dgamma(0,1;0,1)$, где $dgamma(r,\mu)$ 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 4.1.2.1.

Таблица 4.1.2.1

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

Параметр	Средняя	SD	Медиана
<i>MSY</i>	5739	4362	4536
<i>B_{MSY}</i>	21590	12480	18000
<i>K</i>	41100	23370	34470
<i>m</i>	2,47	0,79	2,44
<i>q_s</i>	0,59	0,25	0,51
<i>v</i>	0,44	0,08	0,43
<i>k</i>	0,07	0,03	0,07
<i>B₁₉₉₄</i>	864	648	864
<i>B₁₉₉₅</i>	648	432	432
<i>B₁₉₉₆</i>	432	216	432
<i>B₁₉₉₇</i>	648	432	648
<i>B₁₉₉₈</i>	1080	648	1080
<i>B₁₉₉₉</i>	1511	864	1295
<i>B₂₀₀₀</i>	2375	1511	2159
<i>B₂₀₀₁</i>	2375	1511	2159
<i>B₂₀₀₂</i>	5613	3454	4966
<i>B₂₀₀₃</i>	23317	14249	20295
<i>B₂₀₀₄</i>	23749	14465	20726
<i>B₂₀₀₅</i>	18999	11443	16624
<i>B₂₀₀₆</i>	16624	10147	14681

В течение первого десятилетнего периода исследований происходила натурализация камчатского краба в Баренцевом море и его численность (B_t) 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.

4.1.2.1, рис. 4.1.2.3). 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 г. 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).

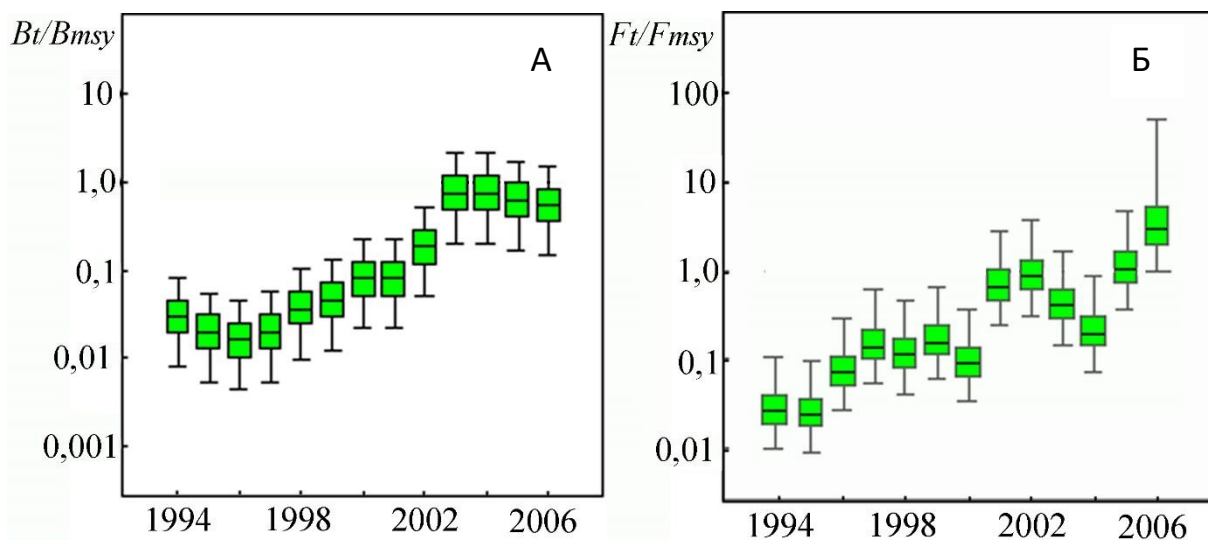


Рис. 4.1.2.3. Относительная численность (А, B_t/B_{MSY}) и промысловая смертность (Б, F_t/F_{MSY}) камчатского краба в Баренцевом море в 1994–2006 гг. (ось у представлена в логарифмическом масштабе; прямоугольники с горизонтальной чертой – диапазон квартилей с медианой; планки погрешностей – 95% доверительный 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. 4.1.2.4). 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 среднегодовалого, достигнув своего максимума в 2003 г. по результатам исследовательских съемок и в 2004 г. по результатам модельных расчетов.

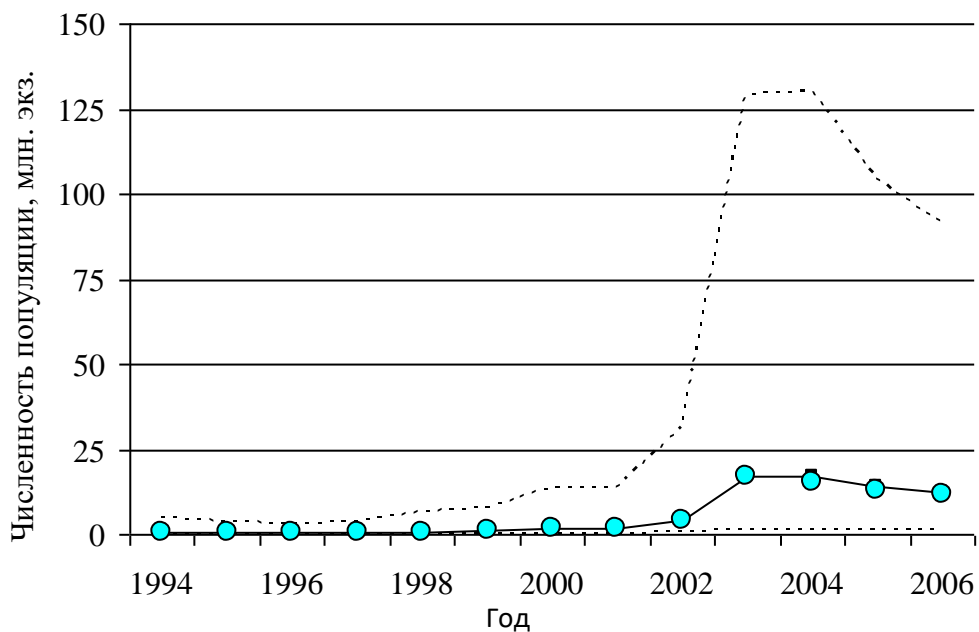


Рис. 4.1.2.4. Динамика запаса камчатского краба в Баренцевом море в 1994–2006 гг. по результатам российских траловых съемок (точки) и оценки индексов с использованием стохастической продукционной модели (пунктирная линия 95% доверительный интервал)

Для анализа связи динамики запаса с интенсивностью промысла вначале строилась зональная диаграмма (рис. 4.1.2.5). 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, по продукционной модели равен 18 млн. экз. (табл. 4.1.2.1). 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 *перелома по пополнению*, то есть такого состояния популяции, года из-за низкой численности производителей продуцируемое ими пополнение не может компенсировать общую убыль запаса (Рикер, 1979).

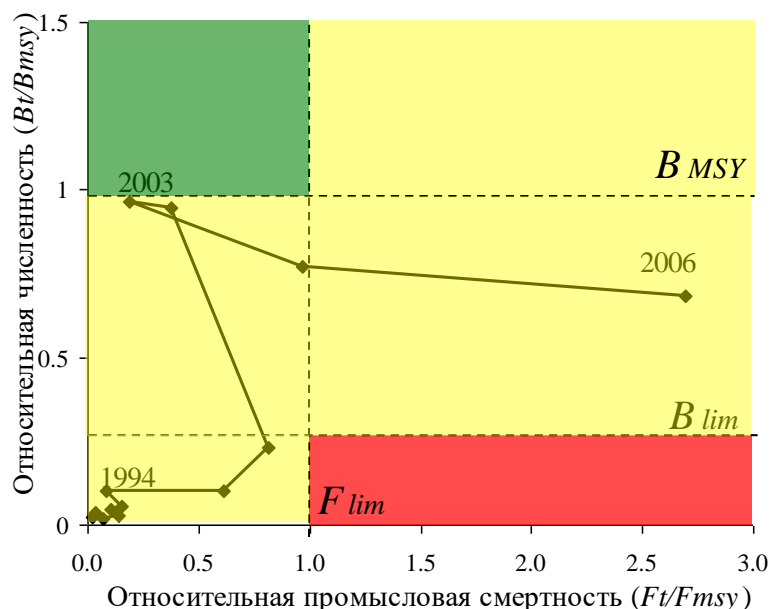


Рис. 4.1.2.5. Ежегодное соотношение относительной численности (B_t/B_{MSY}) к ежегодной смертности (F_t/F_{MSY}) в 1994–2006 гг. в зональном представлении области управления при предосторожном подходе для запаса камчатского краба в Баренцевом море (зеленая область – зона устойчивого состояния запаса; 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. 4.1.2.5; UN, 1995). На рисунке 4.1.2.5 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 перелома.

Траектория соотношения медианных оценок (B_t/B_{MSY}) и (F_t/F_{MSY}) (рис. 4.1.2.5) 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 перелома 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. 4.1.2.5), а их доверительные интервалы, из-за высокой неопределенности, значительны (табл. 4.1.2.1).

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. 4.1.2.5).

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 [43], представлена на рис. 4.1.2.6. 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.

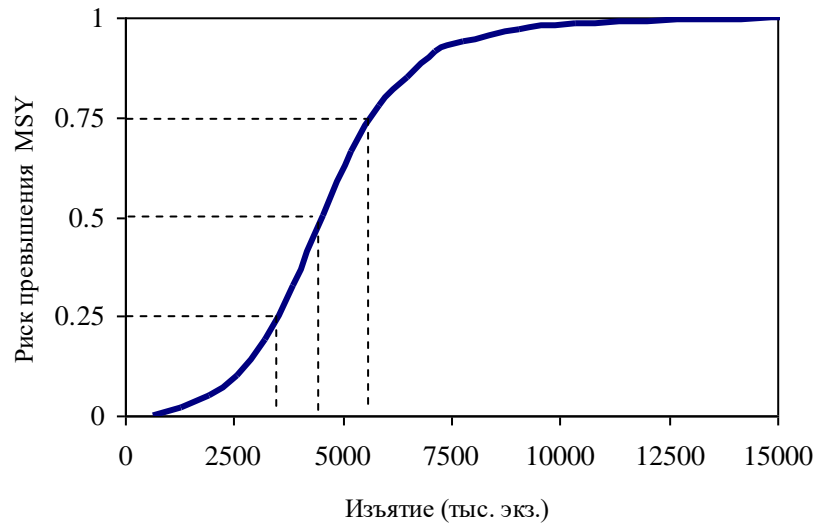


Рис. 4.1.2.6. Зависимость риска превышения MSY для запаса камчатского краба в Баренцевом море от степени его годового изъятия.

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 4.1.2.2 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_M	F_t/F_M	B_t/B_{MS}	F_t/F_M	B_t/B_M	F_t/F_M	B_t/B_{MS}	F_t/F_M	B_t/B_M	F_t/F_M
	SY	SY	Y	SY	SY	SY	Y	SY	SY	SY
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. 4.1.2.1). Параболическая зависимость продуктивности популяции от ее фактической биомассы, рассчитанная по продукционной модели [15], представлена на рисунке 4.1.2.7. 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:

$$Y_y = \frac{4MSY \times B_t}{K} \left(1 - \frac{B_y}{K} \right), \quad [44]$$

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:

$$Y_{surv_t} = \frac{surv_{t-1} - surv_t}{q_s} + C_t, \quad [45]$$

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

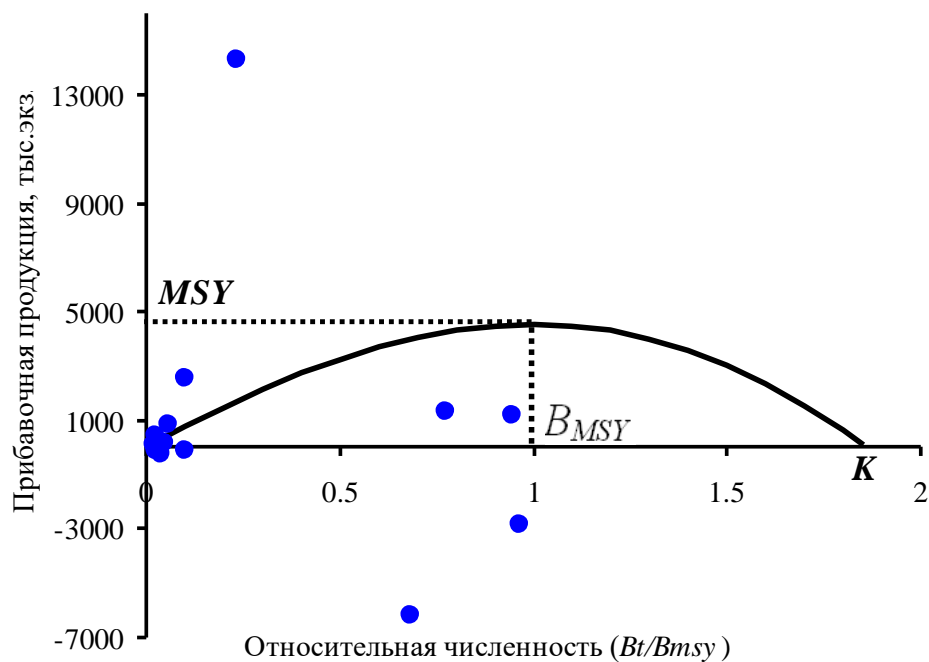


Рис. 4.1.2.7. Зависимость продукции от численности запаса, рассчитанная с использованием параметров модели (парабола) и индексов по съемке с учетом коэффициентов улавливаемости и вылова (точки). Вершина параболы соответствует максимальной прибавочной продукции (MSY) при биомассе B_{MSY} .

Как видно на диаграмме (рис. 4.1.2.7), 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 продукционной модели

В построенной нами продукционной 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, соответствующих 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. 4.1.2.7. 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. 4.1.2.7 способность нашей модели определить равновесную продукционную кривую невелика. 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. 4.1.2.1). 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, продукционные 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, подкрепленные 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.

4.1.3. 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).

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 0,8. В соответствии с этими допущениями задаются апостериорные распределения для параметров a и b , описывающих кривую улавливаемости (рис. 4.1.3.1 А).

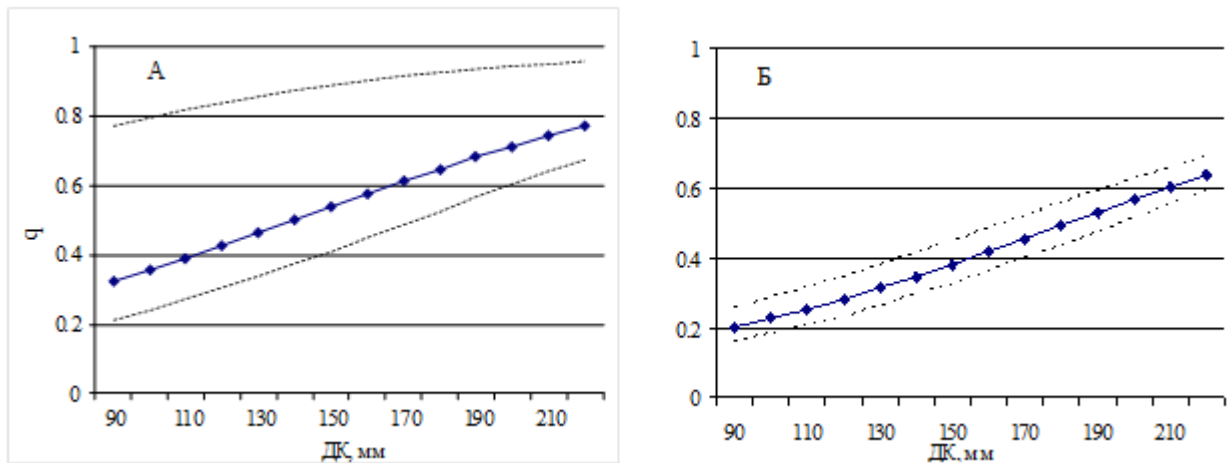


Рис. 4.1.3.1. Априорные (А) и апостериорные (Б) медианные оценки улавливаемости (пунктирная линия – 95% доверительный интервал).

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 $CV=25\%$. 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. 4.1.3.2). 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.

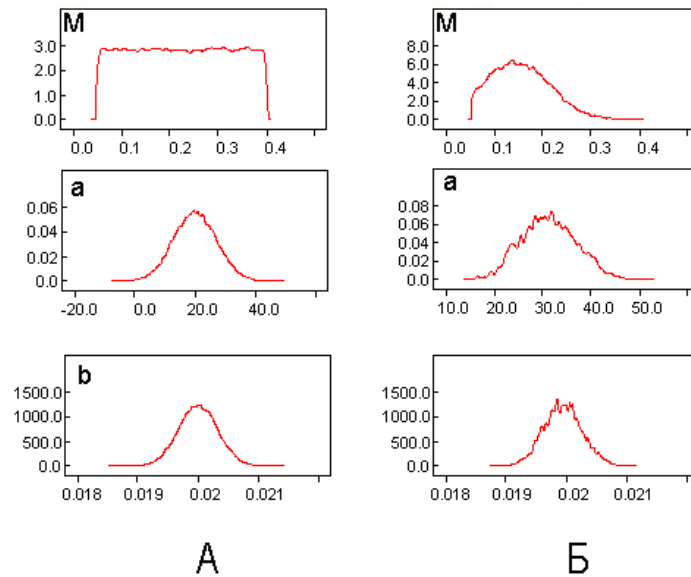


Рис. 4.1.3.2. Априорные (А) и апостериорные (Б) распределения параметров: M , a и b при расчете с выбором широкого диапазона возможных значений для M .

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. 4.1.3.3). Апостериорное распределение параметра a сужает диапазон доверительного интервала оценки коэффициента улавливаемости, который априори варьировал в больших пределах (рис. 4.1.3.3 Б).

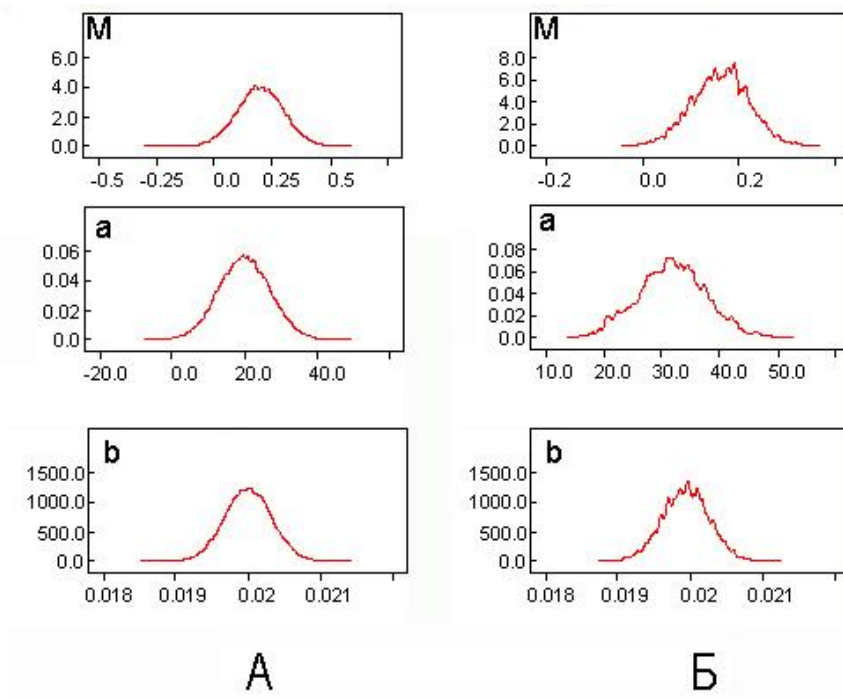


Рис. 4.1.3.3. Априорные (А) и апостериорные (Б) плотности вероятности параметров: M , a и b .

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. 4.1.3.4). 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 популяции, увеличило 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 наблюдений все группы значительно увеличили свою численность (рис. 4.1.3.5). 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. 4.1.3.5). Это поколение впервые было отмечено в 1997 г. и в течение нескольких лет пополняло 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.

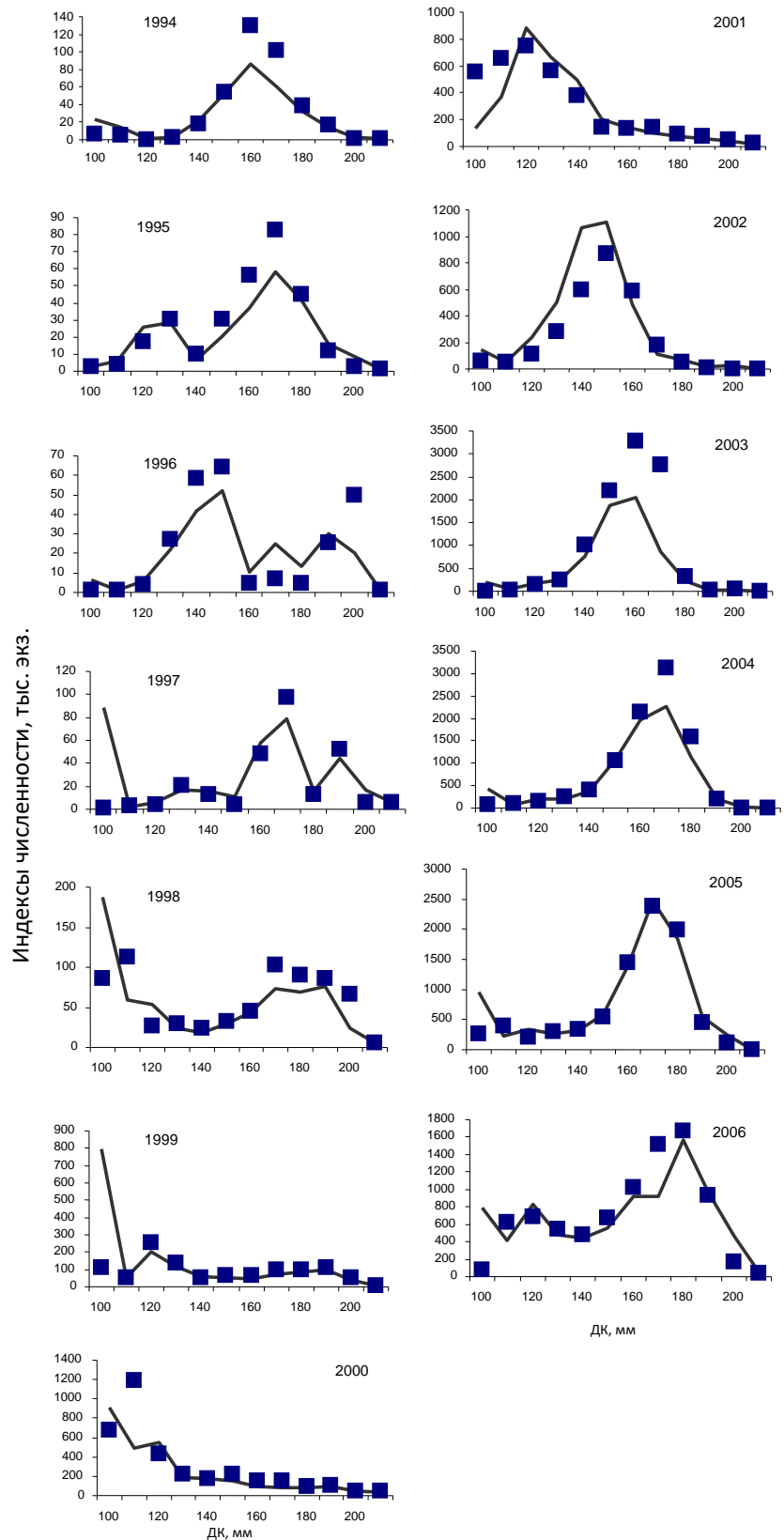


Рис. 4.1.3.4. Индексы численности (тыс. экз.) размерных групп самцов камчатского краба в Баренцевом море в 1994–2006 гг., (квадраты – по данным съемки, линия – по модели *LBA*).

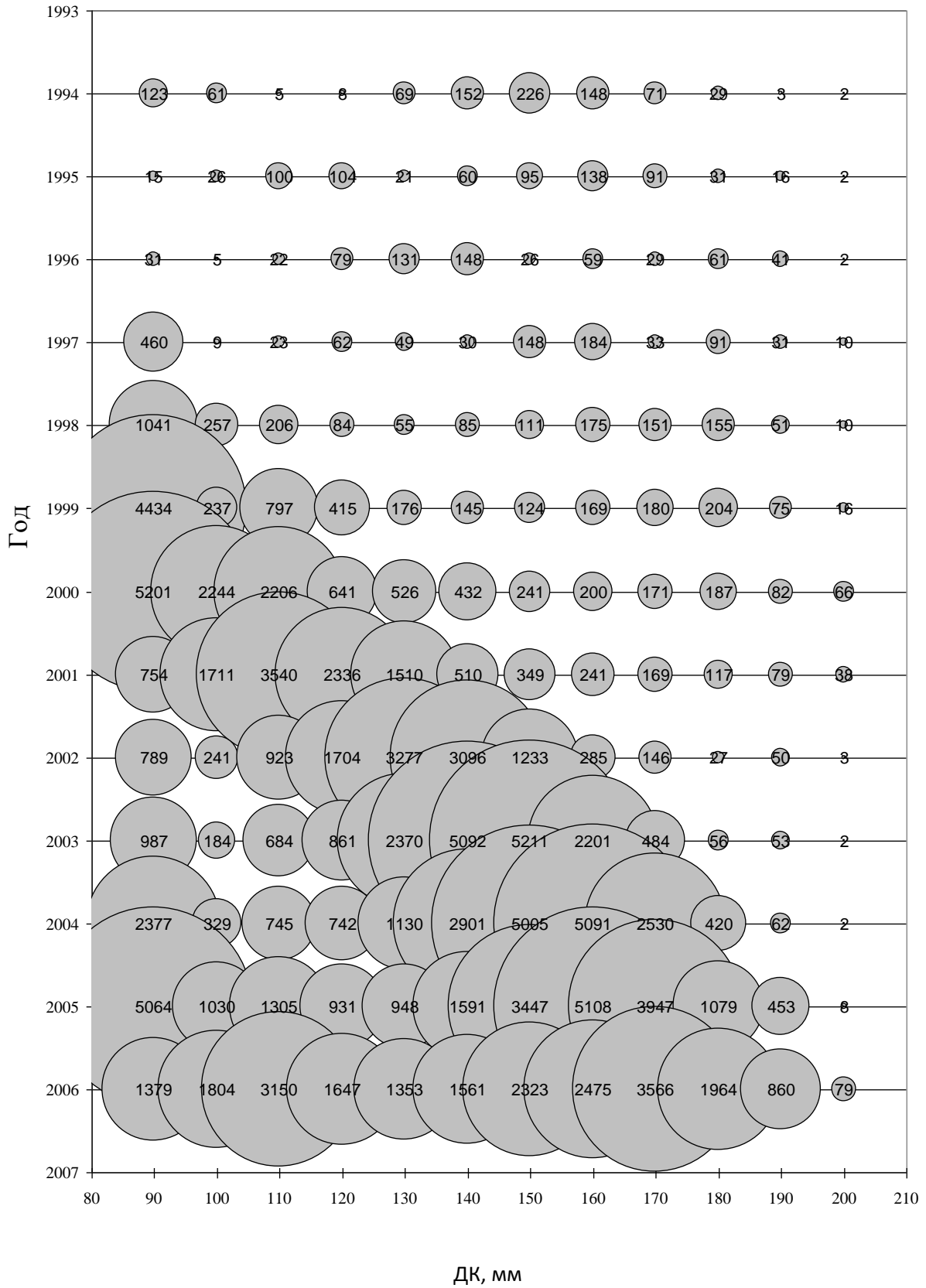


Рис. 4.1.3.5. Численность (тыс. экз.) самцов камчатского краба разных размерных классов 1994–2006 гг. по модели *LBA*.

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 среднегодового.

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. 4.1.3.6). 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.

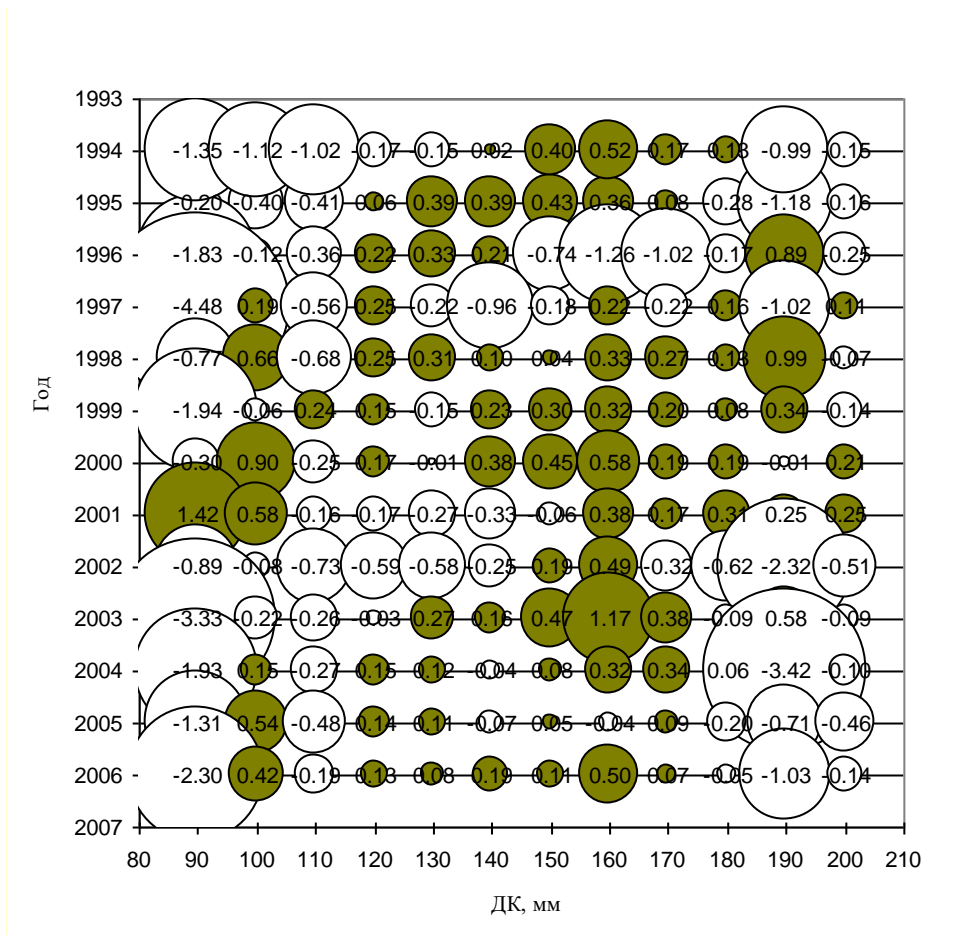


Рис. 4.1.3.6. Величины отклонений логарифмов (серые круги – положительные, белые – отрицательные) фактических индексов численности размерных групп по съемкам от рассчитанных значений при использовании когортной *LVA* модели для камчатского краба Баренцева моря в 1994 – 2006 гг.

Перспективы использования модели LVA

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, основанные на меньшем количестве когорт.

4.1.4 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. 4.1.4.1). 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.

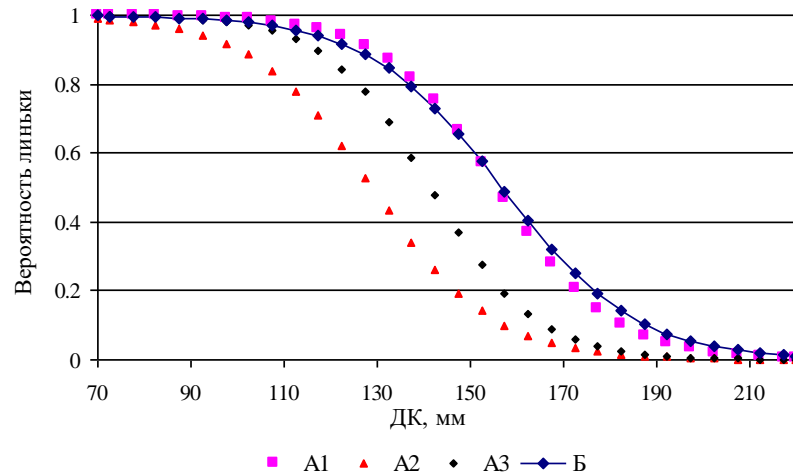


Рис. 4.1.4.1. Вероятность ежегодной линьки камчатского краба в зависимости от длины карапакса (ДК): А1 – в Бристольском заливе (Аляска) при высокой численности популяции, А2 – при резком снижении численности популяции, А3 – при низкой численности (Zheng et al., 1995) и Б – в Баренцевом море (Nilssen, 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_1 , RE_1 , PO_1 были заданы в достаточно широких диапазонах возможных значений с равномерным распределением $PR_1 \sim \text{dunif}(2; 200)$; $RE_1 \sim \text{dunif}(20; 600)$; $PO_1 \sim \text{dunif}(20; 500)$.

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

Априорное распределение ошибок индекса численности основано 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 г. индекс численности пререкрутов выше среднемноголетнего уровня за 5 последних лет на 90% (см. табл. 2.3.4). 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 среднемноголетний 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. 4.1.4.2). 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.

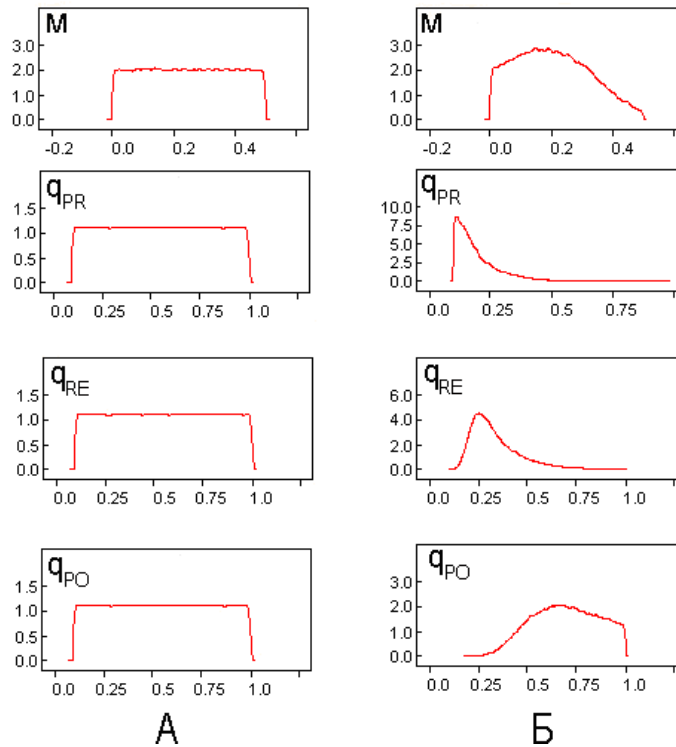


Рис. 4.1.4.2. Априорные (А) и апостериорные (Б) плотности вероятностей параметров: M , q_{pr} , q_{re} , q_{po} при расчете с выбором априорных распределений в широком диапазоне возможных значений.

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. 4.1.4.3).

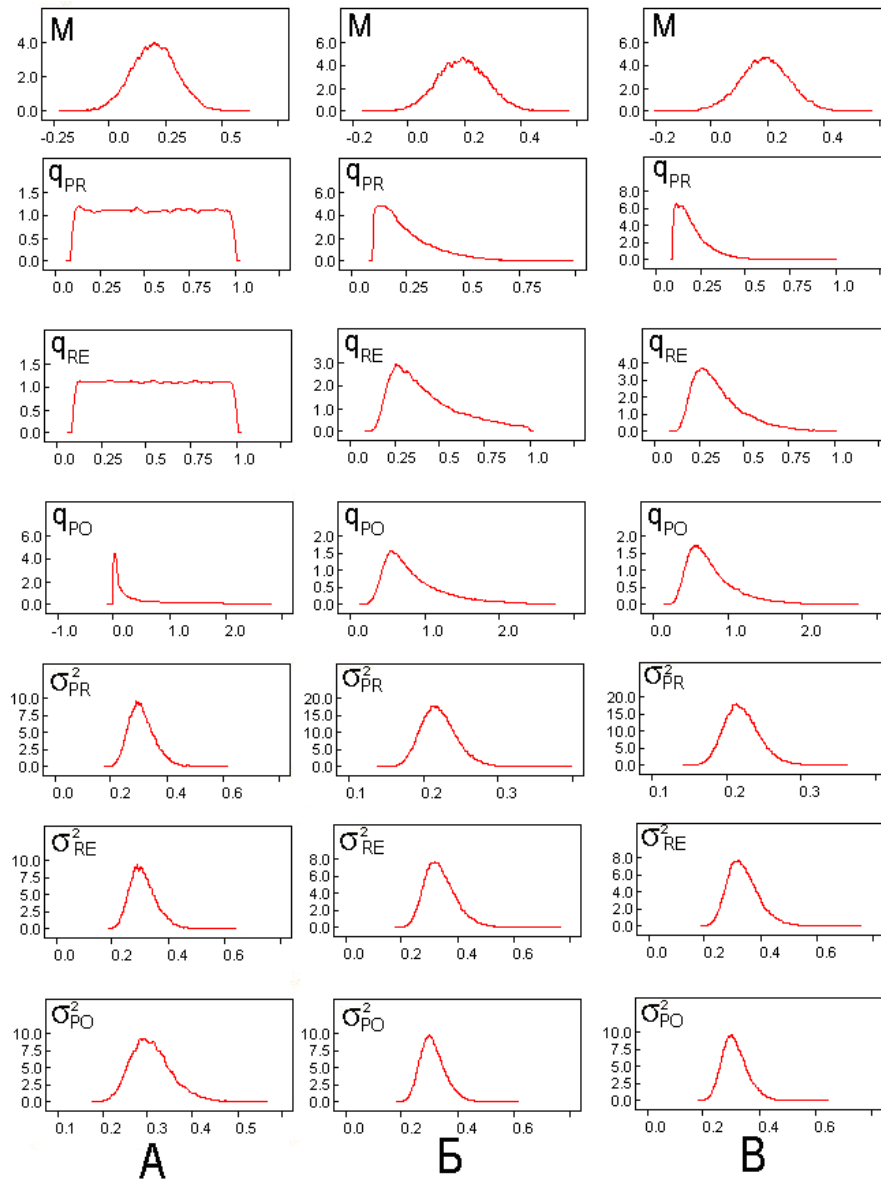


Рис. 4.1.4.3. Априорные (А) и апостериорные плотности вероятности параметров: M , q_{pr} , q_r , q_p , σ_{pr}^2 , σ_{re^2} , σ_{po}^2 при расчете с учетом официального (Б) и общего (В) выловов.

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. 4.1.4.3, рис. 4.1.4.4).

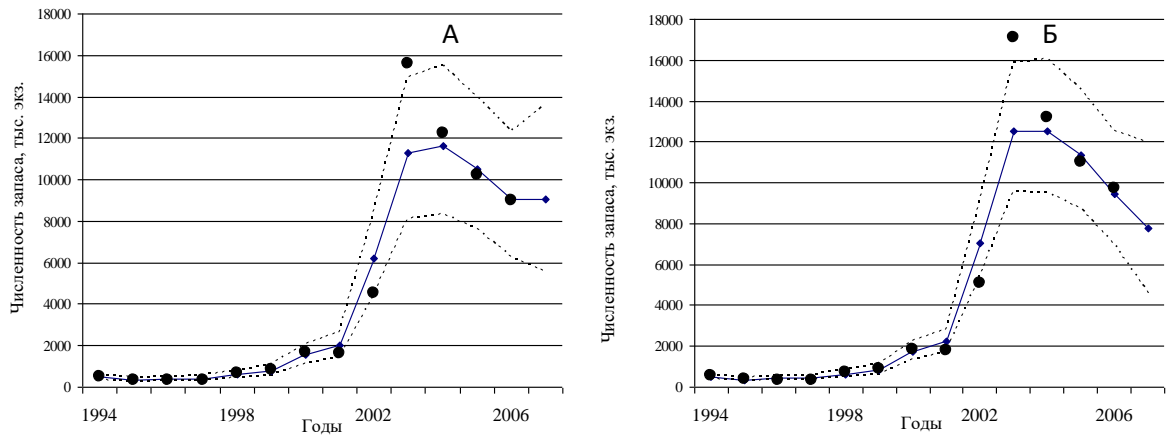


Рис. 4.1.4.4. Индексы численности промыслового запаса камчатского краба в Баренцевом море по данным траловых съемок (точки) и по модели (линия) с учетом коэффициентов улавливаемости, официального (А) и общего (Б) выловов. Численность дана с 95% доверительным интервалом (штриховая линия).

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. 4.1.4.1). 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., корректируют 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 учетом неофициального вылова. 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 наблюдений все группы значительно увеличили свою численность (рис. 4.1.4.5). 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 среднемноголетнего, достигнув в 2004 г. максимума. В 2006 г. отмечалось максимальное промышленное 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.

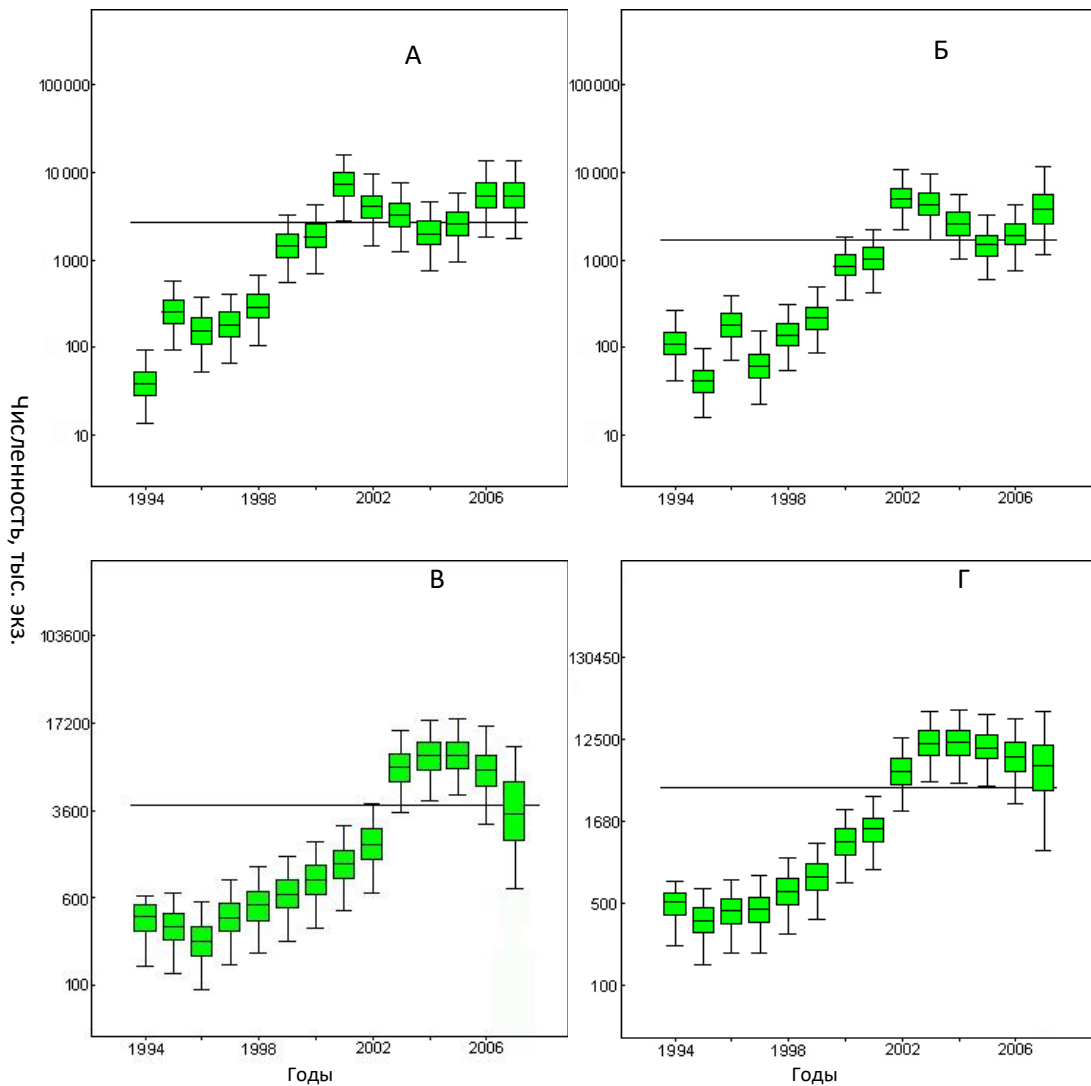


Рис. 4.1.4.5. Динамика численности пререкрутов (А), рекрутов (Б), пострекрутов (В) и промышленного запаса (Г) камчатского краба в Баренцевом море в 1994 – 2007 гг. (ось x в логарифмическом масштабе; прямоугольники с горизонтальной чертой – диапазон кватрилей с медианой; планки погрешностей – 95% доверительный 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. 4.1.4.6). 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 гг. 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.

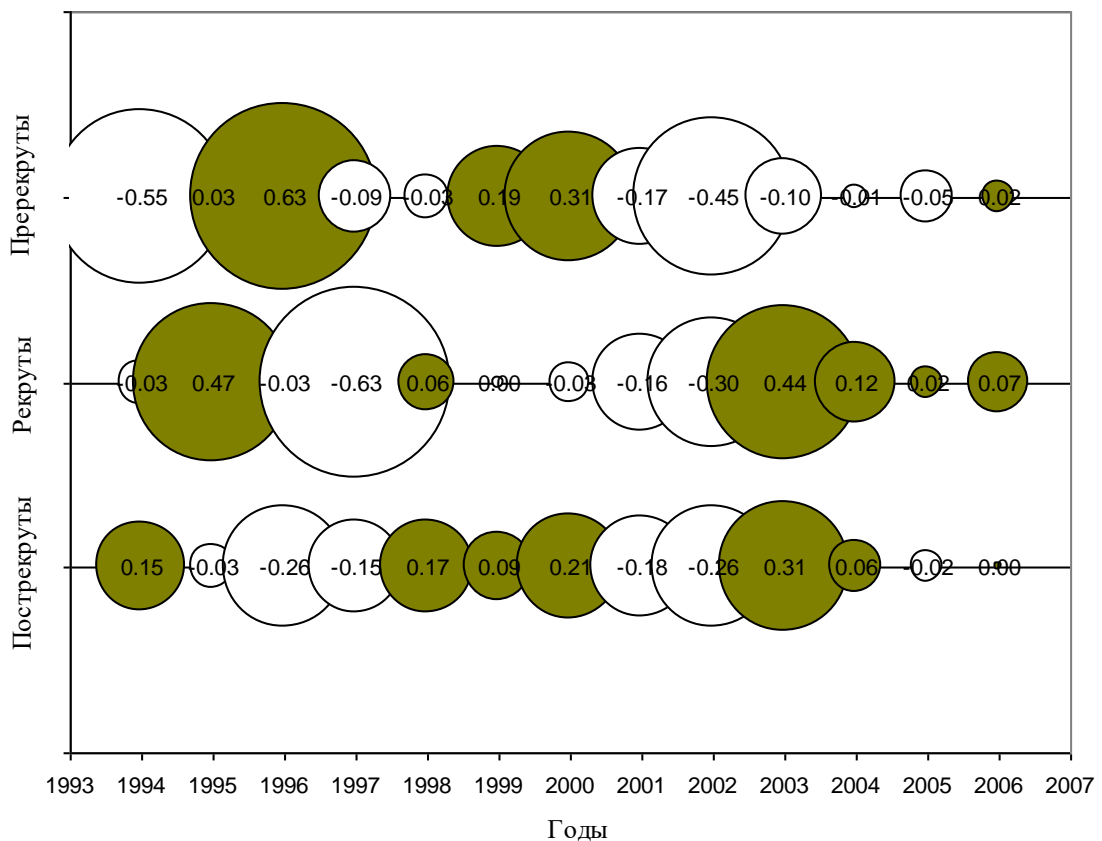


Рис. 4.1.4.6. Величины отклонений логарифмов (серые круги – положительные, белые – отрицательные) фактических индексов численности размерных групп по съемкам от рассчитанных значений при использовании когортной CSA модели для камчатского краба Баренцева моря в 1994–2006 гг. (сценарий 1).

Основные диагностические показатели размерных групп представлены в таблице 4.1.4.2. 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 4.1.4.2

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

среднемноголетнего 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 4.1.4.3 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. 4.1.4.7).

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

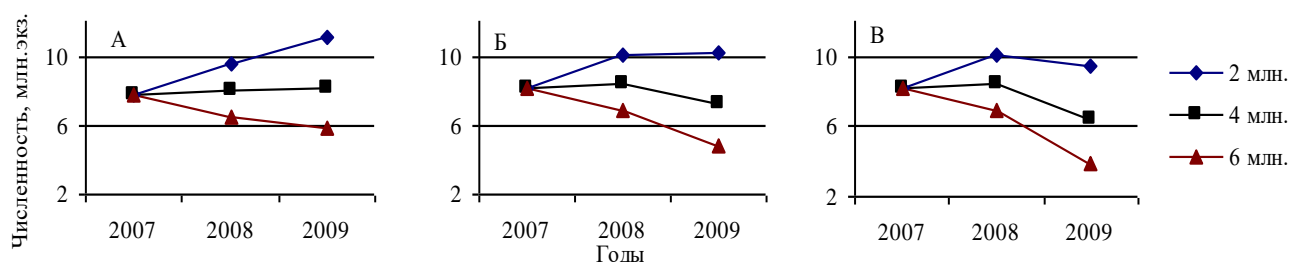


Рис. 4.1.4.7. Прогноз численности промыслового запаса камчатского краба в Баренцевом море при разных уровнях эксплуатации в 2007–2009 гг., при прогнозируемом вылове 2,4,6 млн. экз. и пополнении равному: уровню 2006 г. (А); среднему за 2 последних года (Б), среднему за 5 последних лет (В).

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 растёт 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 способностях, 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 найти 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 V_{lim} равный 30% от уровня максимальной величины промыслового запаса, отмеченный за весь период наблюдений.

Вероятности снижения запаса ниже V_{lim} с учетом состояния запаса на начало 2007 г. представлены в таблице 4.1.4.4. 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. 4.1.4.8). Как видно на диаграмме, при вылове 2 млн. экз. и принятых пополнениях риск превышения V_{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. И так, риск-анализ показал, что долговременное изъятие на уровне 4 – 6 млн. экз. увеличит вероятность снижения запаса ниже установленных нами границ.

Таблица 4.1.4.4

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

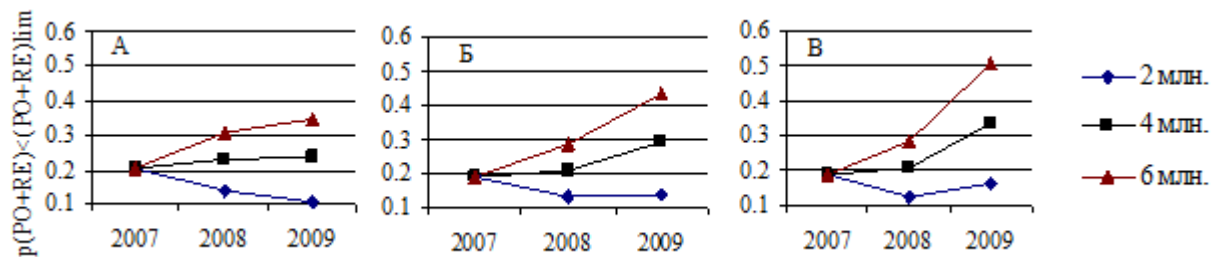


Рис. 4.1.4.8. Риск (p) снижения промыслового запаса камчатского краба в Баренцевом море при разных уровнях эксплуатации в 2007–2009 гг., при прогностическом вылове 2,4,6 млн. экз. и пополнении равному: уровню 2006г. (А); среднему за 2 последних года (Б); среднему за 5 последних лет (В).

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 производственный потенциал и емкость среды. Когортные модели позволяют анализировать и оценивать отдельные «поколения» и учитывать величину пополнения. С другой стороны, объединяет когортные и производственные 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 «путаящим» 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 2004-2006 гг. 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 коэффициента 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.

4.1.5 Сравнительный анализ продукционной и когортных (CSA и LBA) 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. 4.1.5.1). 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 то же время, наличие данных о размерной структуре популяции камчатского краба, позволит использовать эту дополнительную информацию для уточнения полученных характеристик в рамках когортных моделей.

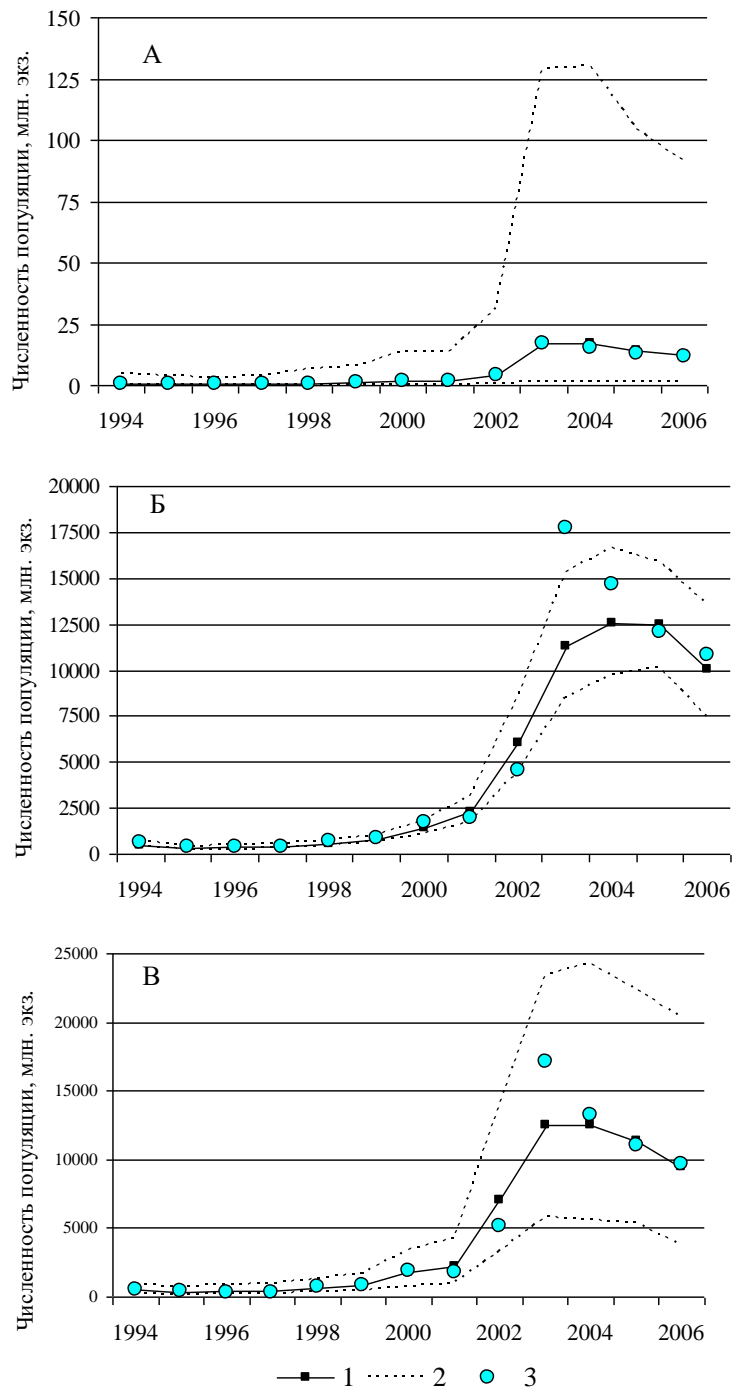


Рис. 4.1.5.1. Медианная численность (1) с 95%-ным доверительным интервалом (2) промысловой части популяции камчатского краба в Баренцевом море по продукционной (А), *LBA* (Б), *CSA* (В) моделям и по данным траловых съемок (3) с учетом коэффициентов улавливаемости.

Прогноз численности промысловой части популяции в 2007–2009 гг. по трем моделям также имеет схожие тенденции (табл. 4.1.5.1, рис. 4.1.5.2). 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 4.1.5.1

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

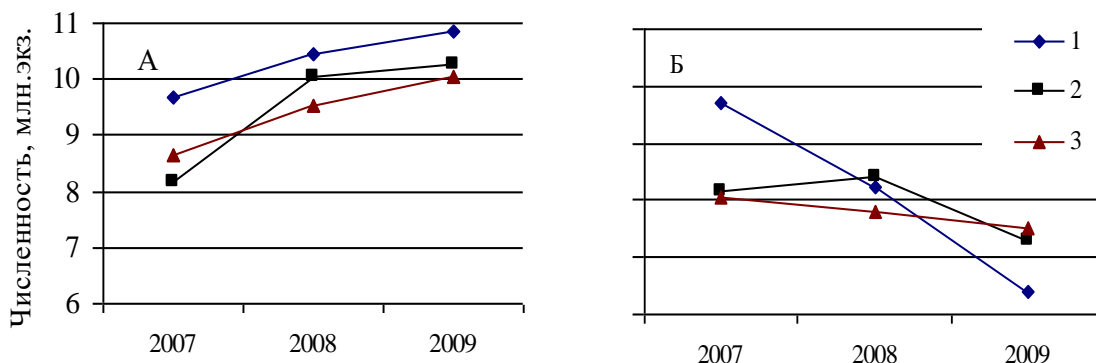


Рис. 4.1.5.2. Прогноз численности промысловой части популяции камчатского краба в Баренцевом море при разных уровнях эксплуатации в 2007–2009 гг. согласно расчетам по продукционной (1), CSA (2) и LBA (3) моделей и прогностическом вылове 2 (А) и 4 млн. экз. (Б).

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. 4.1.5.2; рис. 4.1.5.3). 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. 4.1.5.2).

Таблица 4.1.5.2

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

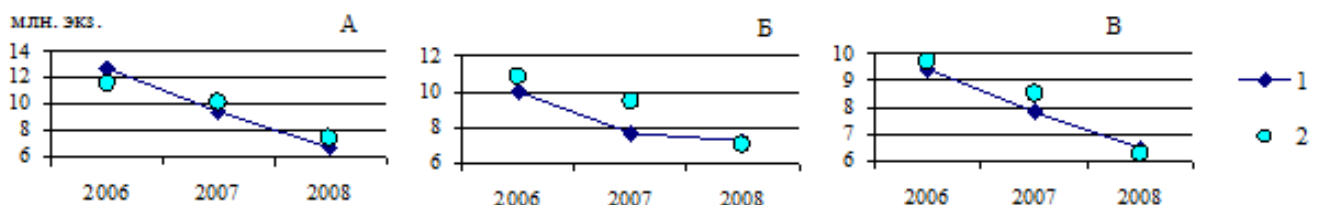


Рис. 4.1.5.3. Прогнозируемая (1) и фактическая численность по съемкам (2) промысловой части популяции камчатского краба в Баренцевом море в 2006–2008 гг. согласно расчетам по производственной (А), *LBA* (Б) и *CSA* (В) моделям.

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.

Проведенный сравнительный анализ результатов моделирования показал, что в период 1994 – 2006 гг. для описания динамики численности и прогностических оценок баренцевоморской популяции камчатского краба целесообразно было использовать модель *CSA* в силу следующих причин:

- продукционный 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*.

4.2 Оценка динамики запасов промысловых беспозвоночных (продукционный подход)

В данной главе представлены результаты моделирования и оценки параметров динамики численности промысловых беспозвоночных, выполненные с использованием продукционной модели. В настоящее время продукционный подход к оценкам запасов беспозвоночных в Баренцевом море, которые имеют второй уровень информационной обеспеченности, является оптимальным при условии использования байесовского оценивания параметров. Преимущества и недостатки этого подхода описаны ниже для каждого запаса отдельно.

4.2.1. Камчатский краб

Оценка состояния запаса камчатского краба Баренцева моря в настоящее время представляет собой комплексную процедуру, основанную на использовании как эмпирических методов анализа временных рядов различных популяционных параметров, так и аналитических моделей динамики численности популяции. В 2017 – 2020 гг. на акватории основных промысловых скоплений после длительного перерыва были возобновлены траловые съемки запасов камчатского краба, результаты которых показали, что предыдущий подход к оценке запасов и биологических ориентиров нуждается в пересмотре. Минимальный доступный запас (т.е. запас, оцененный методом площадей без учета уловистости донного трала в отношении краба) оказался значительно выше модельных расчетов, основанных на ретроспективных данных ловушечных и траловых съемок, а также промысловых уловов на усилие.

С целью корректировки оценки запаса и ориентиров управления были выполнены расчеты по стохастической версии продукционной модели с дополнением в массив входных данных временного ряда индексов промыслового запаса камчатского краба, оцененного по траловым съемкам в 2017 – 2019 гг.

Продукционная модель Шеффера, реализованная в системе статистических вычислений BUGS (Bayesian inference Using Gibbs Sampler), выбрана по двум основным причинам:

- 1) возможность использовать в качестве входных данных несколько индексов (в данном случае 5 временных рядов);
- 2) возможность оценивать параметры не только на основе фактических входных данных, но и на основе предположений об их возможных величинах (байесовский подход).

В дальнейшем, при увеличении временного ряда индексов биомассы, оцененных по траловым съемкам, до 5 – 6 лет, предполагается переход на модель CSA с оценкой промыслового запаса по функциональным группам.

В 60 – 70-х годах прошлого века в Баренцево море было выпущено около 15 тыс. экз. камчатских крабов. К 1994 г. общая численность баренцевоморского

краба увеличилась более чем в 100 раз, а биомасса достигла 6 тыс. т. В 1994 – 1998 гг. она сохранялась на уровне 8 – 10 тыс. т. С 1995 г. наблюдался постепенный рост промыслового запаса, биомасса которого в 2003 – 2005 гг. превысила 150 тыс. т. В 2006 – 2009 гг. отмечалось заметное снижение промысловой биомассы, а затем, с 2010 г., ее существенный рост до исторического максимального уровня в 2014 гг. (рис. 4.2.1.1). По результатам моделирования динамики биомассы промыслового запаса, последние шесть лет он стабилен и варьирует в пределах 210 – 250 тыс. т. В последние три года отмечается незначительная тенденция к снижению запаса с 247 тыс. т в 2018 г. до 219 тыс. т в 2020 г.

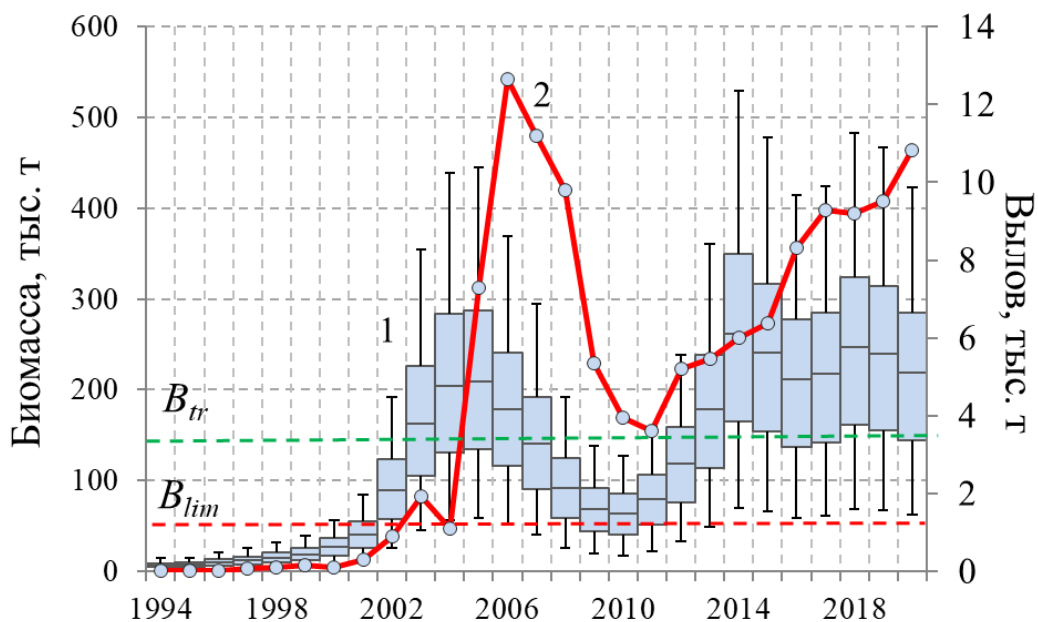


Рис. 4.2.1.1. Динамика биомассы промыслового запаса (1 – диапазон квартилей с медианой; планки погрешностей – 95 %-ный доверительный интервал) и вылов (2) камчатского краба в ИЭЗ России в Баренцевом море в 1994 – 2020 гг. (см. пояснения в тексте)

Расчеты, выполненные в 2020 г., показали, что граничный ориентир по биомассе (B_{lim}) составил 45 тыс. т, целевой (B_{tr}) – 149 тыс. т. Целевой ориентир по коэффициенту эксплуатации (E_{tr}) не должен превышать 0,16. С 2013 г. запас находится в зоне устойчивого состояния (рис. 4.2.1.2).

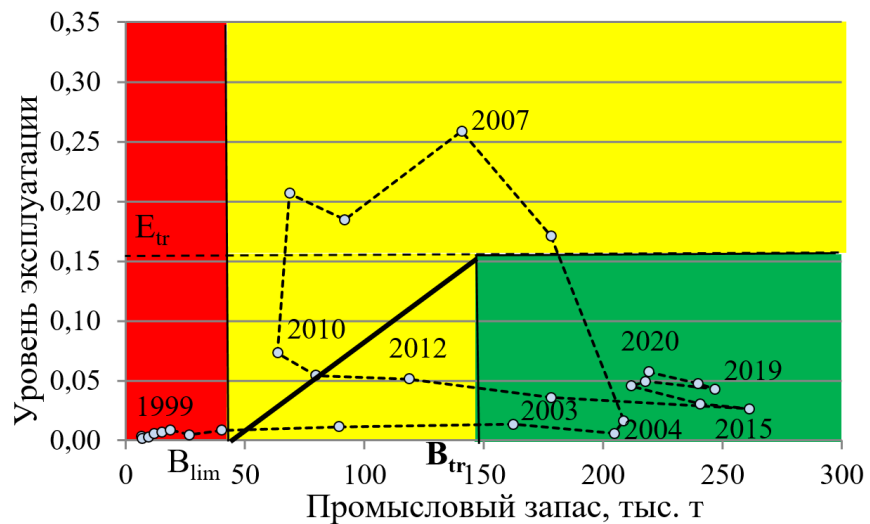


Рис. 4.2.1.2. Динамика промыслового запаса и уровня эксплуатации запаса камчатского краба, а также ориентиры управления его запасом (B_{lim} , B_{tr} и E_{tr}) в Баренцевом море в 1994 – 2020 г. в зональном представлении области управления при предосторожном подходе (зеленая область – зона устойчивого состояния запаса; желтая – буферная зона; красная – зона перелова).

Для оценки надежности полученных результатов были проведены расчеты с наборами входных данных с учетом разных временных периодов. При этом текущая оценка с данными до 2020 г. сравнивалась с оценками, полученными с данными, ограниченными предыдущими годами исследований вплоть до 2016 г. (рис. 4.2.1.3). Оценки биомасс при этом существенно варьировали в зависимости от последнего года временных рядов данных. Диапазон расхождений значений биомасс при различных прогонах достигал 50 – 100 тыс. т.

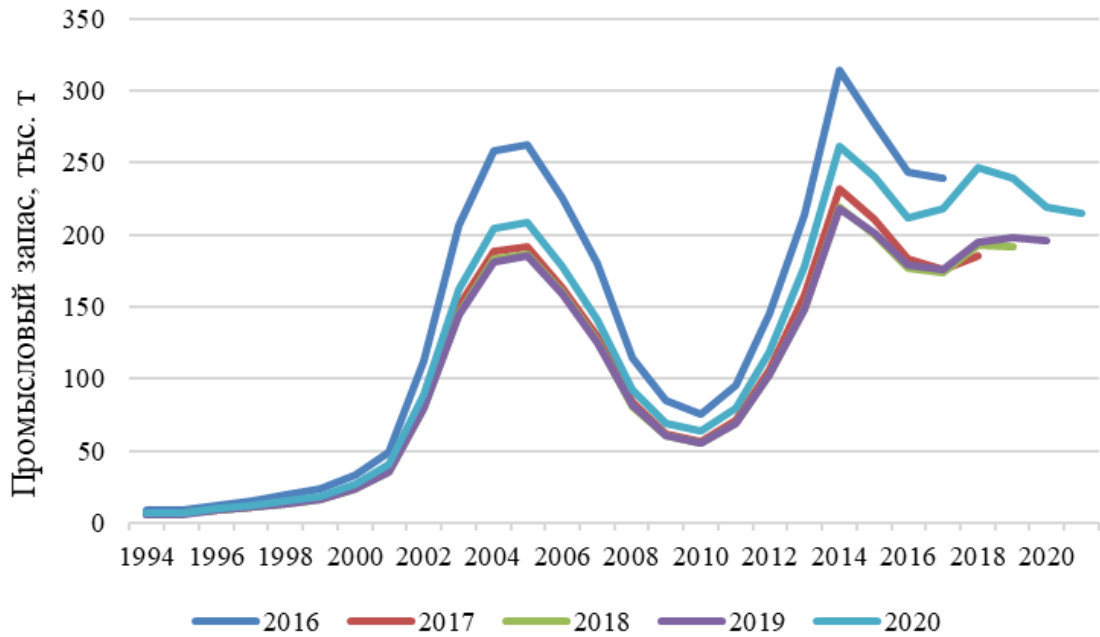


Рис. 4.2.1.3. Ретроспективная динамика моделируемого запаса камчатского краба в Баренцевом море при выборе терминального года от 2016 до 2020 г.

Если рассматривать проблему обобщенно, то следует сообщить, что изменчивость оценок запаса в ретроспективе характерна для большого количества запасов промысловых гидробионтов, оцениваемых с помощью аналитических моделей. В том числе такая изменчивость оценок присуща и запасам, куда более обеспеченных данными, чем оценка запаса баренцевоморского камчатского краба. В качестве примера можно привести оценки запасов трески, пикши, черного палтуса и сайды Баренцева моря (см. ретроспективные паттерны в рекомендациях по эксплуатации этих видов (AFWG, 2020)). Напротив, отсутствие подобной вариабельности в ретроспективе характерно для ситуаций, когда в качестве оценки используется только индекс, воспринимаемый как абсолютная оценка. Это не свидетельствует о более высоком качестве оценки запаса, а является указанием на недостаток информации о степени неопределенности нашей оценки.

В то же время, снижение изменчивости ретроспективных модельных оценок является важной методической задачей. В случае оценок запаса камчатского краба Баренцева моря, расчеты 2019 и 2020 гг. были выполнены с одинаковыми настройками с добавлением новых индексов, полученных в 2020 г. Относительно высокие отклонения в ретроспективном паттерне динамики запаса

баренцевоморского камчатского краба могут быть связаны с использованием в модели короткого ряда наблюдений – индекса траловой съемки (2017 – 2020 гг.). При добавлении очередного значения к такому короткому ряду, моделируемая динамика запаса может отличаться от предыдущей в более значительной степени, нежели при добавлении новых значений к продолжительным временным рядам. Несомненно, оценка величины запаса становится более изменчива, однако включение нового ряда необходимо, т.к. каждый новый ежегодный индекс дает наиболее «свежую» информацию к использованию в модели запаса.

Результаты расчетов 2020 г. показали, что продукционная модель удовлетворительно описывает исходные данные, однако не способна фиксировать краткосрочные изменения в пополнении запаса. В то же время, в последние шесть лет не наблюдались существенные изменения как в состоянии промыслового запаса, так и в оценке индексов его пополнения. С 2013 г. оцениваемая биомасса находится значительно выше уровня B_{tr} . Современная промысловая смертность камчатского краба с 2010 г. оценивается существенно ниже уровня E_{tr} (см. рис. 4.2.1.2).

Результаты риск-анализа превышения ориентиров управления при различной эксплуатации запаса камчатского краба в Баренцевом море на начало 2023 г. показывают, что риск уменьшения биомассы запаса ниже уровня B_{lim} невелик даже при возможном годовом вылове на уровне E_{tr} (табл. 4.2.1.1).

Таблица 4.2.1.1

Риск-анализ превышения ориентиров управления при различной эксплуатации запаса камчатского краба на начало 2023 г.

Уровень эксплуатации	=ОДУ2021	+10%	+20%	+30%	+40%	+50%	E_{tr}
Вылов, тыс. т	11	12,1	13,2	14,3	15,4	16,5	34,6
Параметр риск-анализа	Величина риска (%)						
Уменьшение ниже B_{lim}	1,2	1,3	1,4	1,5	1,6	1,7	3,7
Уменьшение ниже B_{tr} (B_{MSY}), %	22,3	23,7	24,9	26,2	27,4	28,6	34,1
Превышение E_{tr}	5,1	6,9	9,7	14,5	21,4	25,2	56,7

Таким образом, оценка состояния запаса камчатского краба в Баренцевом море основывается на реализации традиционных методов определения продуктивности популяции. В основе оценки лежат основные постулаты теории рыболовства, в соответствии с которыми выполняется расчет ОДУ. В то же время биологические и экологические особенности камчатского краба и история его появления в Баренцевом море вынуждают отходить от алгоритмов, традиционно используемых при оценке запасов гидробионтов. Во-первых, трудность в определении возраста ракообразных не позволяет использовать преимущества моделей, основанных на оценке численности поколений. Во-вторых, характер роста численности искусственно созданной популяции затрудняет использование принципов управления, основанных на динамическом равновесии системы «окружающая среда – запас – промысел». В-третьих, на этапе начала промысловой эксплуатации запаса возникают трудности интерпретации связи биологических параметров популяции с промысловыми показателями.

В настоящее время процедура оценки камчатского краба в Баренцевом море учитывает все вышеизложенные аспекты, однако сами алгоритмы по сей день подвергаются изменениям. Причины таких изменений связаны, прежде всего, не со стремлением усовершенствовать математический аппарат процедуры, а с необходимостью учитывать меняющееся качество и объем исходных данных, получаемых в ходе исследований.

4.2.2. Краб-стригун опилио

Инвазивная природа возникновения популяции с весьма вариативной динамикой численности (во времени и пространстве) значительно увеличивают неопределенность при моделировании и прогнозировании запаса. Оценка запаса краба-стригуна опилио в Баренцевом море в настоящее время сопряжена с рядом трудностей.

Во-первых, высокая межгодовая изменчивость уловистости трала по отношению к крабу-стригуну опилио в ходе выполнения экосистемной съемки не позволяет получить надежные индексы численности и биомассы.

Во-вторых, короткий срок эксплуатации краба на ограниченной акватории не позволяет использовать для оценки запаса баренцевоморского краба-стригуна опилию традиционные аналитические модели, оценивающие систему «запас – промысел».

В-третьих, высокая межгодовая изменчивость коэффициента уловистости трала в экосистемных съемках и межгодовые особенности проведения съемок позволяют применять только комплексный подход при расчетах индексов биомассы, сочетающий в себе метод площадей, учет коэффициента уловистости трала, корректировку площадей съемки с восстановлением биомассы на акваториях, не покрытых съемкой.

Состояние запаса, особенности биологии и промысла краба-стригуна опилию, а также требования к управлению его запасом в Баренцевом море, возможно сравнить с компонентами системы «запас – промысел» северной креветки Баренцева моря и сопредельных вод. Достаточно большой запас северной креветки, распределяющийся на обширной акватории и имеющий весьма низкий уровень эксплуатации, также имеет трудности в аналитической оценке. По существу, рекомендации по эксплуатации запаса северной креветки вырабатываются не на основе промыслово-биологических данных и строгих аналитических процедур, а в рамках его адаптивного управления на основе наших допущений о величинах приемной емкости среды и максимального устойчивого вылова.

В случае с запасом краба-стригуна опилию Баренцева море, где в качестве входных данных для аналитической оценки возможно использовать 15-летний ряд наблюдений весьма изменчивых индексов биомассы, а также короткий 5-летний ряд уловов на усилие и годового вылова, целесообразно использовать подход, разработанный и применяемый ИКЕС для баренцевоморского запаса северной креветки.

Таким образом, текущая оценка запаса краба-стригуна опилию была выполнена с помощью стохастической версии продукционной модели, в которой

параметры оцениваются не только на основе фактических входных данных, но и на основе предположений об их возможных величинах (байесовский подход).

Учитывая вышеуказанные особенности, при оценке величины промыслового запаса краба-стригуна опилио был использован следующий подход. Абсолютная величина запаса в 2013 – 2016 гг. была оценена на акватории российского промысла краба в ОЧБМ с помощью модели истощения Лесли (Баканев, 2015в). При этом были сделаны допущения о стабильности запаса в этот период и отсутствии иностранного промысла в районах отечественной добычи. Стабильность запаса подразумевала, что в период наблюдений на акватории оценки не происходило существенных изменений запаса по причинам иммиграции, эмиграции, естественной смертности или пополнения, а снижающаяся динамика производительности была обусловлена главным образом воздействием промысла. Приняв такие допущения, на максимально возможном уровне точности были оценены биомассы промыслового запаса на исследовательской акватории в 2014 – 2016 гг. (табл. 4.2.2.1).

Таблица 4.2.2.1

Медианные значения начальной биомассы B_0 и значения границ 95%-ного доверительного интервала в 2014 – 2016 гг., рассчитанные по методу Лесли для краба-стригуна опилио в районе отечественного промысла в открытой части Баренцева море

Год	Плотность промыслового запаса, т/тыс. км ²	B_0 , т	Граница 95 %-ного доверительного интервала для B_0 , т	
			нижняя	верхняя
2014	774	30196	15006	45385
2015	576	22482	11173	33791
2016	464	16614	8257	24972

Результаты расчетов с использованием модели Лесли показали, что максимальная начальная биомасса отмечалась в 2014 г. (30,2 тыс. т). При этом плотность распределения запаса составила 774 т/тыс. км², что соответствовало средней производительности промысла – 3,3 т на судо-сутки лова. К началу 2016 г. плотность промыслового запаса снизилась до 464 т/тыс. км². При экстраполяции

значений оцененной плотности промыслового запаса на всю акваторию ОЧБМ промысловый запас в начале промысла 2014 г. оценивается в 73 тыс. т, а к началу 2016 г. – в 34 тыс. т.

Для расчета промыслового запаса на акватории ИЭЗ РФ Баренцева моря оценки плотности распределения промыслового запаса в ОЧБМ до начала добычи (774 т/тыс. км²) экстраполировали на площадь промысловых скоплений краба-стригуна опилио в ИЭЗ РФ, величина которой была получена моделированием вероятности его распределения. Такая экстраполяция предполагает, что на акватории распределения оцененного промыслового запаса в ИЭЗ РФ возможен промысел со средней производительностью не ниже 3,3 т на судо-сутки лова. Такое предположение выглядит правдоподобно, и с учетом фактической средней производительности (8,4 т на судо-сутки лова), полученной при открытии промысла в 2016 г., экстраполяция значений плотности, рассчитанных для ОЧБМ, на акваторию ИЭЗ РФ дает весьма осторожный подход к оценке промыслового запаса (табл. 4.2.2.2).

Таблица 4.2.2.2

Площадь акватории оценки, плотность, медиана и значения границ 95%-ного доверительного интервала промыслового запаса краба-стригуна опилио в районах Баренцева моря, оцененные на конец 2016 г.

Район	Площадь акватории оценки, тыс. км ²	Плотность промыслового запаса, т/тыс. км ²	Промысловый запас, тыс. т		
			Медиана	Граница 95 %-ного доверительного интервала	
				нижняя	верхняя
ИЭЗ России	471	774	405	201	608
ОЧБМ	73	426	31	15	47
РШ	14	774	11	5	16
Итого	558	–	447	222	671

Примечание. ИЭЗ – исключительная экономическая зона, ОЧБМ – открытая часть Баренцева моря, РШ – район архипелага Шпицберген.

Индексы численности и размерный состав уловов, полученные по результатам экосистемных съемок в 2005 – 2020 гг., а также оценки промыслового запаса в 2020 г. позволили количественно реконструировать динамику запаса краба-стригуна опилио в Баренцевом море. В 1990-х гг. прошлого века в

Баренцевом море были отмечены первые единичные поимки взрослых крабов. К началу полномасштабных исследований этого вида (2005 г.) общий запас краба составил около 60 тыс. т. В 2005 – 2007 гг. общая биомасса сохранялась на сравнительно низком уровне 60 – 70 тыс. т., а промысловый запас оценивался на уровне 10 – 15 тыс. т на всей акватории Баренцева моря. С 2008 г. начал наблюдаться постепенный рост популяции, биомасса которой в 2020 г. достигла уровня 2 млн т, а промысловый запас 410 тыс. т (рис. 4.2.2.1).

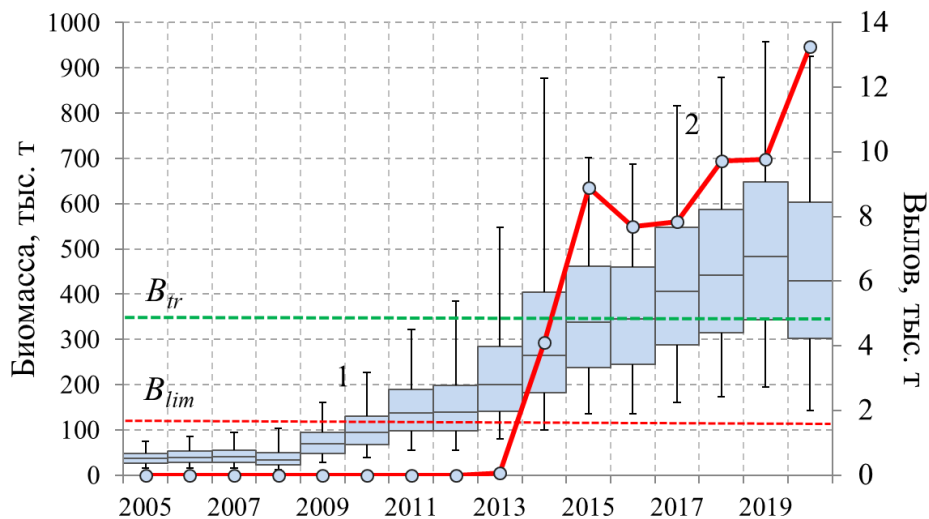


Рис. 4.2.2.1. Динамика биомассы промыслового запаса (1 – диапазон квантилей с медианой; планки погрешностей – 95 %-ный доверительный интервал) и вылов (2) краба-стригуна опилио в ИЭЗ России в Баренцевом море в 2005 – 2020 гг.

В настоящее время граничный ориентир по биомассе (B_{lim}) составляет 107 тыс. т, целевой (B_{tr}) – 356 тыс. т, Целевой ориентир по коэффициенту эксплуатации (E_{tr}) не должен превышать 0,15.

Оценка дальнейшего развития промысла краба-стригуна опилио в Баренцевом море может быть выполнена на основе экспертного анализа возможных стратегий эксплуатации запаса в краткосрочной (2 – 3 года) и долгосрочной (5 – 20 лет) перспективах. При этом краткосрочный прогноз необходимо основывать на оценке текущего состояния запаса, а долгосрочные перспективы – исходя из дальнейшего расселения вида и изменения факторов среды. Кроме того, выявление перспектив нового промысла должно учитывать

следующие аспекты, на которых формируются научно обоснованные прогнозы реакции популяции на выбор того или иного вида управления:

- 1) продуктивность популяции при различном уровне ее биомассы (в рамках концепции *MSY*);
- 2) экологическая емкость среды и ее временная динамика;
- 3) допустимые уровни воздействия промысла на начальных этапах его развития.

Исходя из особенностей пространственного распределения краба-стригуна в ходе съемок, а также различного статуса вод на акватории его обитания и истории промысла состояние запаса рассматривали отдельно в ИЭЗ РФ и в ОЧБМ.

Промысловый запас краба-стригуна опилио в российских водах Баренцева моря в 2018-2020 гг. оценивается на медианном уровне в 400 тыс. т (см. табл. 4.2.2.2). Результаты открытия промысла показали, что начальная эксплуатация запаса возможна со средней производительностью 8 т на судо-сутки лова. Кроме того, результаты экосистемных исследований 2009 – 2016 гг. показали, что в размерном составе уловов периодически появляются высокоурожайные поколения, которые в ближайшее время могут обеспечить стабильное пополнение промыслового запаса. Исходя из существующих отечественных оценок продуктивности запасов нативных популяций краба-стригуна опилио, уровень эксплуатации запасов, находящихся в благополучном состоянии, может составлять около 10 – 20% от величины промыслового запаса. То есть ежегодный ОДУ для запаса краба-стригуна опилио в ИЭЗ РФ Баренцева моря может составить 40 – 80 тыс. т. Однако, учитывая небольшой опыт эксплуатации запаса в этом районе и весьма обширные акватории, на которых рассредоточен запас, установление ОДУ в таких объемах в ближайшие 2 – 3 года нецелесообразно. Оценку ОДУ на 2018 – 2020 гг., например, можно выполнить с учетом предосторожного подхода, когда уровень эксплуатации рассчитывается не от медианных значений оценок запаса, а от нижней границы 95%-ного доверительного интервала. При этом ОДУ в начальный период эксплуатации может составить 10% от запаса, т.е. 20,1 тыс. т.

Учитывая количество отечественных краболовов (20 судов) в настоящее время в Баренцевом море, освоение таких объемов может быть реализовано за 7 – 8 месяцев при средней производительности 5 т на судо-сутки лова.

Долгосрочные перспективы промысла зависят от потенциала дальнейшего роста запаса, который может увеличивать свою биомассу как в рамках существующего ареала (если текущая биомасса ниже емкости среды), так и за счет расселения в новые, пригодные для обитания районы. Информация о том, соответствует ли уровень текущей биомассы в российских водах Баренцева моря уровню емкости среды, отсутствует. Весьма высокая производительность промысла показала, что промысловые скопления баренцевоморского краба-стригуна опилио по плотности соответствуют или даже превышают таковые в нативных популяциях на Дальнем Востоке. Возможно, что на некоторых участках ИЭЗ РФ Баренцева моря биомасса краба-стригуна опилио уже достигла своих максимальных значений, и в дальнейшем его численность будет ограничиваться действием плотностно-зависимых факторов при отсутствии промысла. В этом случае оцененная биомасса промыслового запаса в 2016 г. на уровне 400 тыс. т может быть близка к величине емкости среды.

С другой стороны, имеются данные в пользу противоположной гипотезы о том, что численность краба-стригуна опилио в ИЭЗ РФ еще не достигла максимальных значений. Для сравнительного анализа были использованы литературные данные о биологии и промысле краба-стригуна на Большой Ньюфаунлендской банке (БНБ) за 1997 – 2001 гг. (Dawe et al., 2001). Преимущество такого сравнения заключалось в том, что донные траловые съемки на БНБ и в Баренцевом море проводятся одним и тем же орудием лова (трал Campelen 1800) с одинаковой продолжительностью тралений. Предполагалось, что предельная плотность распределения краба-стригуна в Баренцевом море может достичь максимальных плотностей, регистрируемых в отдельные годы в отдельных районах БНБ (Баканев, Павлов, 2010). Так, в некоторые годы на БНБ в районах с максимальной концентрацией стригуна средний улов промысловых крабов на

траление составлял 4,5 кг. В ИЭЗ РФ Баренцева моря во время съемки 2013 г. этот показатель был на уровне 2,5 кг, т.е. в два раза ниже, чем на БНБ. Учитывая вышеизложенное, можно предположить, что при благоприятных условиях максимальная плотность поселения промысловых самцов в ИЭЗ РФ Баренцева моря может увеличиться приблизительно в два раза.

Моделирование дальнейшего расширения ареала показало, что при температуре, которая наблюдалась в 2010 – 2016 гг., акватория встречаемости краба может увеличиться в 1,6 раза, при этом площадь распространения краба с вероятностью встречаемости более 50% увеличится до 1,0 млн км². В этом случае промысловый запас может возрасти до 640 тыс. т с возможным годовым изъятием 64 – 128 тыс. т. При изменении придонной температуры, как основного фактора среды, влияющего на распределения краба, будет, соответственно, меняться и величина емкости среды. При похолодании придонных слоев на 1°С акватория увеличится в 2,4 раза по сравнению с современным распределением. Площадь распространения опилио в этом случае может увеличиться до 1,4 млн км², а промысловый запас превысит 1 млн т. При этом ежегодное изъятие может сравняться с таковым у восточных берегов Канады, где ежегодный вылов достигал и превышал 100 тыс. т. При увеличении средней придонной температуры на 1 °С площадь промысловых скоплений опилио может уменьшиться на 30%. Промысловый запас в этом случае сократится до уровня 250 – 300 тыс. т с годовым изъятием в 25 – 60 тыс. т.

Анализ распределения краба-стригуна опилио и динамики его запаса на акватории ИЭЗ РФ Баренцева моря показал, что в настоящее время по формальным признакам натурализация вида в данном регионе приближается к завершению. Промысловый запас краба-стригуна опилио в российских водах оценивается на уровне 400 тыс. т. В размерном составе уловов краба периодически появляются высокоурожайные поколения, которые в ближайшее время могут обеспечить стабильное пополнение промыслового запаса.

Таким образом, несмотря на то что динамика запаса в последние годы не имеет ярко выраженных трендов, а площадь встречаемости вида не увеличивается, потенциал для дальнейшего расселения краба-стригуна опилио в Баренцевом море остается высоким. Прогностические оценки показывают, что его ареал может увеличиться в полтора раза за счет северо-западных районов Баренцева моря и прибрежных акваторий архипелага Шпицберген. Похолодание вод будет способствовать дальнейшей экспансии краба в западном направлении и увеличению его численности в сложившихся районах обитания. При потеплении придонных слоев может отмечаться сокращение ареала популяции.

С учетом уровня эксплуатации, существующего в дальневосточных регионах (10-20% от величины запаса), возможное ежегодное изъятие краба-стригуна опилио в российских водах Баренцева моря может составить 40 – 80 тыс. т. Однако, учитывая кратковременный опыт эксплуатации запаса в этом районе и значительную площадь акватории, на которой запас может находиться в разреженном состоянии, установление ОДУ в таких объемах в ближайшие 2 – 3 года нецелесообразно. Увеличение ежегодного вылова может происходить постепенно с учетом текущих результатов промысла и состояния промыслового запаса.

4.2.3. Северная креветка

С 2006 г. оценка популяционных и промысловых характеристик системы запас – промысел северной креветки Баренцева моря выполняется в рамках рабочей группы по оценки запасов северной креветки (NIPAG) Международного совета по исследованию моря (ИКЕС). В качестве входных данных используются временные ряды уловов на усилия норвежского промысла, а также данные совместных российско-норвежских съемок (Hvingel, 2007). Инструментом оценки является стохастическая версия продукционной модели, в которой параметры оцениваются не только на основе фактических входных данных, но и на основе предположений об их возможных величинах (байесовский подход, Hvingel, Kingsley 2006). Такой

комплексный подход является вынужденной мерой, так как использование чистых входных данных не приводит к правдоподобным результатам при моделировании системы запас – промысел. При этом оценка целевых ориентиров управления происходит в рамках самой модели (т.е. также основывается на субъективных предположениях), а граничные ориентиры выбираются экспертно (на основе рекомендаций ИКЕС для запасов, имеющих низкий уровень информационного обеспечения). Рекомендации по вылову вырабатываются на основе риск-анализа превышения граничных ориентиров. В то же время за всю историю такого подхода (с 2006 г.) фактический ежегодный международный вылов не превышал рекомендованный, а состояние запаса с 90-х годов прошлого столетия оценивалось как безопасное (с учетом оцененных граничных и целевых ориентиров). Поэтому существующий подход с методической точки зрения рассматривался группой NIPAG как приемлемый. В соответствии с предосторожными рекомендациями международный ежегодный вылов в 2015 – 2019 гг. рекомендован на уровне 70 тыс. т (ICES, 2019), что при запасе, оцененном выше 2 млн. т, является весьма консервативным подходом. В то же время при интенсификации промысла и возможном выходе ежегодного вылова за рамки предосторожных рекомендаций NIPAG может возникнуть обоснованный вопрос о правомерности использования вышеописанного подхода и поиске альтернативных оценок системы «запас – промысел» для обоснования большей величины вылова.

Таким образом, активная эксплуатация запаса в последние годы послужила причиной подробного пересмотра как ретроспективных данных о состоянии популяции северной креветки в Баренцевом море, так и российской промысловой статистики. В данном разделе рассматривается текущее состояние запаса, а также методы оценки системы «запас – промысел», применяемые для этой популяции как на РГ NIPAG, так и собственные подходы. В связи с этим решались следующие задачи: 1) сформировать репрезентативные массивы эмпирических данных по биологии и промыслу северной креветки в Баренцевом море; 2) оценить показатели промысла, полученные в ходе отечественного лова северной креветки за последние два десятилетия; 3) оценить популяционные характеристики и индексы биомассы,

полученные в ходе экосистемных съемок; 4) в серии модельных экспериментов оценить преимущества и недостатки существующей оценки запаса северной креветки Баренцева моря, выполняемой РГ NIPAG; 5) оценить целесообразность использования модельного подхода к управлению запасом и выработать рекомендации по дальнейшему совершенствованию методов оценки и прогнозирования состояния запаса северной креветки в Баренцевом море.

Продукционная модель оценки запаса (Schaefer, 1954), используемая на рабочей группе NIPAG, реализована в рамках байесовского подхода моделирования системы пространства состояний (Hvingel, Kingsley, 2006; Schnute, 1994). Для снижения неопределенности, возникающей при оценке «улавливаемости» (параметра шкалирующего индексы с биомассой), вводится относительный индекс P_t , полученный путем деления фактической величины биомассы (B_t) на биомассу, соответствующую MSY , т.е. максимальному устойчивому вылову (B_{MSY}). При этом уравнение процесса, описывающего динамику биомассы с учетом «ошибки процесса» (process error), выглядит так:

$$P_{t+1} = \left(P_t - \frac{C_t}{B_{MSY}} + \frac{2MSY \times P_t}{B_{MSY}} \left(1 - \frac{P_t}{2} \right) \right) \times \exp(v) \quad (45)$$

где P_t – отношение биомассы в году t к биомассе, соответствующей уровню MSY ($P_t = B_t / B_{MSY}$). В рамках диапазона варьирования биомассы запаса (B) относительная величина P будет равна 1 при $B_t = B_{MSY}$, а $P=2$ будет соответствовать $B_t = 2 * B_{MSY}$. Вычислительная ошибка оценивания моделируемой численности (v) имеет нормальное распределение со средним 0 и стандартным отклонением σ_v^2 .

Ненаблюдаемая переменная P_t может быть выражена через наблюдаемый показатель относительной численности ($Index_t$), т.е. индекса, рассчитанного по результатам исследовательской съемки или улова на усилие:

$$Index_t = q_{index} B_{MSY} P_t \times \exp(k) \quad (46)$$

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

В качестве индексов использовались:

- 1) ежегодный стандартизированный индекс улова на усилие норвежского промыслового флота ($CPUE_t$) в 1980 – 2019 гг.;
- 2) ежегодный индекс биомассы по норвежской съемке (NOR_t) в 1982 – 2004 гг.;
- 3) ежегодный индекс биомассы по российской съемке (RUS_t) в 1984 – 2005 гг.;
- 4) ежегодный индекс биомассы по российско-норвежской экосистемной съемке (ECO_t) в 2004 – 2019 гг.

Согласно рассмотренным выше уравнениям, для построения модели требуется оценить следующие параметры: максимальную возможную биомассу популяции при отсутствии промысла (K , емкость среды), коэффициенты улавливаемости, максимальную прибавочную продукцию или максимальный устойчивый вылов (MSY), отношение начальной биомассы к биомассе, соответствующей MSY (P_t), а также величины стандартных отклонений ошибок.

На момент настоящего исследования не имеется достоверных данных о величине емкости среды K для запаса северной креветки в Баренцевом море. Предположение о величине K на рабочей группе NIPAG основывалось на допущении о схожести экологических параметров запасов северной креветки Баренцева моря и вод западной Гренландии (Hvingel, 2007, 2019). Прайер для K был оценен на основе предполагаемого апостериорного значения этого параметра для западно-гренландского запаса, медиана которого составляла 728 тыс. т с 95%-ным доверительным интервалом с границами 300 и 2500 тыс. т. Площадь Баренцева моря примерно в 3,4 раза больше, чем акватория распределения запаса северной

креветки в водах западной Гренландии, и, следовательно, величина K для запаса западной Гренландии была умножена на 3,4. То есть априорное распределение K для запаса Баренцева моря оценивалось логнормальным распределением с медианой 2500 тыс. т с 95%-ным доверительным интервалом с границами 800 и 8000 тыс. т.

Априорное распределение K , оцененное на рабочей группе NIPAG, соответствовало высокоинформативному прайеру, т.е. при отсутствии воздействия промысла на запас параметры продукционной модели будут в большей степени зависеть от априорной оценки K , нежели от входных данных. Для оценки чувствительности модели к выбору параметров K в настоящей работе были также использованы два варианта оценки прайера K : 1) неинформативный, с равномерным распределением от 0,5 до 10 млн. т; 2) информативный, аналогичный принятому в NIPAG; 3) информативный, значительно ниже принятого NIPAG, которое аппроксимировалось логнормальным распределением со средним значением 1000 тыс. т с 95%-ным доверительным интервалом с границами 300 и 3000 тыс. т.

На момент исследования не имеется достоверных данных о величине коэффициентов улавливаемости для индексов уловов на усилие при промысле северной креветки в Баренцевом море. Также нет достоверных данных о фактической величине биомассы промыслового запаса в Баренцевом море и коэффициентах, масштабирующих эту биомассу к индексам, рассчитанным по траловым съемкам. 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, т.е. равновероятно находиться в области значений от 0 до 1. Математически такой малоинформативный прайер принято записывать как: $\ln(q) \sim \text{dunif}((-10;1))$, где dunif – равномерное распределение от -10 до 1 (таблица 4.2.3.1; Punt, Hilborn, 1997).

Входные параметры модели оценки запаса северной креветки в Баренцевом море (распределение: *dunif* – равномерное, *dnorm* – нормальное, *dlnorm* – логнормальное, *dgamma* – гамма)

Параметры		Прайеры	
Наименование	Символ	Тип	Распределение
Емкость среды (1 вариант)	K	информативный	$dlnorm(7,82; 3)$
Емкость среды (2 вариант)		информативный	$dlnorm(6,90; 3)$
Емкость среды (3 вариант)		неинформативный	$dunif(500; 10000)$
Максимальный устойчивый вылов	MSY	относительный	$dunif(1; 500)$
Начальная биомасса в 1969 г.	P_0	информативный	$dnorm(1,5; 0,26)$
КУ* для индекса CPUE	q_{CPUE}	низкоинформативный	$\ln(q_{CPUE}) \sim dunif(-10; 1)$
КУ для индекса NOR	q_{NOR}	низкоинформативный	$\ln(q_{NOR}) \sim dunif(-10; 1)$
КУ для индекса RUS	q_{RUS}	низкоинформативный	$\ln(q_{RUS}) \sim dunif(-10; 1)$
КУ для индекса ECO	q_{ECO}	низкоинформативный	$\ln(q_{ECO}) \sim dunif(-10; 1)$
Ошибка индекса CPUE	$1/\sigma_{CPUE}^2$	низкоинформативный	$dgamma(0,001; 0,001)$
Ошибка индекса NOR	$1/\sigma_{NOR}^2$	низкоинформативный	$dgamma(0,001; 0,001)$
Ошибка индекса RUS	$1/\sigma_{RUS}^2$	низкоинформативный	$dgamma(0,001; 0,001)$
Ошибка индекса ECO	$1/\sigma_{ECO}^2$	низкоинформативный	$dgamma(0,001; 0,001)$
Ошибка модели	$1/\sigma_{\mu}^2$	низкоинформативный	$dgamma(0,001; 0,001)$

Примечание: *КУ – коэффициент улавливаемости.

Согласно уравнению (45) параметры распределения MSY , как относительного прайера, определяются в основном емкостью среды K . Исходя из этого, распределение плотности вероятностей возможных значений MSY выбиралось с учетом распределения K . Однородное распределение MSY задавали в границах от 1 до 500 тыс. т. Нижняя граница определялась с учетом наиболее пессимистической оценки продуктивности запаса. Верхняя граница задавалась высокой, чтобы биологически правдоподобное апостериорное распределение параметра целиком вошло в априорное.

Как правило, допускается, что биомасса перед началом промысла $B_0 \approx K$ (или $P_0=2$), т.е. запас оценивается на максимальном уровне, и в это время промысел

существенно не влияет на динамику запаса. В модели на рабочей группе NIPAG принимается, что биомасса запаса (P_0) в 1969 г., была близка к K , поскольку промысел в то время ограничивался только прибрежными районами. Прайеру P_0 было присвоено нормальное распределение со средним значением = 1,5 и сигмой = 0,26, т.е. широкое распределение со средним значением между B_{MSY} и K (табл. 4.2.3.1).

Для оценки динамики биомассы было выполнено три прогона модели с различным предположением о величине емкости среды (K): 1) с ограничением предложенным рабочей группой NIPAG; 2) с ограничением K в диапазоне близком к 1 млн. т; 3) без ограничения (рис. 4.2.3.1).

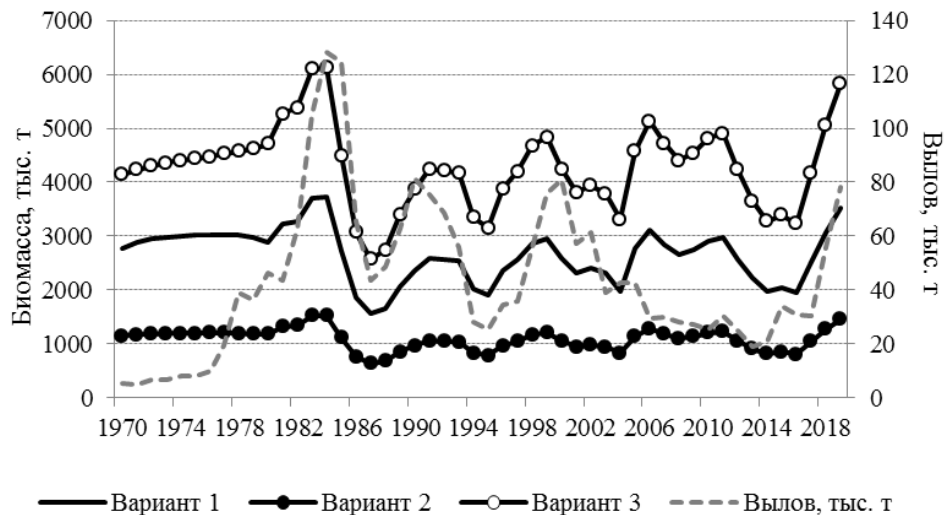


Рис. 4.2.3.1. Динамика международного ежегодного вылова и моделируемого запаса северной креветки в Баренцевом море в 1970 – 2019 гг., при различных вариантах априорного распределения параметра K (емкость среды, см. пояснения в тексте).

Анализ результатов прогонов моделей показал, что при схожей динамике запаса его абсолютная величина (биомасса) в значительной степени зависит от априорного предположения о величине K . Ограничивая прайер K в диапазоне значений со средней в 2,5 млн. т (оценка NIPAG, 1 вариант), получаем, что величина биомассы при этом варьирует в пределах 2 – 3 млн. т. Если же ограничение K установить в рамках, близких к 1 млн. т (2 вариант), то биомасса

запаса изменяется в диапазоне 0,8 – 1,2 млн. т. Отсутствие жестких ограничений K (3 вариант) приводит к значительному увеличению запаса с максимальными значениями в 5 – 6 млн. т.

Таким образом, результаты прогонов показали, что выбор различных параметров распределения K дает значительные смещения в апостериорных оценках, что указывает на то, что оценка запаса главным образом базируется не на исходных данных, а на наших экспертных соображениях о максимальной величине запаса в отсутствие промысла, т.е. емкости среды K . С учетом того, что в настоящее время отсутствуют объективные данные о возможной величине K , к результатам оценки абсолютных величин биомассы необходимо относиться с определенной долей скепсиса и в большей степени полагаться на ее относительную динамику.

При прогоне модели с входными данными и параметрами, принятыми на рабочей группе NIPAG (рис. 4.2.3.2), были получены весьма сходные результаты оценок, учитывая стохастичную природу модели. Апостериорные значения K (2652 тыс. т) и MSY (190 тыс. т), рассчитанные NIPAG, имеют сходные показатели с нашими оценками K (2677 тыс. т) и MSY (192 тыс. т). Динамика запаса в основном варьировала в пределах 2 – 3 млн. т, максимальные колебания в биомассе (1,5 – 3,5 млн т) были отмечены для 1984 – 1989 гг.

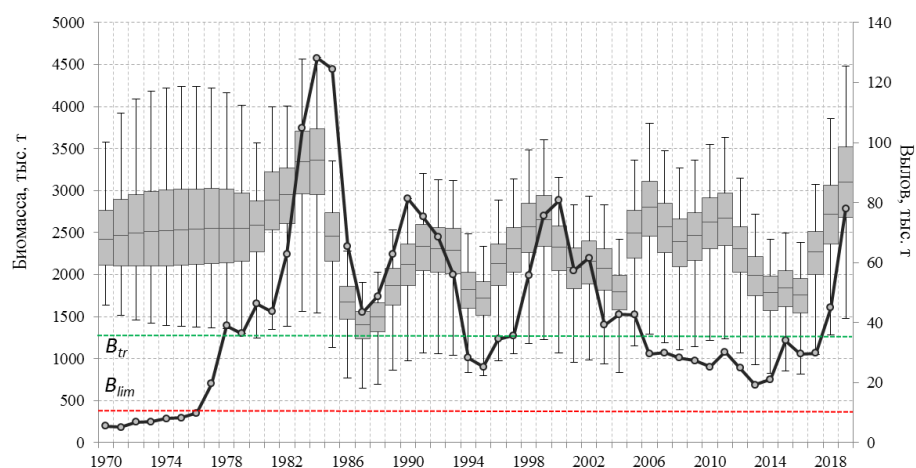


Рис. 4.2.3.2. Динамика биомассы промыслового запаса (тыс. т, диапазон квартилей с медианой и планками погрешностей) и международного вылова (тыс. т, линия) северной креветки в Баренцевом море и сопредельных водах в 1970 – 2019 гг.

По нашим расчетам и расчетам NIPAG, на начало 2019 г. промысловый запас северной креветки в Баренцевом море и сопредельных водах оценивается на уровне 3,1 млн. т с 95%-ным доверительным интервалом от 1,5 до 4,5 млн. т. Положительный тренд в 2016 – 2019 гг. в динамике биомассы обусловлен поведением двух временных рядов: индексов биомассы северной креветки по данным экосистемных съемок и промысловыми уловами на усилии.

Стоит отметить, что эти величины биомассы (B_t) на NIPAG не визуализируются и не рассматриваются, а учитывается динамика относительной биомассы (P_t , т.е. отношение биомассы B в году t к B_{MSY}). При этом для анализа связи динамики запаса с интенсивностью промысла вначале строилась зональная диаграмма (рис. 4.2.3.3). Ось абсцисс, по которой отложена относительная биомасса, разбивается на три отрезка двумя точками, соответствующими пороговым состояниям популяции B_{MSY} и B_{lim} . Параметр B_{MSY} , являясь возможным целевым ориентиром управления, по продукционной модели равен 1326 тыс. т. На оси абсцисс, соответствующей относительной биомассе, 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 перелома по пополнению, т.е. такого состояния популяции, когда из-за низкой численности производителей продуцируемое ими пополнение не может компенсировать общую убыль запаса (Рикер, 1979).

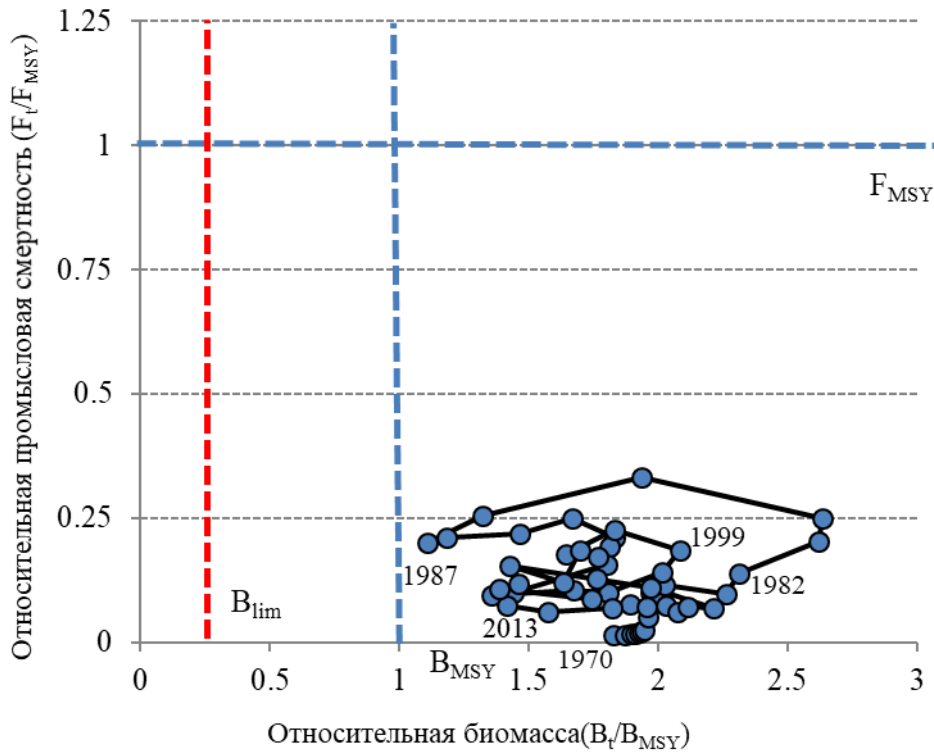


Рис. 4.2.3.3. Ежегодное соотношение относительной биомассы (B_t/B_{MSY}) к ежегодной смертности (F_t/F_{MSY}) в 1970 – 2019 гг. в зональном представлении области управления для запаса северной креветки в Баренцевом море.

Для оценки интенсивности эксплуатации популяции ось ординат, 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).

Траектория соотношения медианных оценок (B_t/B_{MSY}) и (F_t/F_{MSY}) (см. рис. 4.2.3.3) начинается с 1970 г., когда биомасса была на достаточно высоком уровне ($1,8 \times B_{MSY}$), а эксплуатация незначительной. В 1982 – 1990 гг. промысловая смертность существенно увеличивается, однако относительный уровень эксплуатации находится на сравнительно низких показателях (около $0,25 \times F_{MSY}$), а биомасса не показывает признаков снижения. В последующие годы биомасса

запаса оценивается выше, чем B_{MSY} ; промысловая смертность варьирует в диапазоне от 0,1 до 0,2.

Риск-анализ превышения ориентиров управления при различной эксплуатации запаса северной креветки в Баренцевом море в 2020 г. представлен в таблице 4.2.3.2. Согласно полученным результатам, риск уменьшения биомассы запаса ниже уровня B_{lim} невелик даже при возможном годовом общем вылове в Баренцевом море и сопредельных водах 200 тыс. т северной креветки.

Таблица 4.2.3.2

Риск-анализ превышения ориентиров управления при различной эксплуатации запаса северной креветки в Баренцевом море в 2020 г.

Возможный риск	Вылов, тыс. т							
	0	50	75	100	125	150	175	200
Уменьшение ниже B_{lim} ($0,3 B_{MSY}$), %	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,3	0,4	0,5
Уменьшение ниже $B_{trigger}$ ($0,5 B_{MSY}$), %	0,5	0,7	0,8	0,9	1,1	1,3	1,5	1,7
Превышение F_{MSY} , %	0,0	10,0	17,2	25,1	33,2	41,2	48,9	56,0
Превышение $1,7 F_{MSY}$, %	0,0	4,9	9,0	13,4	18,3	23,3	28,5	33,8

Как видно на рисунке 4.2.3.4 способность нашей модели определить равновесную продукционную кривую невелика. 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 запаса северной креветки в 1970 – 2018 гг. она может находиться в пределах 150 – 250 тыс. т. Возможно, что отклик популяции северной креветки в Баренцевом море на промысел происходит, но пока имеющийся уровень обеспеченности данными и оценочных процедур не позволяет определить его. Вероятно, существующие продукционные резервы запаса смогут обеспечить в перспективе высокую степень его эксплуатации, и одновременно позволят отслеживать реакцию популяции на возросшие промысловые усилия.

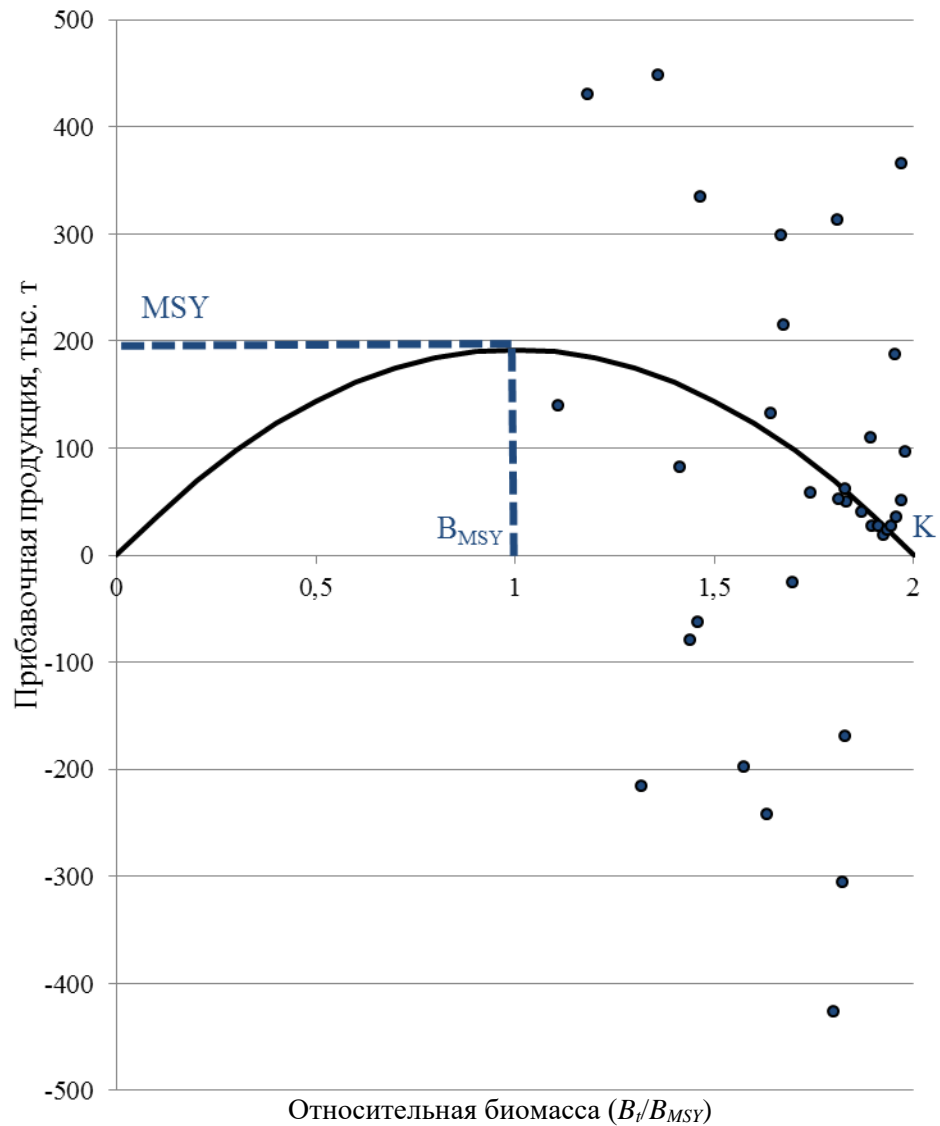


Рис. 4.2.3.4. Зависимость продукции северной креветки от биомассы ее запаса, рассчитанная с использованием параметров модели (парабола) и модельных оценок биомассы и вылова (точки). Вершина параболы соответствует максимальной прибавочной продукции (MSY) при биомассе B_{MSY} .

Для оценки прогностических способностей продукционной модели сравнивали два ряда отклонений за 2003 – 2017 гг. (рис. 4.2.3.5): 1) отклонение моделируемой биомассы в году t от ее прогнозных значений в году $t-1$ (прогноз); 2) отклонение моделируемой биомассы в году t от среднегодовалого значения за предыдущие три года ($t-1, t-2, t-3$) (средний).

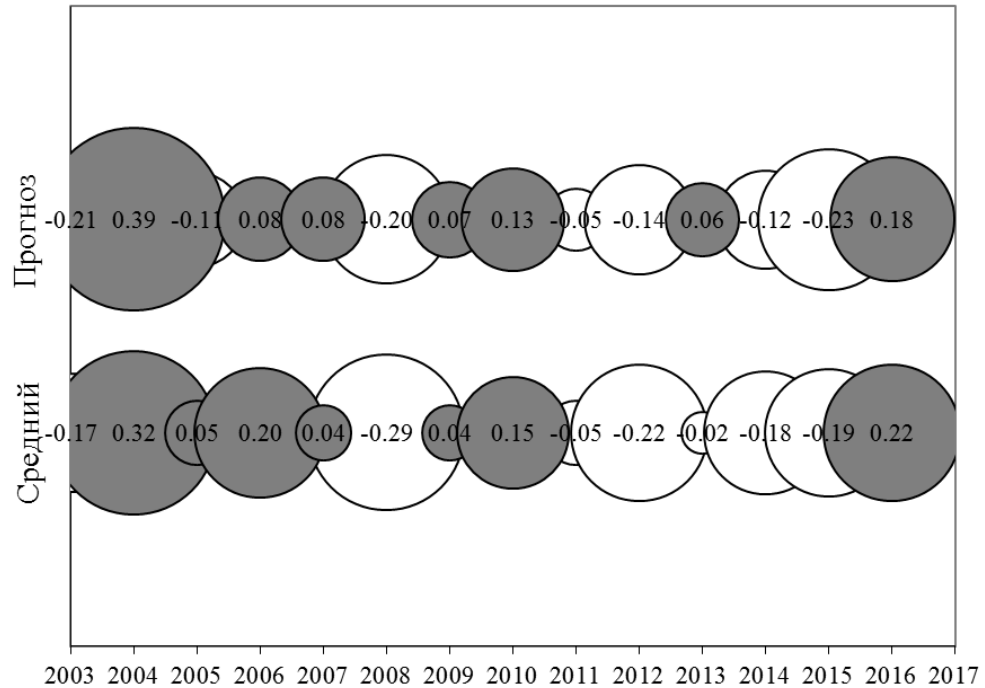


Рис. 4.2.3.5. Величины отклонений логарифмов (серые круги – положительные, белые – отрицательные) моделируемой биомассы северной креветки в году t от ее прогнозных значений в году $t-1$ (прогноз) и среднемноголетнего значения за предыдущие три года ($t-1$, $t-2$, $t-3$) (средний).

Сумма квадратов отклонений моделируемой биомассы северной креветки в году t от ее прогнозных значений в году $t-1$ (1613615) оказалась несколько меньше суммы квадратов отклонений моделируемой биомассы в году t от среднемноголетнего значения за предыдущие три года (1854687). Однако разница в показателях статистически не значима (вероятность, соответствующая критерию Стьюдента 0,77, при $\alpha=0,05$), что свидетельствует о низкой прогностической способности модели в сравнении с простым усреднением величин биомассы за предыдущие три года. Таким образом, продукционная модель в настоящее время не может являться точным аналитическим инструментом для прогноза динамики биомассы и расчета ОДУ креветки, однако может выполнять компиляторную функцию, нормируя различные индексы биомассы для оценки динамики биомассы на всем протяжении временного ряда.

Отсутствие строгой (основанной на промыслово-биологических данных) аналитической оценки запаса северной креветки в Баренцевом море обусловлено несколькими объективными причинами, указанными ниже.

1) За последние 30 лет уровень ежегодной эксплуатации оценивается РГ NIPAG на уровне 1 – 3% от величины промыслового запаса. В тоже время, межгодовая вариативность индекса запаса, оцененного по экосистемной съемке, существенно меняется (в среднем 25 %), что говорит о существенной изменчивости межгодового пополнения и, возможно, естественной смертности. С позиций теории промышленного рыболовства такой низкий уровень эксплуатации не может существенно влиять на состояние запаса, по сравнению с пополнением и естественной убылью. То есть фактически, отсутствие в системе «запас – промысел» компоненты «промысел» ставит под сомнение использование аналитических моделей, в том числе и продукционных, основанных на взаимодействии этих двух компонент.

2) Кросс-корреляция временных рядов индексов запаса по стратам и районам экосистемных съемок 2004 – 2019 гг. показала в основном не значимую слабую положительную и отрицательную связь, что говорит об отсутствии динамической связи между локальными скоплениями всей популяции. Отсутствие таких взаимосвязей в различных частях обширного ареала (около 1,5 млн. км²) свидетельствует о наличии нескольких «центров воспроизводства», которые осуществляют независимое пополнение промысловых скоплений, что было показано ранее в работах ряда авторов (Брызгин, 1980; Беренбойм, 1992). Такая особенность может, например, привести к неверной интерпретации результатов оценки с использованием простых продукционных моделей при интенсивной эксплуатации запаса на отдельных промысловых скоплениях. В таких случаях может наблюдаться перелом на локальных участках и снижение промысловой активности на фоне удовлетворительной оценки общего состояния запаса креветки.

3) При оценке прогностической способности продукционной модели (за последние 15 лет) было выявлено, что сумма квадратов отклонений моделируемой

биомассы в году t от ее прогнозных значений в году $t-1$ оказалась несколько меньше суммы квадратов отклонений моделируемой биомассы в году t от среднегодового значения за предыдущие три года. Однако разница в показателях статистически не значима, что свидетельствует о низкой прогностической ценности модели в сравнении с простым усреднением величин биомассы за предыдущие три года.

Таким образом, производственная модель в настоящее время не может являться точным аналитическим инструментом для прогноза динамики биомассы и расчета возможного изъятия северной креветки, однако может выполнять компилятивную функцию, нормируя различные индексы биомассы для оценки динамики биомассы на всем протяжении временного ряда. В то же время, существуют подходы для оценки состояния запасов, которые не требуют использования популяционной модели (Буяновский, 2012). Для таких запасов, для которых доступны только общие биологические данные и/или данные о вылове, существуют несколько стандартных критериев, на которых можно основывать рекомендации. При этом состояние запаса должно оцениваться в контексте требований менеджмента для обеспечения долгосрочной устойчивой эксплуатации, а предоставляемые рекомендации должны соответствовать предосторожному подходу. Обычно представляются несколько графиков для одной или нескольких научно-исследовательских съемок на максимально длительном периоде времени:

- а) временные тренды индексов численности (биомассы) по съемкам;
- б) диапазон, отражающий размерный или возрастной состав нерестового запаса;
- в) диапазон, отражающий размерный или возрастной состав промыслового запаса;
- г) индекс пополнения;
- д) показатель промысловой смертности, выраженный, например, как отношение вылова к индексу промыслового запаса.
- е) временной тренд состояния запаса и промысла относительно ориентиров управления.

В качестве информационного обеспечения для запаса северной креветки Баренцева моря в настоящее время доступны один временной тренд (экосистемная

съемка 2004 – 2019 гг.), отражающий состояние всей популяции, и два локальных тренда производительности промысла российских и норвежских судов, которые при определенных допущениях также характеризуют состояние промыслового запаса. Для примера, демонстрирующего оценку состояния запаса без использования аналитической модели, воспользуемся данными экосистемной съемки и статистикой вылова. Рассмотрим наиболее информативный график из вышеуказанного списка – состояния запаса и промысла относительно ориентиров управления. При этом индекс промыслового запаса расположим на оси абсцисс, а коэффициент эксплуатации (отношение вылова к индексу запаса) по оси ординат. Выбор целевого ориентира по биомассе (I_{tr}) на векторе индекса, рассчитанного по съемке, может быть основан на двух принципах:

- 1) теории равновесной продукционной кривой;
- 2) практическом опыте эксплуатации.

В первом случае допускается, что в истории исследования запаса был период с максимальным индексом (I_{max}), когда величина биомассы приблизительно соответствовала уровню емкости среды (K). Согласно продукционному подходу (Schaefer, 1954) максимальный устойчивый вылов (MSY) может быть достигнут при уровне биомассы (B_{MSY}), приблизительно равном половине емкости среды ($0,5K$). Отсюда целевой ориентир может быть рассчитан как $I_{tr} = 0,5 \times I_{max}$.

Во втором случае I_{tr} может рассчитываться на основе принципа практической уверенности (Вентцель, 2003) как средний показатель запаса за определенный период, когда запас находился на достаточно высоком уровне, но при этом испытывал сравнительно высокие промысловые нагрузки, экспертно оцениваемые на уровне F_{MSY} (ICES, 2012 а, 2012 б). Как правило, если в истории эксплуатации запаса отсутствует стадия перелова, то в качестве ориентира выбирается средний I_{mean} за весь период промысла.

Учитывая вышеизложенное, целевой ориентир, основанный на динамике индекса по съемке (табл. 4.2.3.3), можно принять равным:

- 1) $I_{tr} = 0,5 I_{max} = 391$ тыс. т;
- 2) $I_{tr} = I_{mean} = 502$ тыс. т.

Таблица 4.2.3.3

Характеристика материала по северной креветке, собранного в ходе экосистемных съемок в Баренцевом море и сопредельных водах в 2004 – 2019 гг.

Год	Количество			Индекс общей биомассы, тыс. т	Коэффициент вариации индекса, %
	донных тралений	тралений с уловом креветки	промеров креветки*		
2004	624	487	1245	365	9
2005	649	492	1190	527	23
2006	550	375	15567	605	8
2007	608	478	5439	474	7
2008	452	331	10178	354	9
2009	387	313	11403	424	10
2010	331	249	5309	597	9
2011	401	314	3063	547	9
2012	455	337	3467	602	8
2013	493	395	5387	512	7
2014	304	264	5012	380**	7
2015	335	248	5705	401	7
2016	311	236	8167	318	9
2017	350	269	2480	529	8
2018	235	169	2333	619**	10
2019	322	254	4489	782**	15

Примечание: * – в ИЭЗ России; ** – индекс восстановлен (см. пояснения в тексте).

С учетом того, что в период экосистемной съемки 2004 – 2019 гг. эксплуатация запаса северной креветки находилась на низком уровне (Hvingel, 2019) второй вариант расчета целевого ориентира кажется менее предпочтительным. Выбор граничного ориентира по биомассе (I_{lim}) при низком информационном уровне обеспечения может быть также основан на нескольких подходах. Например, при отсутствии в истории промысла стадии перелома запаса, а также в случаях, когда за период наблюдений запас эксплуатировался при широком диапазоне значений индексов биомассы, в качестве граничного ориентира может быть принято наименьшее наблюдаемое значение производительности промысла – I_{min} (Бабаян, 2000). Однако в нашем случае предпочтительней использовать подход, который используется при оценке запаса по продукционной модели. Такой способ количественного определения граничного ориентира как доли от неэксплуатируемого «девственного» запаса (K) был предложен в документе FAO (1993) на основании обобщенного анализа соотношений запаса – пополнения для 91 запаса рыб Северной Атлантики и

Европы. Было установлено, что величина B_{lim} для запасов со средним уровнем информационного обеспечения может быть установлена на уровне 20% от величины неэксплуатируемого запаса, т.е. $I_{tr} = 0,2 \times I_{max} = 156$ тыс. т.

Таким образом, ориентиры управления по биомассе для запаса северной креветки Баренцева моря могут выглядеть следующим образом: целевой $I_{tr} = 391$ тыс. т и граничный $I_{lim} = 156$ тыс. т (рис. 4.2.3.6).

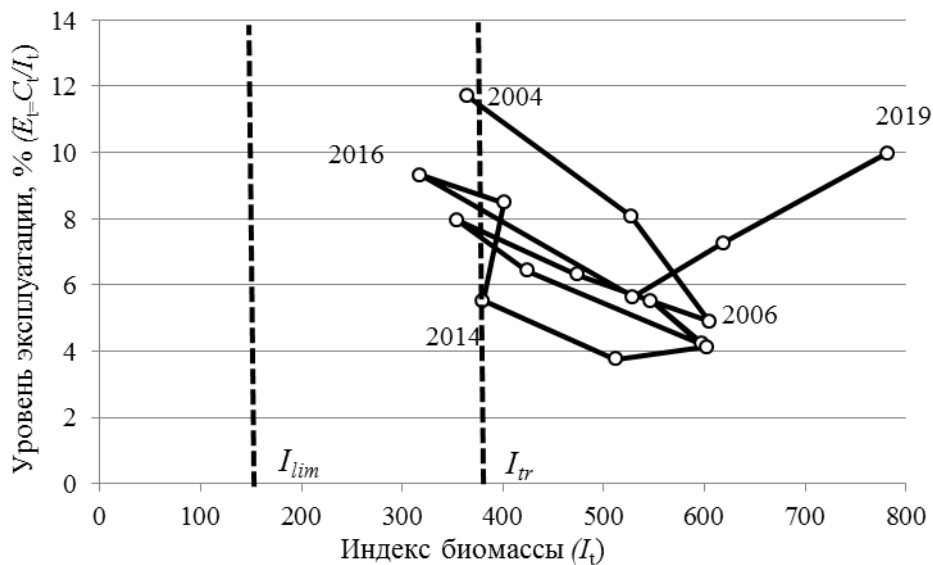


Рис. 4.2.3.6. Ежегодное соотношение индекса биомассы (I_t) с ежегодным уровнем эксплуатации (E_t) в 2004 – 2019 гг. в зональном представлении области управления для запаса северной креветки в Баренцевом море.

В международной практике при обосновании схем регулирования для запасов с низким или средним уровнем информационного обеспечения довольно часто ограничиваются определением одного типа ориентиров управления, характеризующих состояние запаса (B_{lim} , B_{tr}). Однако при наличии достоверных данных не только об индексах, но и о величине ежегодного вылова (C) возможно определение ориентиров, характеризующих интенсивность промысла в терминах промыслового усилия. Интенсивность промысла, или уровень эксплуатации, (E) может выражаться через отношение ежегодного вылова (C_t) к ежегодной оценке индекса (I_t). Методы определения целевого уровня эксплуатации (E_{tr}) основаны на историческом анализе соотношений показателей состояния запаса и промысла, при

котором запас находился на достаточно высоком уровне, и интенсивность промысла была высока, но в тоже время такой режим эксплуатации впоследствии не привел к перелову. Среднегодовой уровень эксплуатации ($E=C/I$) в этот период принимается за целевой уровень эксплуатации. В случае с баренцевоморским запасом северной креветки период интенсивной эксплуатации наблюдался до периода экосистемной съемки (2004 – 2019 гг.), а именно в 1982 – 1984 гг. В этом случае для выбора целевого ориентира необходимо использовать весь ряд наблюдений, а состояние запаса оценивать на основе обобщенного российского-норвежского CPUE. Используя более поздний период (2004 – 2019 гг.), когда уровень эксплуатации находился на весьма низком уровне, допустимо отказаться от оценки целевого уровня изъятия и использовать метод «адаптивного» управления (Бабаян, 2000). Суть метода заключается в планомерном изменении степени промысловой эксплуатации популяции, в зависимости от биологических и экономических откликов, чтобы найти наилучший количественный выбор эмпирическим методом проб и ошибок. С учетом того, что в 2019 г. индекс запаса северной креветки находился на максимальном уровне, рабочая группа NIPAG в конце 2019 г. пересмотрела свои рекомендации предыдущих лет (вылов не более 70 тыс. т) и оценила возможное изъятие на уровне не более 150 тыс. т. При этом, несмотря на существующую оценку запаса по аналитической модели, рекомендации NIPAG по уровню изъятия фактически соответствуют адаптивному подходу, так как формальное правило регулирования промысла отсутствует.

Таким образом, оценка запаса северной креветки в Баренцевом море в настоящее время связана с рядом трудностей, обусловленных как экологическими особенностями запаса, так и характером организации промысла. Абсолютная оценка запаса, выполненная с помощью продукционной модели, в целом зависит не от исходных данных, а от наших экспертных соображений о емкости среды. Это объясняется, прежде всего, незначительным воздействием промысла на запас при существенной межгодовой изменчивости величины запаса по естественным причинам. Кроме того, существенная пространственная изменчивость ареала с многочисленными промысловыми скоплениями затрудняет моделирование запаса

как единой популяции в системе «запас – промысел». Кросс-корреляция временных рядов индексов запаса по локальным районам Баренцева моря показала отсутствие динамической связи между локальными скоплениями единого запаса. Отсутствие таких взаимосвязей в различных частях обширного ареала свидетельствует о наличии нескольких «центров воспроизводства», которые осуществляют независимое пополнение промысловых скоплений. Такая особенность может, например, привести к неверной интерпретации результатов оценки с использованием простых производственных моделей при интенсивной эксплуатации запаса на отдельных промысловых скоплениях. Кроме того, производственная модель в настоящее время не может являться точным аналитическим инструментом для прогноза динамики биомассы и расчета ОДУ северной креветки Баренцева моря и в большей степени выполняет компилятивную функцию, нормируя различные индексы для оценки общей динамики биомассы на всем протяжении временного ряда.

В то же время возможен отказ от использования аналитической модели в пользу трендовых методов без серьезного ущерба для научных рекомендаций, а также с учетом основных районов обитания креветки отдельно. При этом состояние запаса может оцениваться в контексте требований менеджмента для обеспечения долгосрочной устойчивой эксплуатации, а предоставляемые рекомендации вырабатываются на основе предосторожного подхода и парадигмы максимального устойчивого улова.

Подводя итоги вышеизложенному разделу, необходимо отметить, что промысловый запас северной креветки Баренцева моря и сопредельных вод на протяжении всей истории промысловой эксплуатации, в том числе в последнее десятилетие, находился в благополучном состоянии и эксплуатировался на устойчивой основе. С начала промысла северной креветки в середине 1970-х годов не наблюдалось признаков перелома промыслового запаса. На конец 2020 г. промысловый запас северной креветки в Баренцевом море и сопредельных водах оценивается на уровне 2,2 млн т с 95%-ным доверительным интервалом от 1,5 до 3,2 млн т (рис. 4.2.3.7).

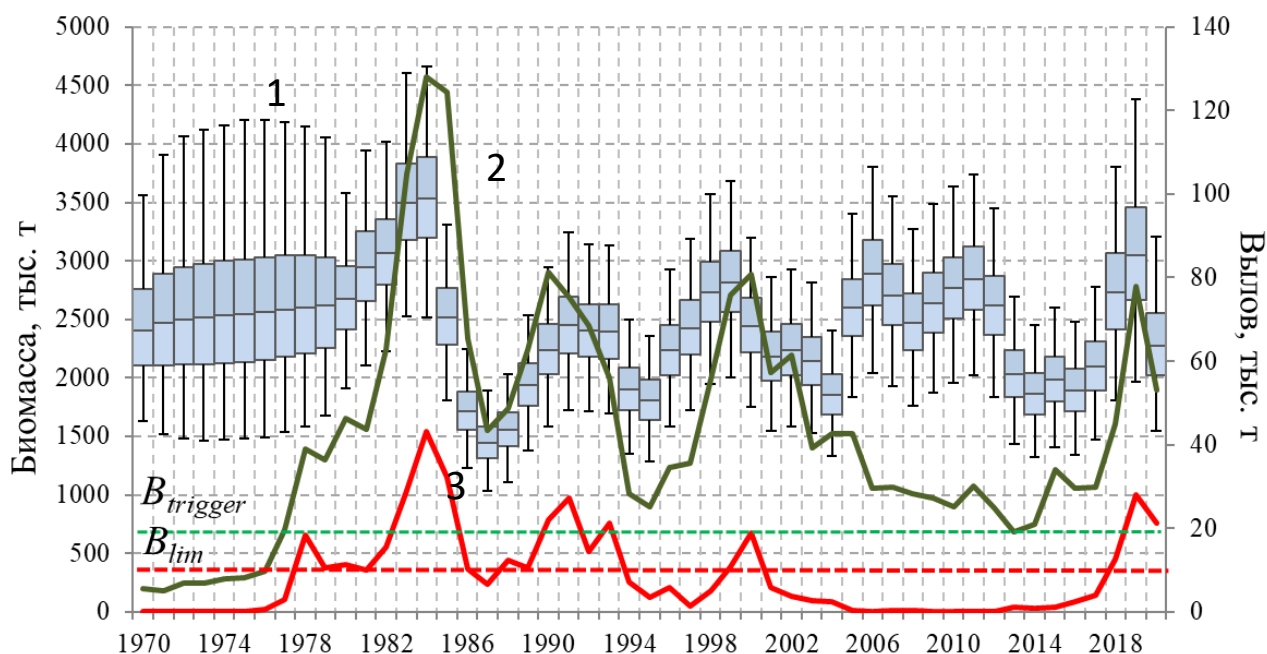


Рис. 4.2.3.7. Динамика биомассы промыслового запаса (1 – диапазон квартилей с медианой; планки погрешностей – 95 %-ный доверительный интервал); международного (2) и российского (3) вылова северной креветки в Баренцевом море в 1970 – 2020 гг.

За последние 30 лет уровень ежегодной эксплуатации оценивается на уровне 1 – 3% от величины промыслового запаса. В то же время, межгодовая вариативность величины запаса в отдельные годы ощутимо меняется (в среднем 12 % за последние 20 лет), что говорит о существенной изменчивости межгодового пополнения и, возможно, естественной смертности. С позиций теории промышленного рыболовства такой низкий уровень эксплуатации не может заметно влиять на состояние запаса, по сравнению с пополнением и естественной убылью. При этом уровень запаса креветки сохраняется значительно выше буферного ($B_{tr}=0,669$ млн т) и граничного ($B_{lim}=0,401$ млн т) ориентиров.

4.2.4. Исландский гребешок

Управление запасом исландского гребешка в Баренцевом море до недавнего времени выполнялось без использования формализованных стратегий, правил и ориентиров управления. Стратегия управления промыслом сводилась к предотвращению перелома с помощью ограничения общего допустимого улова

(ОДУ) и ряда технических мер регулирования. В феврале 2015 г. был издан приказ Федерального агентства по рыболовству № 104, определивший новые научно-методические требования к материалам, обосновывающим ОДУ, которые соответствуют современным мировым стандартам.

В первой половине 2017 г. в ПИПРО в рамках предложенной концепции стратегии регулирования промысла приоритетных гидробионтов были разработаны подходы к оценке новых элементов управления для баренцевоморского запаса исландского гребешка: индикаторов состояния запаса, ориентиров управления и правил регулирования промысла (ПРП). В настоящем разделе приведены результаты оценки состояния запаса, ориентиров управления и ПРП исландского гребешка в Баренцевом море в рамках нового подхода.

По результатам драговых съемок в 1991 – 2002 гг. отмечалось существенное снижение общего и промыслового запасов гребешка на акватории Святоносского поселения (см. табл. 2.1.7). Данные съемок, выполненные тралом Сигсби в 2009 – 2012 гг., показали кратковременный рост индексов промыслового запаса (рис. 4.2.4.1).

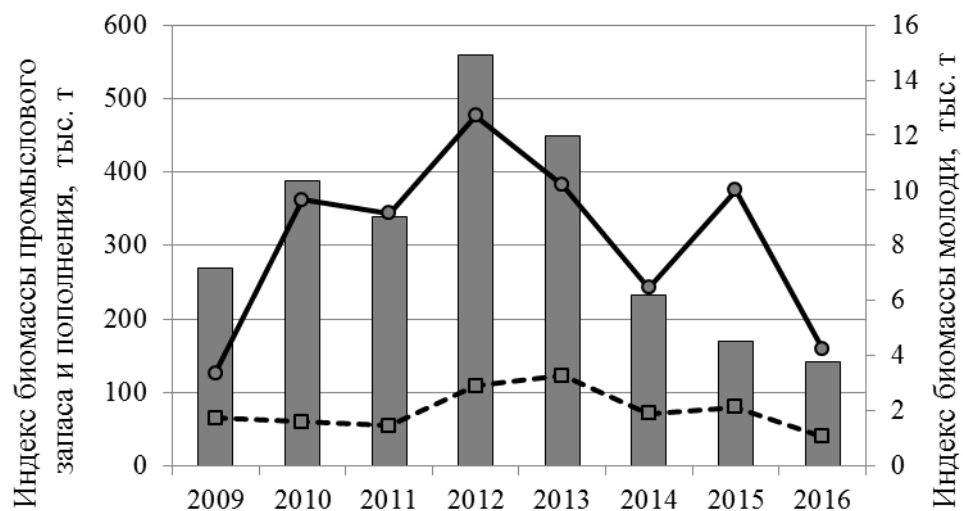


Рис. 4.2.4.1. Индексы биомассы молоди (—●—), пополнения (---□---) и промыслового запаса (—○—) исландского гребешка, рассчитанные по данным съемок тралом Сигсби, на Святоносском поселении в Баренцевом море в 2009 – 2016 гг.

Однако в последние пять лет (2012 – 2016 гг.) негативные тенденции в динамике его запаса возобновились. Индекс промыслового запаса и пополнения в

2016 г. снизился до минимального уровня за всю историю наблюдений.

Анализ размерного состава исландского гребешка в уловах исследовательских съемок и на промысле последних 5 – 6 лет показал отсутствие существенных изменений в средних и модальных размерах (рис. 4.2.4.2). Причины отмеченного постоянства не до конца понятны. Возможно, это является артефактом съемок, балансом между пополнением и промысловым запасом с учетом замедления роста взрослых особей (слабое пополнение не покрывает смертности гребешка, но темпы роста сильно замедляются и невозможно выделить отдельные размерные когорты среди гребешков промыслового размера; в этом случае будет лишь отмечаться уменьшение биомассы промыслового запаса) или миграциями (вопрос о способности особей данного вида к миграциям до сих пор остается дискуссионным), которые обусловлены в первую очередь пространственным разграничением мест обитания молоди и половозрелых особей. Молодь живет в местах, подходящих для оседания планктонных личинок (поднятия дна со скальным грунтом и валунами, покрытыми обрастаниями). Такие места труднодоступны для исследований и практически не облавливаются. По мере увеличения размеров и способности к передвижению моллюски перебираются на выровненные участки дна с постоянным течением, обеспечивающим приток пищи. Рост половозрелых особей сильно замедляется из-за больших затрат на образование половых продуктов, что приводит к достаточно стабильной во времени размерной структуре, которую мы и наблюдаем на исследованной акватории. Данные по размерной структуре подтверждаются исследованиями возрастной структуры на отдельных скоплениях, когда при постоянном размерном составе в течение нескольких лет наблюдается старение всего скопления при отсутствии пополнения (Золотарев, 2016).

В период промысла гребешка в Баренцевом море максимальные уловы наблюдали в 1997 – 1999 гг. – 14 тыс. т в год (см. табл. 2.2.4). В последние 10 лет улов значительно снизился и не превышал 3,1 тыс. т.

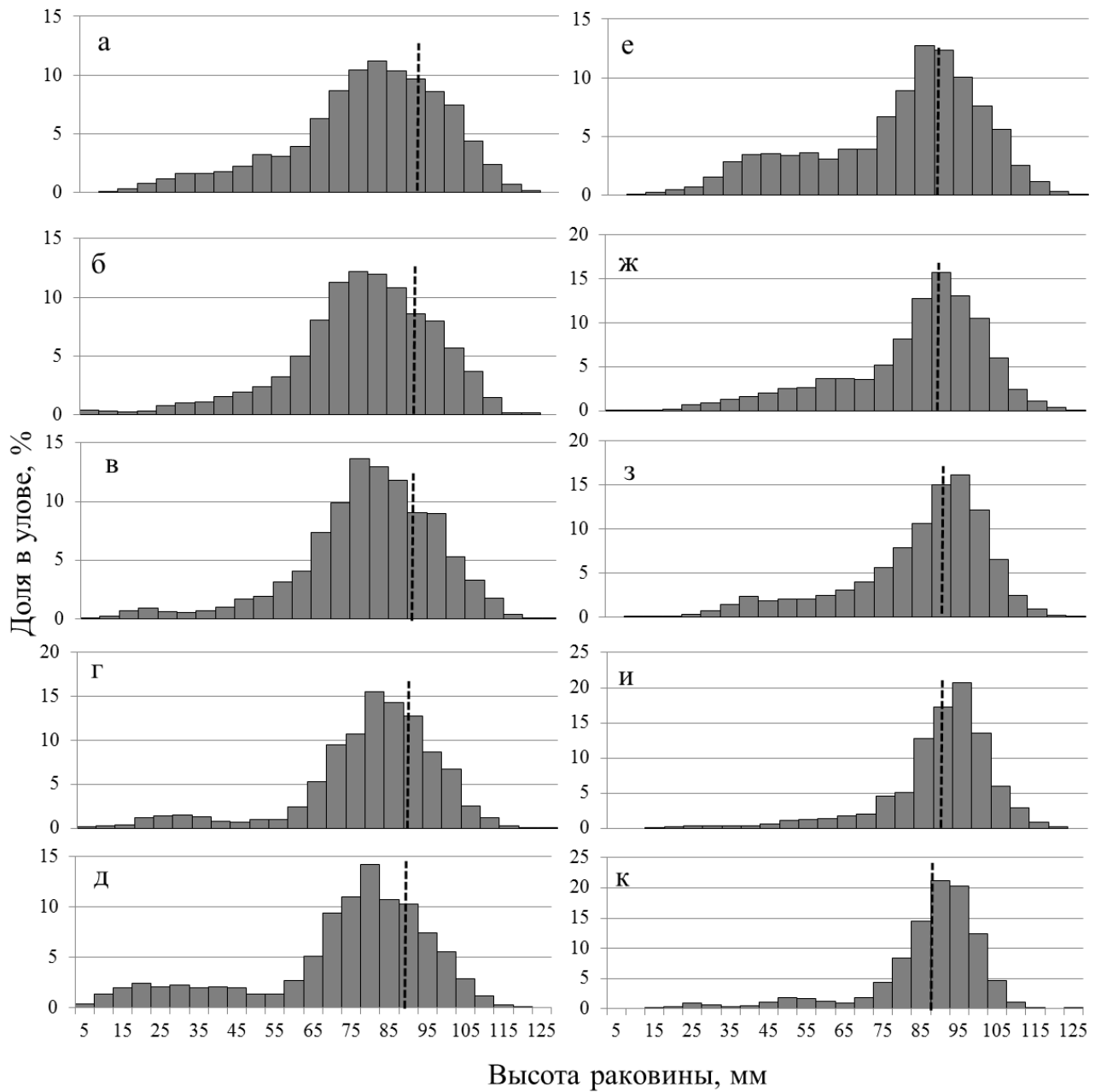


Рис. 4.2.4.2. Размерный состав уловов исландского гребешка в Баренцевом море по результатам съемок в 2012 – 2016 гг. (а–2012, $n=4576$; б–2013, $n=4825$; в–2014, $n=4089$; г–2015, $n=4639$; д–2016, $n=5870$) и наблюдателей на промысле в 2011–2017 гг. (а–2011, $n=6004$; б–2012, $n=8212$; в–2013, $n=5404$; г–2014, $n=1466$; д–2017, $n=7269$); пунктирная линия – средний промысловый размер.

Основным фактором, определяющим уменьшение вылова, было сокращение площади промысловых участков с высокими плотностями гребешка, что привело к снижению промысловых усилий и сокращению количества судов на промысле (с пяти до одного). В соответствии с рекомендациями ПИНРО, в 2009 – 2010 гг. промысел не проводился. С 2011 г. добыча возобновилась, но ежегодный вылов, как правило, не превышал 0,5 тыс. т (см. табл. 2.2.4), лишь с 2014 г. приблизился к

величине ОДУ (рис. 4.2.4.3). При этом ежегодное количество судо-суток лова не превышало 39 (см. табл. 2.2.4). С 2012 по 2015 г. отмечался положительный тренд в производительности промысла, что может быть объяснено не фактическим увеличением плотности промысловых скоплений, а активным поиском остаточных локальных плотных скоплений, ранее не подверженных эксплуатации.

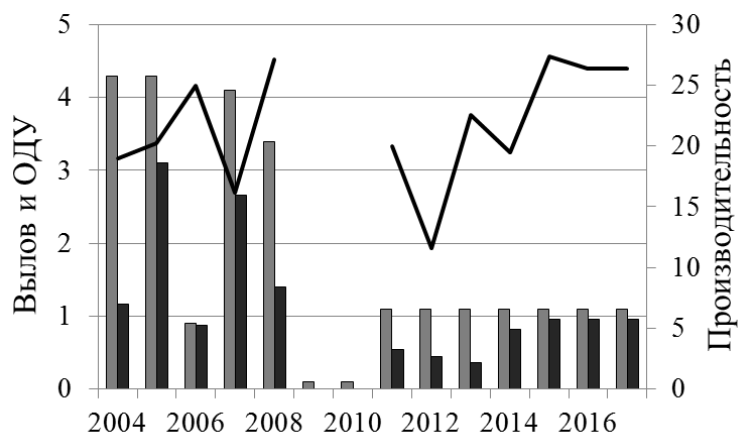


Рис. 4.2.4.3. Общий допустимый улов, ОДУ (■, тыс. т), вылов (■, тыс. т) и средняя производительность промысла (—, т/сут) исландского гребешка на Святоносском поселении в Баренцевом море в 2004 – 2017 гг.

Оценка промыслового запаса гребешка в течение всего исторического ряда с помощью продукционной модели показала, что запас, который в 1990 – 1996 гг. находился на уровне 1,5 млн т, существенно снижался в последующие 5 – 6 лет (рис. 4.2.4.4). С 2000-х гг. запас находится в депрессивном состоянии на уровне 200 – 300 тыс. т. В 2010 – 2012 гг. наблюдались признаки восстановления промыслового запаса, которому, однако, не нашлось подтверждения в последующие годы. В последние два года (2016 – 2017 гг.) запас гребешка находится в пределах 80 – 600 тыс. т (95% границы доверительного интервала) с медианой на уровне 200 тыс. т.

Биологические целевые ориентиры для регулирования промысла исландского гребешка Святоносского поселения в Баренцевом море были рассчитаны с использованием продукционной модели (Баканев, 2016).

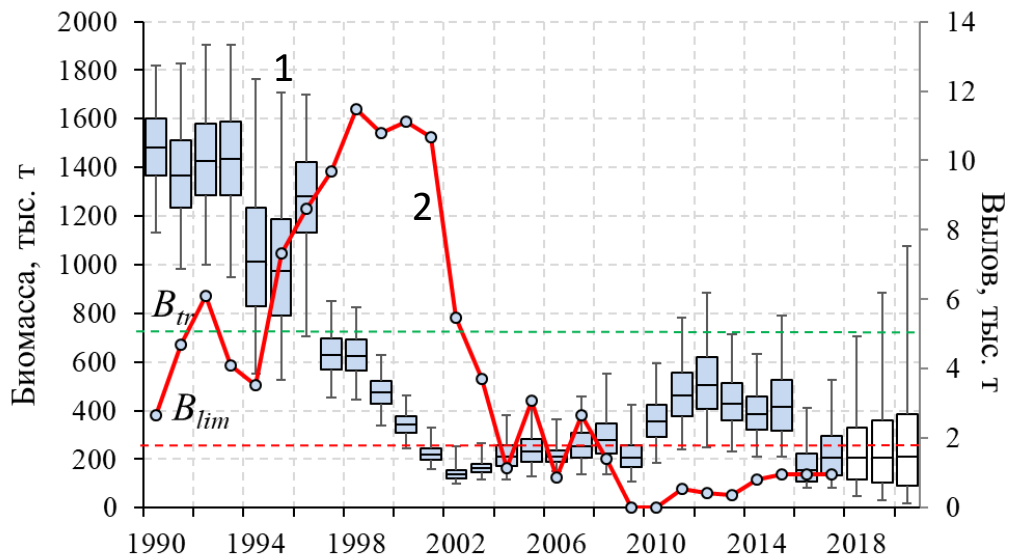


Рис. 4.2.4.4. Динамика биомассы промыслового запаса (1 – диапазон квартилей с медианой; планки погрешностей – 95 %-ный доверительный интервал) и вылов (2) исландского гребешка в ИЭЗ России в Баренцевом море 1990-2020 гг. (2018 – 2020 гг. прогнозные величины)

При этом медианная величина B_{MSY} была принята за величину целевого ориентира по биомассе (B_{tr}), а величина F_{proxy} , рассчитанная как MSY / B_{MSY} , принималась за целевой ориентир по эксплуатации F_{tr} . Величина граничного ориентира (B_{lim}) принималась на уровне 30% от B_{MSY} , что соответствует принятой схеме регулирования рыболовства, например, в Северной Атлантике, при оценке запасов рыб и беспозвоночных по продукционным моделям (ICES Study Group..., 2003).

Стохастическая версия продукционной модели позволила оценить ориентиры управления в интервальном виде и выполнить риск-анализ снижения промыслового запаса ниже целевых и граничных ориентиров управления (табл. 4.2.4.1). Результаты расчетов показали, что текущая величина промыслового запаса (B_{2017}) с 99%-ной вероятностью находится ниже уровня целевого ориентира по биомассе (B_{tr}) и с вероятностью 62% ниже граничного ориентира B_{lim} .

Медианные значения с границами 50%-ных и 95%-ных доверительных интервалов параметров продукционной модели и вероятность падения промыслового запаса исландского гребешка на Святоносском поселении в Баренцевом море в 2017 г. ниже ориентиров управления

Параметр	2,5%	25,0%	Медиана	75,0%	97,5%
B_{tr} , тыс. т	531	691	746	800	901
B_{lim} , тыс. т	159	207	224	240	270
F_{tr} , MSY/B_{MSY}	0,0009	0,0017	0,0020	0,0026	0,0036
B_{2017} , тыс. т	82	147	197	261	456
Вероятность (р) падения промыслового запаса в 2017 г ниже ориентиров управления					
$p(B_{2017} > B_{tr})$			0,99		
$p(B_{2017} > B_{lim})$			0,62		

Медианная величина целевого ориентира управления по эксплуатации (F_{tr}) составляет 0,002, т.е. 0,2% от промыслового запаса. Согласно оцененной величине запаса в 2017 г. и целевому уровню изъятия рекомендованный вылов для 2017 г. мог бы составить 394 т ($B_{2017} \times F_{MSY}$), т. е. в 2,4 раза ниже фактического вылова в 2017 г. (952 т).

При зональном представлении области управления отмечаются два периода, при которых промысловый запас находился ниже критического уровня B_{lim} (рис. 4.2.4.5). В первый период (2001 – 2008 гг.) наблюдался чрезмерно высокий уровень эксплуатации. При последующем снижении промыслового запаса запас вышел из зоны перелома, незначительно превысив граничный ориентир по биомассе в 2011 – 2015 гг. В 2016 – 2017 гг. величина запаса повторно опустилась ниже критического уровня, что говорит о затяжном депрессивном состоянии запаса в последние несколько лет.

На основе ретроспективных данных с использованием стохастических версий продукционной модели были выполнены расчеты ориентиров управления и сформулировано правило регулирования промысла (ПРП). С учетом весьма низкого уровня целевого ориентира управления по эксплуатации ($F_{tr} = 0,002$) и высокой неопределенности оценки B_{MSY} (531 – 901 тыс. т), а также депрессивного

состояния запаса был предложен однозональный упрощенный подход.

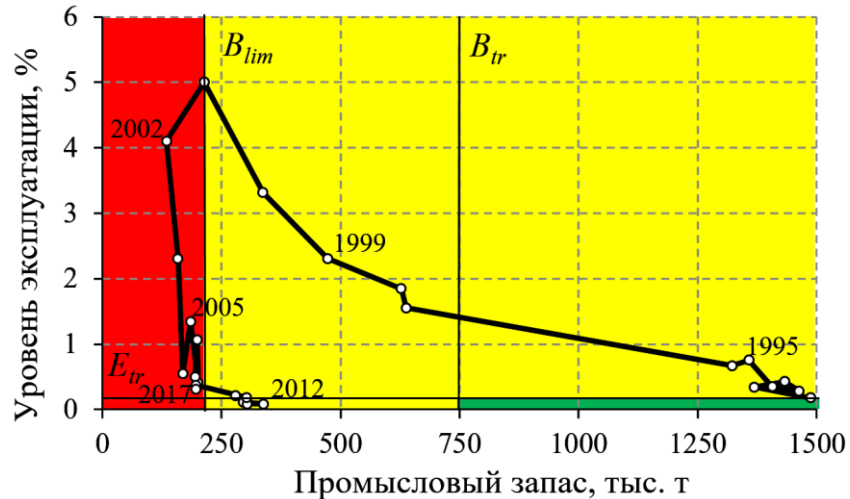


Рис4.2.4.5. Динамика промыслового запаса исландского гребешка и уровня его эксплуатации, а также ориентиры управления его запасом (B_{lim} , B_{tr} и E_{tr}) на Святоносском поселении в Баренцевом море в 1990 – 2017 гг., основанные на оценке по продукционной модели.

Правило может быть сформулировано в следующем виде.

1) Уровень эксплуатации (доля изъятия F_t) устанавливается не выше целевого уровня эксплуатации ($F_{tr} = 0,002$) при промысловом запасе выше граничного ориентира по биомассе ($B_{lim} = 224$ тыс. т);

2) При промысловом запасе ниже граничного ориентира уровень эксплуатации $F_t = 0$ (возможен только вылов в научных целях).

Результаты имитационного моделирования показали, что ПРП исландского гребешка на Святоносском поселении в Баренцевом море соответствует предосторожному подходу. Модельный анализ целесообразности использования различных элементов ПРП показал, что при целевом уровне изъятия до величины 0,002 приемлем однозональный принцип регулирования, когда рекомендуемое промысловое изъятие не зависит от состояния запаса (если запас выше граничного ориентира), а фиксируется на одном из заданных уровней. Кроме того необходимо подчеркнуть, что дополнительные элементы ПРП (целевой ориентир управления по биомассе, граничный ориентир по эксплуатации и др.) могут быть введены в правило в последующие годы при выходе запаса из депрессивного состояния. Вместе с тем целевой уровень изъятия, установленный с учетом периода

восстановления запаса, также может быть пересмотрен при достижении запасом уровня B_{MSY} .

Результаты моделирования показывают, что промысловый запас гребешка в 2018 – 2019 гг. оценивается на уровне ниже B_{lim} . Согласно установленному правилу регулирования промысла представляется обоснованным рекомендовать временный запрет промысла гребешка в 2018 – 2019 гг. При этом пересмотр существующих рекомендаций возможен в случае получения новых данных о состоянии промыслового запаса и его возможного пополнения.

Результаты прогнозирования медианных значений промыслового запаса до 2030 г. с помощью продукционной модели показали, что при отсутствии промысла на протяжении прогнозного периода величина запаса не превысит 200 тыс. т, т. е. будет ниже уровня B_{lim} . При этом верхний диапазон 95%ного доверительного интервала существенно расширяется и к 2030 г. величина верхнего предела 95% интервала достигает 1,8 млн т.

Информационное обеспечение позволяет оценить состояние запаса как на качественном, опираясь на тренды в индикаторах, так и на количественном уровне, используя простейшую аналитическую модель. Анализ промысловых индикаторов показал, что производительность промысла не может являться показателем состояния запаса, как, например, в случае с эксплуатацией других видов беспозвоночных и рыб. Существенные ежегодные вариации производительности промысла не могут отражать естественную динамику запаса исландского гребешка, так как промысел в настоящее время ведется на акватории, размеры которой ничтожно малы по сравнению с размерами всего Святоносского поселения (см. табл. 2.2.4). Высокая ежегодная вариативность производительности характерна для промысла короткоциклических видов с высокой естественной смертностью и широкими флуктуациями пополнения. При эксплуатации исландского гребешка, имеющего весьма продолжительный жизненный цикл, высокая вариативность в производительности промысла связана с тактикой его промысла, когда последовательно облавливаются скопления высокой плотности (Золотарев, 2016). С учетом того, что гребешок промыслового размера является слабомигрирующим

моллюском, его добыча может происходить продолжительное время весьма эффективно. Последовательно облавливая локальные скопления вплоть до полного их истощения, суда могут показывать хорошую производительность лова даже при существенном снижении общего запаса на всей акватории поселения. Сокращение площади промысловых участков может лишь отчасти свидетельствовать об ухудшении состояния запаса, так как при эксплуатации запаса одним судном, эффективность промысла может быть высокой продолжительное время даже на сравнительно небольшом участке.

Таким образом, промысловые показатели (производительность промысла и площадь промысловых участков) в настоящее время не могут являться индикаторами состояния запаса и включаться в комплексную качественную и количественную оценку запаса. Данные наблюдателей на промысле за последние годы также не зафиксировали каких-либо существенных изменений в размерном составе исландского гребешка Святоносского поселения. Вместе с тем существенное снижение индекса запаса на 1 млн т (с 1,5 до 0,5 млн т) в 1993 – 1998 гг. при суммарном вылове 50 тыс. т в эти годы дало основание считать, что фактическое изъятие гребешка в виде вылова (прямая промысловая смертность) не может быть основным фактором, влияющим на снижение запаса.

Представляется весьма вероятным, что столь драматичное снижение запаса может быть вызвано побочным воздействием промысла. Во-первых, косвенная промысловая смертность, т. е. минимальная доля особей, травмированных в процессе драгирований и остающихся на дне, оценивается в 5%, а максимальная – в 40% (Золотарев, 2016). Кроме того, при добыче гребешка около 10% особей моллюсков в улове бывают раздавлены и не могут использоваться для выработки продукции. Таким образом, прямой неучтенный ущерб запасам гребешка составляет от 15 до 50% от величины добытого гребешка. Также негативное воздействие на поселения гребешка могут оказывать донные траления при промысле рыбы, хотя долю поврежденных особей при этом оценить сложно. Однако их ущерб зависит также от промысла гребешка, так как промысел рыбы коррелирует с промыслом гребешка. Самым вероятным объяснением этого

является привлечение рыбы на акваторию Святоносского поселения отходами гребешкового промысла и поврежденными в его ходе беспозвоночными (Золотарев, 2016).

Следующей причиной является отбраковка некондиционного гребешка в процессе производства готовой продукции. В данном случае некондиционным считается мускул гребешка небелого цвета (доля которого в марте может достигать до четверти готовой продукции) и мускул, распавшийся на кусочки в процессе обработки. Выбракованный мускул не попадает в готовую продукцию и, соответственно, не учитывается при пересчете от готовой продукции к сырцу.

Кроме того, с началом промысла резко сократилась восстановительная способность поселения гребешка из-за особенностей технологического процесса. В связи с тем, что молодь часто прикрепляется к крупным пустым створкам гребешка, она не отсортировывается перед поступлением на обработку и гибнет. С учетом того, что доля молоди в отдельные годы промысла достигала 30 – 50% по численности от выловленных моллюсков, убыль пополнения должна быть очень велика.

Еще одной косвенной причиной, которая могла увеличить смертность гребешков всех возрастов, является повышение мутности воды в процессе драгировок и перепаживание дна. Подводные телевизионные наблюдения ПИНРО во второй половине 1990-х гг. показали, что после интенсивного промысла гребешки на большой площади дна оказываются засыпанными песком или вдавленными в грунт. Для *Placopecten magellanicus* было отмечено, что около 30% особей оказываются частично погребенными грунтом (Caddy, 1968). С учетом того, что они являются сестонофагами, фильтрующими воду, подобная ситуация должна была привести к засорению их жабр песком с последующим затруднением осуществления функций дыхания и питания. У остающихся на дне, но сдвинутых драгой гребешков мантийная полость забивается грунтом, повреждаются мягкие ткани и раковины, что приводит к ослаблению моллюсков и к их частой гибели от повреждений или хищников (Brocken, Kenchington, 1999). И если взрослые гребешки при несильном засорении в дальнейшем способны восстановиться, хоть и

с некоторым ослаблением функций (и увеличением вероятности заболеваний), то для молодежи это становится смертельным. Особенно сильно это должно сказаться на недавно осевших личинках и молодежи первых лет жизни. С учетом того, что резкое сокращение запаса произошло через 7 лет после начала промысла, а промысловой величины гребешки достигают на 9–10-й год, то можно предположить, что увеличение смертности пополнения пришлось, в первую очередь, на 2–3-леток. Вероятно, особенности жизненного цикла гребешка именно в этом возрасте делают его особо уязвимым от такого воздействия.

Промысел гребешка на Святоносском поселении осуществлялся в основном с помощью судов с автоматизированной обработкой уловов. Это означает, что большинство живых организмов оказываются обработанными (сваренными) и выброшенными за борт, так же за борт выбрасывается и 90% выловленной биомассы гребешка. Масштабный промысел должен был привести к выбросам в море десятков тысяч тонн органики, что непременно должно было отразиться на экологическом и эпидемиологическом состоянии поселения. Возможно, именно это послужило причиной массовой эпизоотии гребешка, которая, в свою очередь, также уменьшила его запас (Золотарев, 2016).

Снижение воспроизводительной способности поселения произошло также из-за снижения плотности и численности гребешков. Так как слияние гамет у гребешков происходит в толще воды, то для появления урожайных поколений критично важна высокая концентрация гамет в воде (Howarth, Stewart, 2014). Снижение концентрации уменьшает вероятность встречи и слияния гамет, что сказывается в дальнейшем на количестве личинок и, соответственно, пополнении. К такому же эффекту приводит существующий промысел как раз на крупных, обладающих самым высоким воспроизводительным потенциалом, особях.

Таким образом, запасы исландского гребешка на Святоносском поселении в Баренцевом море в настоящее время находятся в депрессивном состоянии. В ближайшие годы их восстановление даже при отсутствии промысла маловероятно. Исследование многолетней динамики промыслового запаса исландского гребешка показывает примерно пятикратное его снижение за время промысловой

эксплуатации. Отмеченное в драговых уловах относительное постоянство доли исландского гребешка промыслового размера косвенно указывает на отсутствие высокоурожайных поколений молоди этого вида, которые впоследствии могли бы восстановить промысловый запас исландского гребешка.

Результаты расчетов показали, что величина целевого ориентира по биомассе промыслового запаса (B_{tr}) исландского гребешка Святоносского поселения составляет 224 тыс. т. Медианная величина целевого ориентира управления по эксплуатации (F_{tr}) равна 0,002 (0,2% от промыслового запаса). Принимая во внимание найденные целевые ориентиры и установленное ПРП, можно ожидать, что при условии временного прекращения драгового промысла и отсутствии высокоурожайных пополнений запаса исландского гребешка в Баренцевом море, его восстановление до биологически безопасного уровня займет, вероятно, не менее 15 – 20 лет.

4.3. Оценка ориентиров управления и тестирование правила регулирования промысла (ПРП) запасами беспозвоночных в Баренцевом море (на примере камчатского краба)

6 февраля 2015 г. был издан приказ Федерального агентства по рыболовству № 104 о предоставлении материалов, обосновывающих общие допустимые уловы водных биологических ресурсов, согласно которому разработка новых ПРП должна сопровождаться их обоснованием и диагностикой, которая выполняется на основе оценки и анализа вероятностей, нежелательных для запаса и промысла событий (рисков). В соответствии с приказом Росрыболовства для обеспечения рационального промысла необходимо исследовать реакцию запаса на различные варианты управления. Для этого требуется оценить возможные последствия управления при разных ПРП, в том числе и однозональных, когда рекомендуемая промысловая смертность не зависит от состояния запаса, а фиксируется на одном из заданных уровней промысловой смертности. Полученные в результате прогнозные характеристики состояния запаса (биомассу, промысловую смертность

и ожидаемый вылов) следует сопоставить с их текущими и историческими значениями.

В течение 2015 г. в ПИНРО в рамках предложенной новой концепции стратегии регулирования промысла крабов и крабоидов были разработаны подходы к оценке новых элементов управления баренцевоморским запасом камчатского краба: ориентиров управления, ограничения межгодового изменения ОДУ, оптимального промыслового размера и др. (Баканев, Ковалев, 2015).

В настоящей главе приведены краткие результаты оценки ориентиров управления и правила регулирования промысла (ПП), а также рассматривается целесообразность использования отдельных элементов новой стратегии управления запасом камчатского краба в Баренцевом море с точки зрения обеспечения устойчивого развития промысла.

Оценка ориентиров управления

Популяция камчатского краба в Баренцевом море является искусственно созданной, поэтому при оценке ориентиров управления учитывались следующие особенности запаса этого гидробионта:

- 1) низкая биомасса и низкая степень промысловой эксплуатации на начальном этапе освоения ресурса в 1994 – 2002 гг.;
- 2) значительный рост численности камчатского краба в 2000 – 2003 и 2011 – 2015 гг., обуславливающий невозможность принять допущение о равновесном состоянии запаса;
- 3) продолжающееся расширение ареала популяции и образование новых промысловых скоплений и, как следствие, изменение районов и интенсивности промысла.

Вышеперечисленные особенности, а также недостаточный уровень информационной обеспеченности в последние годы не позволяют в полной мере применить традиционные оценки ориентиров на основе концепции максимального устойчивого улова, связи запас – пополнение или улова на рекрута. С учётом этого проанализированы попытки применения некоторых экспертных и аналитических

подходов к оценке ориентиров, которые встречаются в мировой практике для запасов промысловых гидробионтов со сходным уровнем информационного обеспечения.

Оценка ориентиров управления на основе данных о вылове и CPUE. При отсутствии научно-исследовательских съёмок один из экспертных подходов к оценке состояния запаса и ориентиров управления по биомассе может заключаться в анализе тренда, полученного на основе стандартизированного CPUE. При этом делается допущение о прямой зависимости величины CPUE от величины промыслового запаса, т.е. CPUE принимается в качестве индекса численности/биомассы [Ricker, 1975; King, 1995]. Выбор целевого ориентира по биомассе (B_{tr}) может быть основан на двух принципах:

- 3) теории равновесной продукционной кривой;
- 4) практическом опыте эксплуатации.

В первом случае допускается, что в истории эксплуатации запаса были периоды с максимальной производительностью промысла ($CPUE_{max}$), когда величина биомассы приблизительно соответствовала уровню ёмкости среды (K). Согласно продукционному подходу (Schaefer, 1954) максимальный устойчивый вылов (MSY) может быть достигнут при уровне биомассы (B_{MSY}), приблизительно равном половине ёмкости среды ($0,5K$). Отсюда целевой ориентир может быть рассчитан как $B_{tr} = 0,5K = q*0,5 CPUE_{max}$, где q – коэффициент пропорциональности.

Во втором случае B_{tr} может рассчитываться на основе принципа практической уверенности (Вентцель, 2003) как средний показатель запаса за определённый период, когда запас находился на достаточно высоком уровне, но при этом испытывал сравнительно высокие промысловые нагрузки, экспертно оцениваемые на уровне F_{MSY} (ICES, 2012 a, 2012 b). Как правило, если в истории эксплуатации запаса отсутствует стадия перелома, то в качестве ориентира выбирается средний $CPUE_{mean}$ за весь период промысла.

Учитывая вышеизложенное, целевой ориентир, основанный на динамике CPUE, можно принять равным:

3) $B_{tr} = 0,5 \text{ CPUE}_{\max} = 144 \text{ кг/ловушку}$;

4) $B_{tr} = \text{CPUE}_{\text{mean}} = 132 \text{ кг/ловушку}$.

Если во втором варианте расчёта принять, что низкие показатели производительности промысла в 2008 – 2010 гг. могут быть оценены как признаки чрезмерной эксплуатации запаса после весьма интенсивного промысла в 2006 – 2008 гг., то целевой ориентир вычисляется как средний CPUE за период 2006 – 2007 и 2011 – 2015 гг., т.е. $B_{tr} = 162 \text{ кг/ловушку}$.

Выбор граничного ориентира по биомассе (B_{lim}) при низком информационном уровне обеспечения может быть также основан на нескольких подходах. Например, при отсутствии в истории промысла стадии перелова запаса, а также в случаях когда за период наблюдений запас эксплуатировался при широком диапазоне значений CPUE, в качестве граничного ориентира может быть принято наименьшее наблюденное значение производительности промысла – CPUE_{\min} (Бабаян, 2000). Минимальная производительность промысла баренцевоморского камчатского краба была отмечена в 2009 г. и в соответствии с этим B_{lim} может быть равен 57 кг/ловушку (табл. 4.3.1). Если в истории промысла существует период перелова, то граничный ориентир может быть выбран либо как максимальный, либо как среднегодовалый показатель уровня запаса в период его перелова (ICES, 2012 a, 2012 b). Например, принимая за период перелова 2008 – 2010 гг. для баренцевоморского запаса B_{lim} может оцениваться как в 66 кг/ловушку, так и 60 кг/ловушку.

Вылов и основные показатели динамики численности промыслового запаса камчатского краба в Баренцевом море в 1994 – 2015 гг.

Год	Вылов, т	CPUE, кг/ловушку	Индексы численности, экз./ловушку - прибрежная съёмка	Промысловый запас, тыс. т - модель CSA	Промысловый запас, в районе лова, тыс. т - модель истощения Лесли	Промысловый запас, тыс. т - производственная модель
1994	22			2,6		2,5
1995	9			2,5		2,5
1996	24			3,7		3,2
1997	63			4,4		3,7
1998	90			5,7		4,8
1999	143			6,7		6,3
2000	113			9,8		11,5
2001	300			13,4		16,7
2002	900			35,5		41,9
2003	1950			67,4		72,6
2004	1105			81,1		78,7
2005	3021			81,3		71,1
2006	12639	120		76,5		57,1
2007	10934	95		54,7	31,5	46,6
2008	9291	66		38,3	14,4	31,9
2009	6309	57	2,1	22,5	11,7	25,4
2010	3940	58	1,0	21,4	5,8	25,8
2011	3702	83	1,8	28,4	9,3	35,9
2012	5209	103	0,7	39,0	18,9	48,3
2013	5531	163	2,7	54,8	27,2	75,3
2014	5995	283	2,1	94,7	37,9	122,8
2015	6381	288	3,0	90,7	26,2	134,5

Помимо вышеуказанного метода оценки граничного ориентира, который в определённой степени основан на оценке состояния запаса в периоды разной степени его эксплуатации, существуют сугубо статистические подходы. Они основаны на выборе перцентили от совокупности наблюдаемых значений показателя состояния запаса или определённой доли от величины оценённого целевого ориентира. Метод перцентилей получил широкое распространение при использовании индикаторного подхода, когда исторический ряд разбивается на определённые группы с определением граничных значений (Koeller et al., 2002; Буяновский, 2012). Например, 25-я перцентиль для ряда CPUE при эксплуатации баренцевоморского запаса составит 70 кг/ловушку.

Определение величины B_{lim} как доли от величины B_{tr} или от величины «девственного» неэксплуатируемого запаса (K) достаточно часто используется при разработке правил регулирования промысла рыб и беспозвоночных с низким и средним уровнем информационного обеспечения. Довольно часто в международной практике B_{lim} принимается в диапазоне 30 – 50% от целевого уровня B_{tr} (Caddy, 1998). В нашем случае B_{lim} можно принять в диапазоне 43 – 72 кг/ловушку при $B_{tr} = 144$ кг/ловушку.

Один из способов количественного определения граничного ориентира как доли от неэксплуатируемого «девственного» запаса (K) был предложен в документе FAO (1993) на основании обобщённого анализа соотношений запаса – пополнения для 91 запаса рыб Северной Атлантики и Европы. Было установлено, что величина B_{lim} для запасов со средним уровнем информационного обеспечения может быть установлена на уровне 20% от величины неэксплуатируемого запаса, а для запасов с низким уровнем информационного обеспечения – 30%.

Вышеописанный подход трудно применим для баренцевоморского запаса камчатского краба, не достигшего своей предельной численности (уровня «девственной» популяции) в период предшествующей эксплуатации. Однако если допустить, что в истории эксплуатации запаса были периоды с максимальной производительностью промысла, когда величина биомассы могла соответствовать уровню ёмкости среды, то B_{lim} приемлемо установить в диапазоне 20 – 30% от $CPUE_{max}$, т.е. 58 – 86 кг/ловушку.

В международной практике при обосновании схем регулирования для запасов с низким уровнем информационного обеспечения довольно часто ограничиваются определением одного типа ориентиров управления, характеризующих состояние запаса (B_{lim} , B_{tr}). Однако при наличии достоверных данных не только о $CPUE$, но и о величине ежегодного вылова (C) возможно определение ориентиров, характеризующих интенсивность промысла в терминах промыслового усилия. Интенсивность промысла, или уровень эксплуатации, (E) может выражаться через отношение ежегодного вылова (C_i) к ежегодной оценке

производительности промысла ($CPUE_t$), т.е. через количество ловушек, выставленных в промысловый сезон t . Методы определения целевого уровня эксплуатации (E_{tr}) основаны на историческом анализе соотношений показателей состояния запаса и промысла. Для этого необходимо выделить период в истории эксплуатации запаса, при котором: а) запас находился на достаточно высоком уровне; б) интенсивность промысла была высока; в) такой режим эксплуатации впоследствии не привёл к перелову. Среднепогодное усилие в этот период принимается за целевой уровень эксплуатации. В случае с баренцевоморским запасом камчатского краба период для оценки E_{tr} может быть определён как с учётом перелова 2008 – 2010 гг. (1-й сценарий), так и без него, на основании всего ряда наблюдений (2-й сценарий). Если снижение производительности промысла в 2008 – 2010 гг. является не естественной вариативностью пополнения, а следствием перелова запаса в предыдущие годы, то период для оценки E_{tr} по первому сценарию должен быть ограничен 2011 – 2015 гг. Таким образом, E_{tr} по первому сценарию будет установлен на уровне 35 тыс. ловушек, по второму – 71 тыс. ловушек. С учётом небольшого ряда наблюдений и большой вариативности показателей состояния запаса и вылова в этот период два варианта оценки E_{tr} значительно отличаются между собой.

В качестве примера рассмотрим первый сценарий (в истории эксплуатации имеется перелов) расчёта ориентиров управления ($B_{tr} = 162$ кг/ловушку, $B_{lim} = 66$ кг/ловушку, $E_{tr} = 35$ тыс. ловушек). В зональном виде область управления запасом камчатского краба в Баренцевом море с вышеуказанными ориентирами управления может быть представлена в виде рис. 4.3.1. Ориентиры управления по биомассе делят область управления на три зоны, в соответствии с которыми может вводиться определённый режим управления.

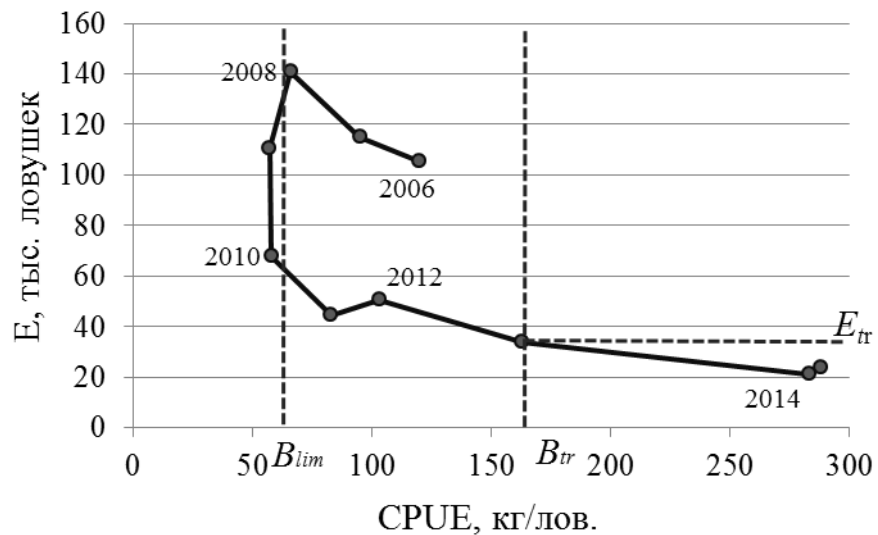


Рис. 4.3.1. Динамика индекса запаса (CPUE) и уровня эксплуатации (E) запаса баренцево-морского камчатского краба, а также ориентиры управления его запасом (B_{lim} , B_{tr} и E_{tr}) в Баренцевом море в 2008 – 2015 гг., основанные на анализе промысловой статистики.

В соответствии с рис. 4.3.2 в 2009 – 2010 гг. наблюдалась чрезмерная эксплуатация запаса при запасе ниже граничного ориентира (B_{lim}). В 2011 – 2012 гг. наблюдалось восстановление запаса до уровня 2006 г., однако уровень эксплуатации был завышен. В 2013 г. запас находился на уровне целевых ориентиров, а впоследствии – в зоне безопасной эксплуатации.

Таким образом, предложенные ориентиры могут быть использованы в качестве реперных точек при разработке и обосновании схемы регулирования промысла в условиях низкой информационной обеспеченности (включая случаи отсутствия научно-исследовательских съёмок). Аналогичный подход может также использоваться при эксплуатации запасов со средним уровнем информационного обеспечения, когда известен точный ежегодный вылов и, например, индексы биомассы, полученные по результатам исследовательских съёмок (DFO, 2010). При этом индексы биомассы могут быть использованы как напрямую, в качестве вектора состояния запаса при расчёте ориентиров по биомассе, так и в качестве входных данных для моделирования динамики промыслового запаса. В качестве вектора, отражающего уровень интенсивности промысла, при этом используется доля изъятия (E), т.е. отношение ежегодного вылова (C_t) к ежегодной

относительной (оценённой по съёмке) или абсолютной (оценённой по модели) оценке промыслового запаса (B_t). В зависимости от метода оценки биомассы уровень изъятия может отражать как реальную долю изъятия промыслового запаса (в случае, например, использования оценок модели CSA), так и являться условным показателем интенсивности промысла (в случае использования индексов съёмок напрямую (DFO, 2010)).

Оценка ориентиров управления с использованием модели CSA.

Рассмотрим процедуру оценки ориентиров управления на основе ежегодной оценки промыслового запаса с помощью модели CSA и вылова (см. табл. 2.3.1 и 2.3.4). Выбор ориентиров будет при этом исходить из тех же предпосылок, что и при оценке на основе вектора CPUE. Однако временной ряд оценок по модели CSA значительно превышает ряд CPUE и охватывает ранний период эксплуатации запаса (1994 – 2001 гг.), когда величина запаса и уровень его эксплуатации, в силу незавершённости процессов натурализации, были значительно ниже, чем в последующие годы. Оценка ориентиров на основе показателей всего временного ряда будет существенно смещена в сторону показателей раннего периода эксплуатации, что исказит фактический уровень продукционных способностей запаса, характерный для текущего периода широкомасштабного промысла.

При зональном отражении области управления можно выделить совокупность соотношений оценок запаса и уровня эксплуатации в период 1994 – 2001 гг., когда биомасса и эксплуатация близки к нулевым значениям (рис. 4.3.2). По всей видимости, этот период должен быть исключён из временных рядов при оценке текущих продукционных свойств запаса и ориентиров управления. Кроме того, при расчётах E_{tr} необходимо учитывать весьма высокий уровень изъятия 2006 – 2009 гг., который, вероятно, и привёл к перелому в 2007 – 2012 гг. Возможно, что при оценке E_{tr} наиболее обоснованным будет использование величин E за периоды 2001 – 2005 и 2010 – 2015 гг., за исключением годов с крайне низкой (1994 – 2000 гг.) и крайне высокой (2006 – 2009 гг.) эксплуатацией. С учётом вышеизложенного целевой ориентир может быть установлен на уровне средней величины промыслового запаса в 2002 – 2015 гг. ($B_{tr} = 56$ тыс. т), а целевой ориентир по

эксплуатации – на уровне среднего изъятия в 2001 – 2005 и 2010 – 2015 гг. ($E_{tr} = 0,1$, или 10% от промыслового запаса). Граничный ориентир по биомассе (B_{lim}) может быть выбран как $0,5 * B_{tr} = 28$ тыс. т.

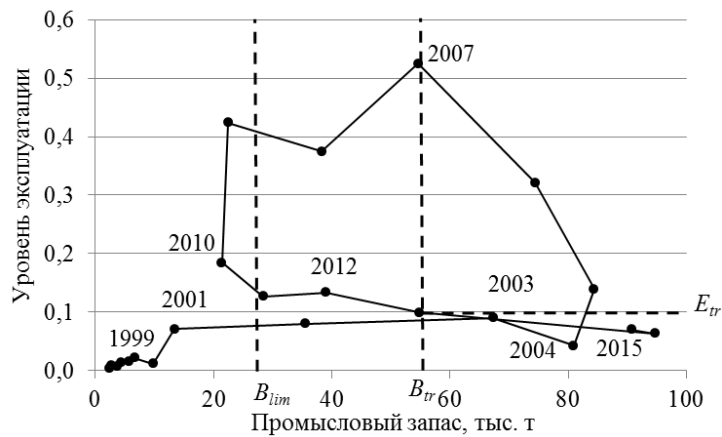


Рис. 4.3.2. Динамика промыслового запаса и уровня эксплуатации запаса баренцевоморского камчатского краба, а также ориентиры управления его запасом (B_{lim} , B_{tr} и E_{tr}) в Баренцевом море в 1994 – 2015 гг., основанные на оценке по модели CSA.

Вышеописанный подход выбора ориентиров управления основан на экспертном анализе истории эксплуатации и состояния запаса. Величины ориентиров зависят от выбранного ряда наблюдений и способа его статистической обработки и, по существу, от субъективного решения эксперта. Одним из возможных способов отхода от субъективного принятия решений является проверка величин ориентиров в рамках концепции предосторожного подхода (ICES, 2003). При среднем уровне информационного обеспечения (т.е. при наличии научно-исследовательской съёмки) такая диагностика может быть выполнена в рамках статистической модели (DFO, 2010) или путём имитации разных режимов управления при использовании аналитической модели (Баканев, 2016).

Оценка ориентиров управления с использованием производственной модели. Другим способом отхода от экспертной оценки ориентиров при недостаточном информационном уровне является использование производственной модели, где в качестве входных данных могут использоваться только два ряда: годовой вылов и показатель состояния запаса (в нашем случае – среднегодовая производительность промысла). Результатом оценки при этом является величина

промыслового запаса в наблюдаемый период (см. табл. 4.3.1), а также производственные популяционные параметры: максимальный устойчивый улов (MSY) и предельный уровень запаса, или ёмкость среды (K). Несмотря на то, что применение производственной модели к искусственно созданному запасу, когда его начальная промысловая величина существенно ниже своего возможного максимума (K), имеет определённые ограничения, расчёты по этой модели могут быть использованы напрямую для оценки ориентиров управления B_{MSY} и F_{MSY} . Причём стохастическая версия модели позволяет оценить параметры в интервальном виде и выбрать, например, определённую перцентиль для ориентиров в рамках предосторожного подхода (табл. 4.3.2).

Таблица 4.3.2

Медианные значения с границами 50%-го и 95%-го доверительных интервалов некоторых параметров производственной модели для запаса камчатского краба Баренцева моря

Параметры	2,5%	25%	Медиана	75%	97,5%
K (тыс. т)	89,8	106,785	133,7	170,5	302,9
MSY (тыс. т)	8,6	10,435	12,7	13,4	13,9
B_{MSY} (тыс. т)	44,6	54,530	64,1	78,1	123,0
F_{MSY} (MSY/B_{MSY})	0,19	0,19	0,20	0,17	0,11
B_{2015} (тыс. т)	47,3	90,6	129,9	185,8	366,2

Результаты расчётов показали, что величина промыслового запаса в 2015 величина промыслового запаса (B_{2015}) находится практически на уровне предельной величины K . Медианная величина целевого ориентира управления по эксплуатации (F_{MSY}) составляет 0,2, т.е. 20% от промыслового запаса. Согласно оценённой величине запаса в 2015 г. и целевому уровню изъятия, рекомендованный вылов для 2015 г. мог бы составить 26 тыс. т ($B_{2015} * F_{MSY}$), т.е. в 4 раза выше фактического вылова в 2015 г. (6,4 тыс. т).

По всей видимости, оценки текущего состояния запаса, рассчитанные по производственной модели, являются чрезмерно оптимистическими. Причиной возможной переоценки запаса стал рекордный рост CPUE в 2012 – 2015 гг., от

динамики которого в производственной модели во многом зависит динамика промыслового запаса. Кроме того, производственный метод в настоящее время не позволяет дать оценку с приемлемой точностью. Промысловая биомасса с 95%-й вероятностью находится в пределах от 47 до 366 тыс. т.

Несмотря на высокие показатели текущего запаса, величина целевого ориентира управления выглядит весьма правдоподобно. Например, при прямом учёте краба по траловым съёмкам величина изъятия оценивается на уровне 10 – 30% от промыслового запаса (Иванов, 2004). В то же время, учитывая величины границ 50%-го и 95%-го доверительных интервалов, медианная оценка F_{MSY} оценивается на максимальном уровне (табл. 7.2). Возможно, более осторожным вариантом будет являться выбор величины F_{MSY} с учётом всего диапазона значений, например, путём осреднения медианы и 2,5; 25; 75; 97,5 перцентилей. В этом случае F_{MSY} может быть установлен на уровне 0,17, или 17% от величины промыслового запаса.

Если целевые ориентиры управления при производственном подходе оцениваются в самой модели, то граничные ориентиры должны быть оценены вне её рамок. Стоит отметить, что оценка граничного ориентира управления по биомассе для запаса камчатского краба Баренцева моря может быть оценена экспертно, без строгой аналитической процедуры, с учётом не только недостаточного уровня информационной обеспеченности, но и существующих технических мер регулирования промысла в баренцевоморском регионе. Полный запрет промысла в прибрежной 12-мильной зоне обеспечивает сохранение весьма высокой доли промыслового запаса даже при чрезмерной промысловой нагрузке. Кроме того, запрет на вылов самок и самцов размером менее 150 мм по ширине карапакса обеспечивает сохранение определённой доли нерестового запаса, которая препятствует коллапсу запаса в случае его длительного перелова, но при соблюдении технических мер регулирования.

С учётом вышеизложенного величину B_{lim} можно принять, например, на уровне 30% от B_{MSY} , что соответствует принятой схеме регулирования рыболовства, например, в Северной Атлантике, при оценке запасов рыб и беспозвоночных по

продукционным моделям (ICES, 2003; Hvingel, Kingsley, 2006). В этом случае B_{lim} будет равен 19 тыс. т ($0,3 * B_{MSY}$).

Таким образом, стохастический продукционный подход может обеспечить расчёт основных ориентиров управления в условиях, близких к низкому уровню информационной обеспеченности. Однако высокий уровень неопределённости вынуждает особо критически рассматривать такого рода оценки и по возможности использовать дополнительные эмпирические методы при разработке схемы регулирования промысла.

В данном разделе показаны практические способы оценки ориентиров управления при низком и среднем уровне информационной обеспеченности на примере управления запасом камчатского краба в Баренцевом море. Опираясь исключительно на статистику промысла, расчёт ориентиров можно проводить на базе практического опыта эксплуатации с выделением различных периодов на основании соотношений показателей вылова и производительности промысла. В этом случае ориентиры управления по биомассе будут выражаться в показателях производительности промысла, например, стандартизированного улова на усилие (CPUE). Ориентиры управления по эксплуатации при этом устанавливаются в показателях промыслового усилия. Таким образом, полученные ориентиры управления для запаса камчатского краба в Баренцевом море ($B_{tr} = 162$ кг/ловушку, $B_{lim} = 66$ кг/ловушку, $E_{tr} = 35$ тыс. ловушек) могут быть использованы для разработки схемы управления запасом в случае полного отсутствия полевых научных исследований.

При наличии съёмок и использовании простейших структурированных моделей (например, CSA), которые позволяют аккумулировать различные индексы по съёмкам и производительности промысла, оценка ориентиров происходит путём статистического анализа различных периодов эксплуатации и состояния запаса. При этом ориентиры управления по биомассе могут быть выражены как величины промыслового запаса, а ориентиры управления по эксплуатации как доля изъятия промыслового запаса ($B_{tr} = 56$ тыс. т, $B_{lim} = 28$ тыс. т, $E_{tr} = 0,1$, или 10%).

При успешной реализации продукционного подхода выбор целевых ориентиров управления может осуществляться в самой модели. При этом граничный целевой ориентир по биомассе может выбираться на основе анализа управленческого опыта эксплуатации других запасов с высоким уровнем информационного обеспечения. В рамках этой концепции ориентиры управления для запаса камчатского краба Баренцева моря оцениваются на уровне $B_{tr} = 64$ тыс. т, $B_{lim} = 19$ тыс. т, $E_{tr} = 0,17$, или 17%.

Таким образом, при недостаточном уровне информационного обеспечения и невозможности использования стандартных процедур, методы оценки ориентиров управления в каждом конкретном случае определяются полнотой и качеством информации, а также её экспертной интерпретацией. Основная сложность при этом может заключаться в качественной оценке состояния запаса и интенсивности промысла при выборе определённых периодов в истории эксплуатации запаса, когда требуется определить продукционные способности запаса и его способность выдержать определённую промысловую нагрузку.

Оценка правила регулирования промысла (ПРП)

Оценка правила регулирования промысла (ПРП) камчатского краба выполнена в рамках модели CSA, описанной выше и реализованной в MS Excel как имитационная модель динамики биомассы промыслового запаса (B) камчатского краба, состоящего из двух групп (рекрутов и пострекрутов). Стартовым годом имитационной модели был принят последний год в модели оценки запаса – 2015 г. Численность размерных групп и параметры модели указаны в таблице 4.3.3.

Медианные значения параметров, численность размерных групп, промысловый запас (B_{2015}) камчатского краба Баренцева моря в 2015 г. по модели CSA

Параметр	Значение
M	0,1
mp	0,95
$G_{PR,R}$	0,9
$G_{PR,P}$	0,1
PR_{2015} (тыс. экз.)	4709
R_{2015} (тыс. экз.)	1426
P_{2015} (тыс. экз.)	23094
B_{2015} (т)	90723

Для моделирования параметров ошибки оценки запаса по стохастической версии модели CSA были оценены доверительные интервалы численности промысловой части популяции в 1994 – 2015 гг. Диапазон доверительного интервала существенно варьировал на всем историческом периоде. Поэтому для оценки ПРП использовалось несколько вариантов мультипликативной ошибки оценки запаса, которая имитировалась как случайная величина, имеющая нормальное распределение со средним 1 и заданным стандартным отклонением от 0 до 0,4 с шагом 0,1.

По причине отсутствия данных о функциональной зависимости «запас – пополнение» пополнение промыслового запаса имитировалось на основе его оценок, рассчитанных с помощью модели CSA в 2006 – 2015 гг. В имитационной модели анализировались три различных варианта пополнения промыслового запаса:

- 1) Постоянное пополнение для всего моделируемого периода и равное среднему, оцененному за период 2006 – 2015 гг.;
- 2) Случайное пополнение, выбранное методом бутстреп из ряда величин, также оцененных по модели CSA за период 2006 – 2015 гг.;

3) Переменное пополнение, имитирующее наблюдаемую квазипериодическую динамику за последние 10 лет, когда в течении первых пяти лет пополнение было ниже среднего (вначале снижающиеся, затем возрастающие), затем в течение следующих пяти лет пополнение выше среднего (плавно возрастающие и затем убывающие). Наблюденная динамика была сглажена методом плавающей средней и использовалась в имитационной модели простым повторением этого 10 летнего ряда.

Оценка ПРП в имитационной модели выполнена с 2050 г. по 2150 г., с шагом 1 год. Учитывая, что при моделировании учитывались ошибки оценки запаса (имитирующиеся как случайная величина на каждом шаге модели), расчеты выполнялись многократно для получения устойчивых средних значений (100 итераций). При этом анализируемые характеристики популяции усреднялись для последних 100 лет для исключения влияния на результат стартовых значений. Для каждого анализируемого показателя (численность, биомасса, вылов, пополнение) рассчитывались 5%, 50% и 95% процентиля.

В качестве базового ПРП было принято предложенное в 2015 г. для практического применения правило в следующей формулировке.

- 1) Целевой уровень эксплуатации (доля изъятия; E_{tr}) не более 0,17 при промысловом запасе выше целевого ориентира по биомассе ($B_{tr}=63$ тыс. т).
- 2) При промысловом запасе выше граничного ориентира ($B_{lim}=19$ тыс. т), но ниже целевого $E_t = E_{tr} * (B_t - B_{lim}) / (B_{tr} - B_{lim})$.
- 3) При промысловом запасе ниже граничного ориентира $E_t = 0$ (возможен промысел в научных целях).
- 4) ОДУ может изменяться не более чем на величину +/- 30 % от уровня ОДУ предыдущего года, при условии, что промысловый запас находится на уровне выше граничного ориентира.

Критерием предосторожности ПРП принято условие, что вероятность (риск) снижения биомассы промыслового запаса ниже ориентира управления B_{lim} не

должна превышать 5 % (по аналогии с общепринятыми в мировой и отечественной практике подходами к управлению) (Бабаян, 2000).

Диагностика ПРП включала в себя несколько этапов. На первом этапе расчет выполнялся с применением текущего ПРП и различных вариантов пополнения и ошибки оценки запаса для тестирования модели на чувствительность результатов к значениям этих параметров. Второй этап включал в себя выбор наиболее правдоподобного варианта пополнения и ошибки, а затем рассчитывалась динамика запаса с различным целевым уровнем эксплуатации. На основании результатов расчетов делался вывод об оптимальном уровне изъятия и обоснованности целевого ориентира по эксплуатации текущего ПРП. Третий этап диагностики включал в себя расчеты, при которых исследовалась реакция запаса на различные варианты управления. При этом рассматривалось два сценария: 1) уровень эксплуатации не зависит от уровня промыслового запаса (отсутствуют ориентиры по биомассе); 2) отсутствует межгодовое ограничение на рост и снижение ОДУ. Кроме того, дополнительно рассчитывалось несколько альтернативных вариантов межгодового изменения ОДУ: 10, 20, 30, 40 и 100%.

Анализ моделируемой динамики промыслового запаса с применением текущего ПРП при различных вариантах пополнения и ошибки запаса показал, что медианные значения расчетных показателей существенно не отличаются (табл. 4.3.4). При возрастании ошибки оценки запаса, а также использовании пополнения, выбранного случайным образом, закономерно увеличивается межгодовая изменчивость вылова и промыслового запаса.

Результаты тестирования ПРП камчатского краба Баренцева моря при различных вариантах пополнения запаса и ошибки запаса (при уровне изъятия 0,17)

Показатель/ тип пополнения*	Сред- нее	Случай- ное	Квазициклическое (имитирующее пополнение последних 10 лет)				
			0	0,1	0,2	0,3	0,4
Ошибка оценки запаса (задаваемый параметр)	0	0	0	0,1	0,2	0,3	0,4
Среднегодовой вылов (т)	11216	10778	11884	11730	11545	11428	11309
Среднегодовая изменчивость вылова, %	0,5	16,7	15,3	19,9	23,2	25,2	32,4
Верхняя граница 95% доверительного интервала промыслового запаса (т)	65976	108707	94440	101261	106500	110191	112402
Медиана промыслового запаса (т)	65975	69485	72770	74382	76083	77673	78423
Нижняя граница 95% доверительного интервала промыслового запаса (т)	65975	45072	54662	52784	50870	48807	50290
Медиана пополнения (тыс. экз.)	5187	5135	5584	5584	5584	5584	5584
Риск $B < B_{tr}$ (%)	0	42	41	37	32	27	26
Риск $B < B_{lim}$ (%)	0	0	0	0	0	0	0

*см. пояснения в разделе «Материал и методика», B – биомасса в любом году моделируемого периода

Все варианты расчета показали, что риск снижения промыслового запаса ниже граничного ориентира B_{lim} равен нулю. При пополнении запаса, имитируемом как случайная величина, а также при квазициклическом пополнении весьма высок риск снижения запаса ниже B_{tr} . Однако этот показатель не является критичным, так как среднемноголетний уровень запаса остается весьма высоким и в рамках существующей концепции текущее ПРП может считаться предосторожным.

При квазициклическом пополнении и увеличении ошибки оценки запаса наблюдается незначительное увеличение среднемноголетней величины промыслового запаса и уменьшение риска снижения промыслового запаса ниже B_{tr} . Такое явление наблюдается в силу увеличения доли лет, когда применялось правило 30%-ного ограничения снижения или увеличения вылова. При увеличении изменчивости оценки промыслового запаса начинает чаще срабатывать вышеуказанное правило, ограничивая потенциальный вылов, что в среднем приводит к увеличению промыслового запаса и, соответственно, снижению рисков оказаться ниже B_{tr} .

Как указывалось выше, различные допущения о типе пополнения и величине ошибки оценки существенно не влияют на среднемноголетние медианные показатели вылова и промыслового запаса. В дальнейших расчетах использовались

квазициклическое пополнение как наиболее правдоподобное и ошибка оценки запаса, равная 0,2. Данный выбор был сделан на основе анализа пополнения запаса и размаха доверительных интервалов, полученных в ходе оценки запаса в 1994 – 2015 гг.

Моделирование динамики запаса при различных уровнях эксплуатации показало, что выбор целевого ориентира $E_{tr}=0,17$ (уровень изъятия 17% от промыслового запаса) является предосторожным и обеспечивает вылов, близкий к максимальному. Повышение уровня изъятия не ведет к существенному увеличению среднегодовалого вылова, но ощутимо увеличивает риски снижения промыслового запаса ниже ориентира B_{tr} (рис. 4.3.3).

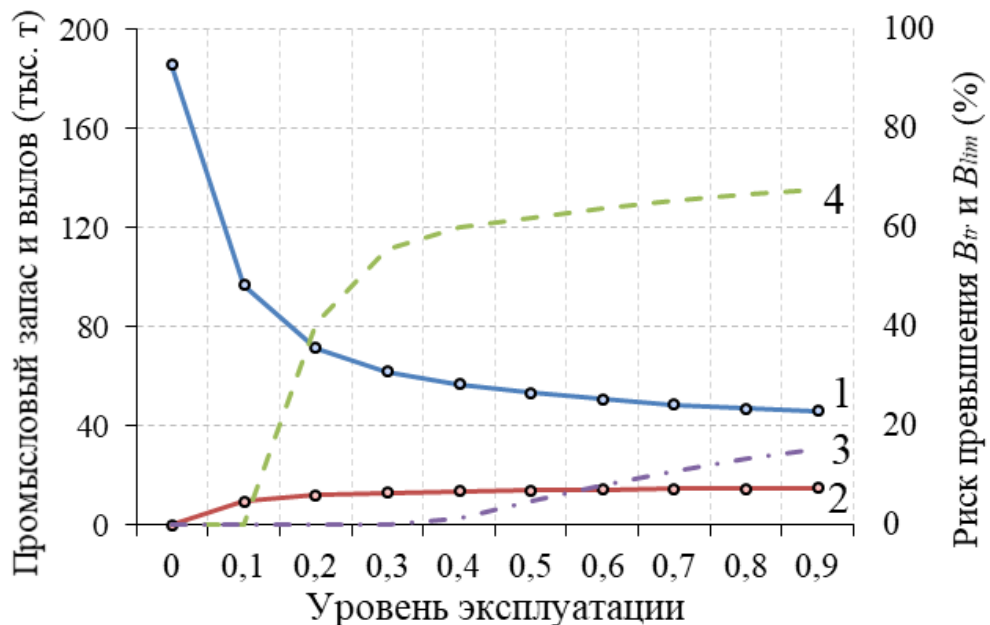


Рис. 4.3.3. Зависимость медианных величин промыслового запаса (1) и вылова (2), а также риска (%) превышения B_{lim} (3) и B_{tr} (4) от уровня эксплуатации (доли изъятия от величины промыслового запаса).

Анализ общих тенденций в динамике показателей показал, что по формальным признакам уровень эксплуатации ниже 0,5 является предосторожным, так как вероятность снижения запаса ниже B_{lim} не превышает 5%. Однако, эксплуатация на максимально допустимом уровне ($E_{tr}=0,5$) снижает промысловый запас в 2 раза по сравнению с эксплуатацией на рекомендованном уровне ($E_{tr}=0,17$), при этом среднегодовой вылов увеличивается незначительно (с 12 до 14 тыс.

т). Учитывая большие неопределенности в оценке запаса и низкий уровень информационной обеспеченности, увеличение E_{tr} выше рекомендованного в настоящее время выглядит неоправданным. Кроме того, при увеличении степени эксплуатации с 0,1 до 0,3 существенно возрастает риск снижения запаса ниже целевого ориентира B_{tr} . Наиболее резкое увеличение риска происходит при изменении E_{tr} , в диапазоне от 0,1 до 0,2 (табл. 4.3.1.5). При возрастании уровня промыслового изъятия в два раза среднемноголетний вылов увеличивается на 30 %, а промысловый запас снижается на четверть.

Таблица 4.3.1.5

Результаты тестирования ПРП камчатского краба Баренцева моря при изменении уровня эксплуатации от 0,1 до 0,2.

Уровень эксплуатации (E_{tr})	0,10	0,12	0,13	0,14	0,15	0,16	0,17	0,18	0,19	0,20
Среднегодовой вылов (т)	9386	9823	10209	10553	10886	11123	11359	11573	11754	11882
Медиана промыслового запаса (т)	96901	92743	88812	85735	82569	80331	77837	75749	74263	72547
Риск $B_t < B_{tr}$ (%)	0,00	0,00	0,47	3,63	11,83	19,10	26,94	32,94	35,92	38,69

Анализ целесообразности использования различных элементов ПРП показал, что при целевом уровне изъятия 0,17 различия в величинах среднегодового вылова и промыслового запаса малы и составляют менее 3%. При увеличении целевого уровня эксплуатации свыше 0,2 вариативность в показателях начинает проявляться нагляднее (рис. 4.3.1.4). Наиболее консервативный сценарий (высокий запас при низком вылове) показывает расчет с учетом всех рассматриваемых элементов правил регулирования. При отсутствии межгодовых ограничений вылова различия в величинах среднегодового вылова могут увеличиться от 3 до 7 % и, соответственно, промысловый запас будет несколько ниже.

При однозональном подходе регулирования вылова, когда степень эксплуатации не зависит от уровня запаса и ориентира по биомассе отсутствуют, среднегодовой вылов находится на максимальном уровне, тогда как промысловый запас снижается до минимальных значений.

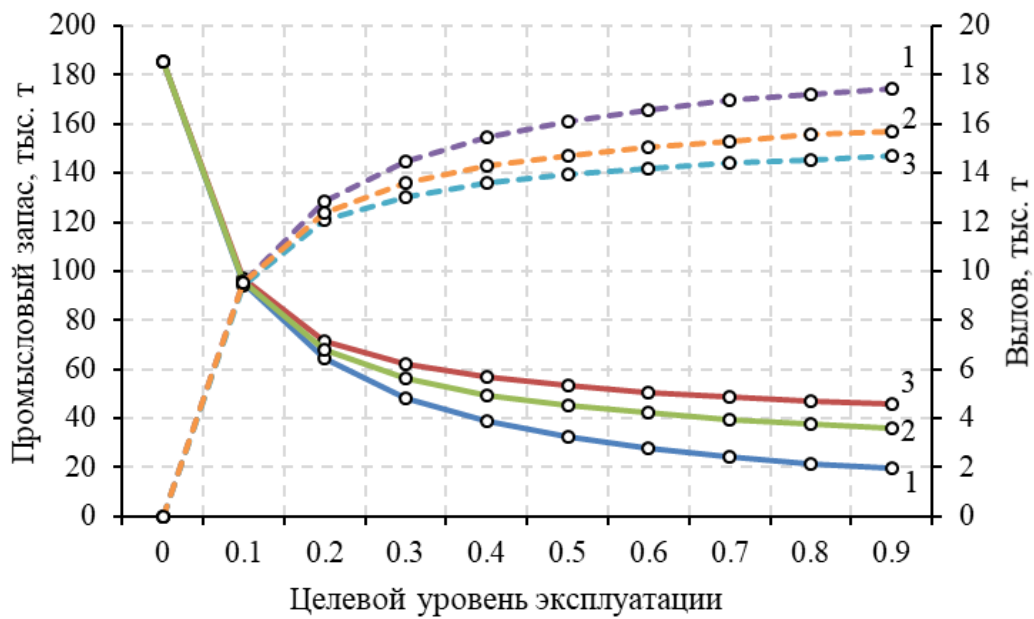


Рис. 4.3.1.4. Зависимость медианных величин промыслового запаса (сплошные линии) и вылова (пунктирные линии) от разного целевого уровня эксплуатации при трех вариантах ПРП: однозональный подход (1); при текущем ПРП без межгодового ограничения (2) и с ограничением вылова (3), см. пояснения в тексте.

Таким образом, использование ориентиров по биомассе и межгодовое ограничение вылова наиболее выражено проявляется при увеличении промыслового пресса. В то же время ситуация с высокой степенью эксплуатации может возникнуть не только при намеренном увеличении целевой эксплуатации, но и в случаях высокой ошибки оценки запаса, которая зачастую ведет к чрезмерной промысловой нагрузке. В случаях переоценки или существенной недооценки ограничение межгодового вылова будет способствовать более эффективному и предосторожному управлению запасом.

Оценка динамики величины запаса и вылова при различных вариантах ограничения межгодового вылова показала, что медианные значения вылова и промыслового запаса остаются практически без изменений (табл. 4.3.1.6). В то же время, при увеличении максимального изменения возможного ОДУ с 10 до 100 %

закономерно растет среднемноголетняя изменчивость вылова и уменьшается доля лет, когда возникает необходимость ограничения на рост или снижение ОДУ.

Таблица 4.3.1.6

Результаты тестирования ПРП камчатского краба Баренцева моря при разных уровнях межгодового ограничения вылова.

Ограничение межгодовых изменений ОДУ, %	Медиана пром. запаса (тыс.т)	Медиана вылова (тыс. т)	Среднегодовая изменчивость вылова, %	Доля лет (%) когда применялось ограничение на	
				рост ОДУ	снижение ОДУ
10	74,2	11,8	9	43	39
20	75,5	11,6	17	37	29
30	75,9	11,6	23	32	21
40	76,0	11,5	29	27	14
50	75,9	11,6	34	24	9
100	75,1	11,7	47	12	0
нет	73,5	11,8	49	-	-

Основная сложность тестирования ПРП для баренцевоморского запаса камчатского краба заключается в недостаточном уровне информационного обеспечения оценки запаса. Существующий уровень ограничивает возможность использования общепринятых инструментов оценки запаса и диагностики ПРП, таких как, например, структурированные когортные модели, основанные на размерных группах (Cooke, 1999; Siddeek, Zheng, 2007). Средний уровень информационной обеспеченности обусловлен как недавним происхождением популяции и короткой историей ее эксплуатации, так и меняющимся уровнем исследований в последние годы (прекращение исследовательских съемок с 2012 г.).

Кроме того, особенности биологии и промысла крабов и крабоидов накладывают определенные ограничения в выборе методов и вынуждают отходить от алгоритмов, традиционно используемых при оценке запасов рыб. Например, в международной и отечественной практике для оценки запасов крабов весьма широко распространены модели и формулы расчета величины запаса без использования мгновенных коэффициентов промысловой смертности (Иванов,

2004; Zeng et al., 1995; Zheng et al., 1997a, Smith, Addison, 2003). Вместо этого, в алгоритмах используется прямой вылов (C).

Другой особенностью оценки запаса камчатского краба баренцевоморской популяции является невозможность использования оценок нерестового запаса – ключевого параметра для определения статуса запаса и выбора ориентиров управления. Величина нерестовой биомассы достаточно часто является базовым показателем при управлении запасами рыб и беспозвоночных как параметр определяющий численность пополнения запаса (Siddeek, Zheng, 2007; Zheng et al., 1997b, ICES, 2016). Данный показатель используется не только для расчета целевых и граничных ориентиров по биомассе, но и для прогноза пополнения при диагностике ПРП. В случае с баренцевоморской популяцией ввиду низкой облавливаемости самок и молоди в ходе научно-исследовательских съемок и промысла оценить параметры нерестового запаса и ее связь с пополнением в настоящее время не представляется возможным (Баканев, 2014). С учетом этого, при оценке ПРП делалось допущение, что величина пополнения не зависит от величины промыслового запаса. Правдоподобность такого допущения может быть частично обоснована правилами добычи камчатского краба, которые разрешают изъятие только самцов с размерами свыше 150 мм по ширине карапакса. Такая эксплуатация предполагает, что для благополучного существования популяции необходимо дать самцам поучаствовать в нересте минимум два раза до начала их промысла. Таким образом, даже при чрезмерной эксплуатации в рамках правил добычи предполагается, что нерестовый запас может сохраняться на достаточном уровне за счет половозрелых самок и половозрелых непромысловых самцов. Кроме того, для некоторых эксплуатируемых популяций установлено, что четкая связь запас – пополнение наблюдается лишь при невысоких величинах нерестовой биомассы, тогда как при нерестовом запасе выше B_{lim} такая связь статистически не наблюдается, что учитывается при оценке ориентиров управления и ПРП (ICES, 2003; 2016).

Динамика искусственно созданного запаса в совокупности с коротким рядом наблюдений и весьма непродолжительной эксплуатацией вносят существенные помехи в оценку параметров запаса и затрудняют выявления закономерностей его динамики. Рост промыслового запаса краба и его активная эксплуатация происходили, главным образом, благодаря двум высокоурожайным поколениям. Первое поколение вступило в промысловый запас в 2003 – 2005 гг., увеличив в разы его численность и позволив открыть широкомасштабный промысел. Впоследствии чрезмерная промысловая нагрузка (значительно выше E_{tr}) снизила промысловую биомассу; величина запаса с 2007 г. опустилась ниже B_{tr} , приблизившись в 2009 – 2010 гг. к B_{lim} . Второе высокоурожайное поколение начало пополнять промысловый запас с 2012 г., компенсируя значительную промысловую убыль, и в настоящее время самцы этого поколения являются основой промыслового стада, обеспечив рекордные величины биомассы запаса (рис. 4.3.1.5).

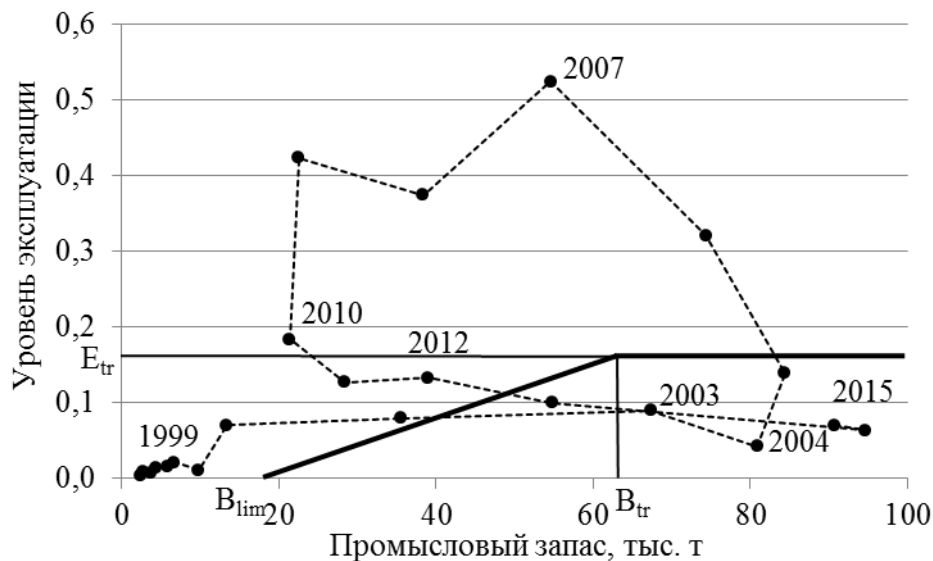


Рис. 4.3.1.5. Ежегодное соотношение биомассы (B_t) промыслового запаса к ежегодному уровню эксплуатации (E_t) в 1994 – 2015 гг. и текущие ориентиры управления для запаса камчатского краба в Баренцевом море.

По существу, эти два пополнения обусловили весь характер соотношений системы «запас – промысел», что дало представление о продукционных свойствах популяции. На основе анализа уровня эксплуатации и величины запаса в период перелома 2008 – 2012 гг. и умеренной эксплуатации, при которой запас возрос до максимальных величин (2014 – 2015 гг.) были выбраны ориентиры управления по

биомассе и промыслу. Столь короткий ряд наблюдений и неопределенность в оценке вероятностей появления очередных высокоурожайных пополнений заставляет с осторожностью и определенной долей консерватизма подходить к оценке ориентиров. В условиях высокой неопределенности стратегия максимизации вылова выглядит менее оправдано и реалистично, чем подход на основе принципа разумной достаточности, когда целевой уровень эксплуатации основан не на расчетных модельных величинах, а на предыдущем опыте успешной эксплуатации. Переход к целевому уровню эксплуатации может быть сделан при увеличении уровня информационной обеспеченности, при получении более точных оценок пополнения и промыслового запаса, позволяющих повысить достоверность модельного анализа влияния ПРП.

Повышение уровня эксплуатации станет более безопасным в случае появления новых высокоурожайных поколений, которые могут быть оценены заблаговременно только при проведении научно-исследовательских съемок. Отсутствие исследовательских съемок при оценке промыслового запаса и его пополнения ограничивает способность моделей в выполнении прогноза и расчета ОДУ. Фактически прогноз динамики промыслового запаса при отсутствии предикторов может строиться лишь на статистических оценках пополнения за прошедшие годы. Так, в текущей практике управления рассчитываются различные варианты пополнения и, в соответствии с ПРП, оцениваются варианты возможного вылова. Однако такой алгоритм не будет обеспечивать необходимые объективность, прозрачность и точность определения ОДУ. Решением данной проблемы может стать отказ от использования модели оценки CSA и переход к более простой производственной модели, в которой пополнение запаса не оценивается по входным данным, а рассчитывается как функция от текущей величины запаса, емкости среды и коэффициента мгновенного популяционного роста. Такой подход обеспечит однозначность оценки возможного вылова, но не увеличит ее точность в силу весьма слабой прогностической способности производственной модели.

Таким образом, принимая во внимание существующий средний уровень информационной обеспеченности, аналитическая оценка ПРП камчатского краба в Баренцевом море может быть выполнена, хотя и с учетом существенных допущений из-за отсутствия исследовательских съемок в последние годы. Результаты имитационного моделирования показали, что предложенное в 2015 г. ПРП камчатского краба в Баренцевом море соответствует предосторожному подходу. Благодаря выбранному сравнительно низкому целевому уровню изъятия, использование в расчетах различных вариантов пополнения и величин ошибки оценки запаса не увеличивает риск снижения промыслового запаса ниже B_{lim} . В соответствии с расчетами имитационной модели, существенное повышение целевого уровня эксплуатации не приводит к значительному росту ежегодного вылова. В то же время, при этом возрастает риск снижения запаса ниже целевого ориентира B_{tr} . Наиболее резкое увеличение риска происходит при возрастании E_{tr} в диапазоне от 0,1 до 0,2.

Модельный анализ целесообразности использования различных элементов ПРП показал, что при целевом уровне изъятия до величины 0,2 приемлем однозональный принцип регулирования, когда рекомендуемое промысловое изъятие не зависит от состояния запаса, а фиксируется на одном из заданных уровней. Вместе с тем, необходимо подчеркнуть, что дополнительные элементы ПРП (ориентиры управления по биомассе и ограничение межгодовых изменений ОДУ) снижают риск перелова и существенно уменьшают межгодовую изменчивость вылова.

4.4. Оценка оптимального промыслового размера камчатского краба в Баренцевом море

При решении оптимизационных задач регулирования рыболовства рациональный промысловый режим устанавливается, исходя из научно обоснованной стратегии эксплуатации данного запаса и оценки его текущего состояния (Бабаян, 2000). Стратегия эксплуатации камчатского краба в Баренцевом море была выработана в рамках Смешанной российско-норвежской комиссии (СРНК) в конце XX в., до начала его промышленного лова (Герасимова, Кузьмин, 1997). Управление промыслом в настоящее время по существу сводится к двум главным регулирующим подходам: 1) регулированию по размеру и полу (запрет лова самок, а также самцов менее 150 мм по ширине карапакса) и 2) регулированию интенсивности промысла на основании общего допустимого улова (ОДУ).

Выбор используемой в настоящее время промысловой меры был основан на опыте эксплуатации популяций тихоокеанского региона и базировался на интуитивном подходе, предполагающем, что для благополучного существования популяции необходимо дать самцам поучаствовать в размножении минимум два раза до начала их промысла. Данный подход является версией подхода Бэра (1961), когда промысловая мера подбирается так, чтобы обеспечить каждой особи возможность хотя бы однократного участия в размножении.

Применение подхода, описанного Бэром, оправдано на начальном этапе регулирования промысла, когда о запасе и его биологических и промысловых характеристиках мы имеем слабое представление ввиду низкой информационной обеспеченности. Такой подход вызывает обоснованные вопросы: почему особь должна поучаствовать в размножении минимум один, а не два, три или четыре раза? Кроме того, данный подход предполагает регулирование только одного из параметров промысла – возраста особи в момент вступления ее в эксплуатацию, но никак не регламентирует другой показатель – интенсивность промысла. В результате возможно нерациональное использование запасов: при низкой интенсивности промысел будет находиться в фазе экономического недолова, при

высокой – в фазе экономического перелома, который может перейти в перелом биологический (Шибает, 2007).

Как показано выше, регулирование интенсивности промысла в настоящее время происходит на основании установки ОДУ, оценка которого может базироваться на результатах разнообразных экспертных и количественных методов. Первоначальный выбор уровня рекомендованного ОДУ (25% от оцененного промыслового запаса) для баренцевоморской популяции камчатского краба в начальный период ее исследования (1994 – 2001 гг.) был основан на историческом опыте эксплуатации дальневосточных популяций (Герасимова, Кузьмин, 1997). Фактически, доля изъятия не была научно обоснована, а ее последующий выбор предполагал планомерное изменение в зависимости от биологических и экономических откликов, с тем, чтобы найти наилучший количественный выбор эмпирическим методом проб и ошибок. Однако с 2003 г. долю изъятия стало возможно определять аналитическим методом, используя модели CSA (catch survey analysis) и LBA (length-based analysis) (Баканев, 2003). Переход от экспертного метода определения ОДУ к аналитической процедуре стал возможен благодаря накопленным рядам данных, собранных в ходе выполнения траловых съемок, и анализу промысловой статистики.

Применение аналитических методов к оценке промыслово-биологических показателей запаса камчатского краба также дало возможность проверить численными методами обоснованность первоначального выбора промысловой меры. Для решения этой задачи была выбрана концепция максимального устойчивого улова, который может достигаться при различных уровнях промысловой эксплуатации и величине минимального промыслового размера (Ковалев, 2006). При этом оптимальный промысловый размер был определен на основе анализа эффективности управления запасом с помощью имитационного моделирования динамики популяции и промысла камчатского краба.

Выбор доли изъятия. Моделирование оптимального промыслового размера основывалось на концепции максимального устойчивого улова, который может достигаться при различных уровнях промысловой эксплуатации и величине

минимального промышленного размера. Для определения оптимального уровня эксплуатации (доли изъятия) были рассчитаны численности промышленного запаса, величины вылова и суммарные стоимости продукции при различной доле изъятия промышленного запаса (рис. 4.4.1).

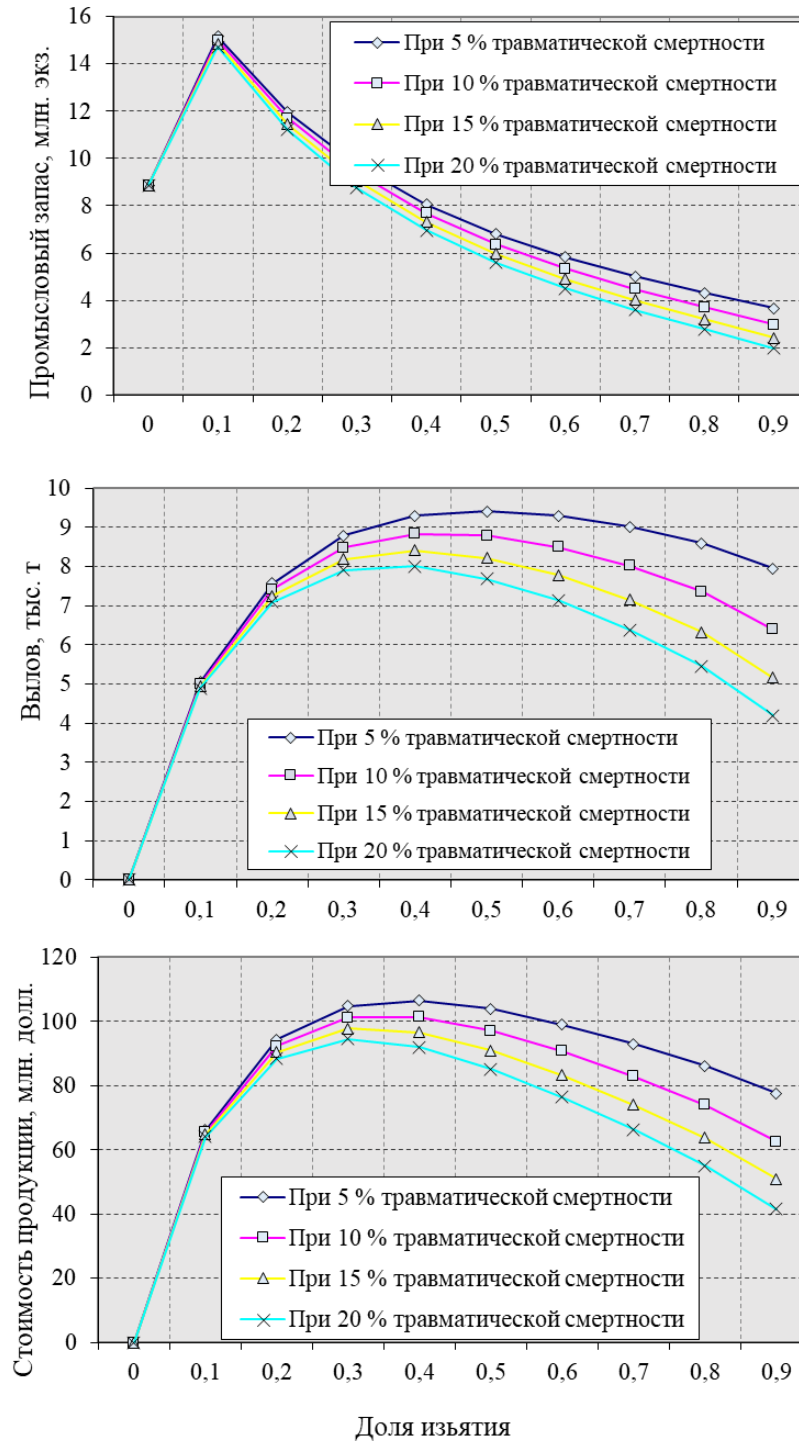


Рис. 4.4.1. Зависимость численности промышленного запаса, вылова и суммарной стоимости продукции от уровня эксплуатации (доли изъятия от численности промышленного запаса) при различных предположениях об уровне травматической смертности: 5%-ная, 10%-ная, 15%-ная, 20%-ная.

Расчеты показали, что с увеличением доли изъятия величина промыслового запаса закономерно снижается. Наиболее резкое снижение численности происходит при увеличении доли изъятия от 0,1 до 0,5. При уровне изъятия в 20 – 30%, рекомендованном учеными России и Норвегии в рамках СРНК в конце XX в., величина запаса находится на уровне 20 – 24 млн экз.

Вылов в весовом выражении достигает максимума при 50 – 60% изъятии. Однако этот максимум выражен не четко, а прирост вылова при увеличении доли изъятия свыше 30% становится незначительным. При различной травматической смертности и доле изъятия 0,3 – 0,6 вылов в среднем составляет 8,4 тыс. т.

Суммарная стоимость продукции достигает максимума при доле изъятия в 0,3 – 0,4. С увеличением травматической смертности максимум смещается в сторону снижения доли изъятия. При различной травматической смертности и доле изъятия 0,3 – 0,6 суммарная стоимость продукции в среднем составляет 95 млн долл.

Анализируя зависимость суммарного веса вылова и стоимости продукции от доли изъятия, можно сделать вывод о том, что повышение доли изъятия свыше 20 – 30% нецелесообразно. При разных предположениях об уровне травматической смертности максимум вылова находится при уровне изъятия 40 – 50%. Однако прирост вылова при увеличении доли изъятия свыше 30% весьма незначителен, а общая и промысловая численность запаса снижается, т.е. при этом возрастает риск подрыва запаса при его неправильной оценке. Кроме того, снижение численности запаса при росте уровня изъятия будет сопровождаться соответствующим падением производительности промысла, что потребует повышения промысловых усилий для выбора квот, а значит будет приводить к сокращению общей прибыли от эксплуатации запаса.

Таким образом, в качестве оптимального уровня изъятия может быть принята величина 30%. Дальнейшие расчеты оптимальной промысловой меры были выполнены для этого уровня изъятия.

Оценка оптимального промыслового размера. Анализ результатов моделирования динамики численности показал, что при выборе минимального

промыслового размера по ШК от 100 до 210 мм общая численность запаса растет с 15 до 30 млн экз., а промысловая – снижается с 15 до 0,1 млн экз. (рис. 4.4.2). Численность промыслового запаса падает при увеличении минимальной промысловой меры, поскольку при этом уменьшается число формирующих его размерных категорий крабов.

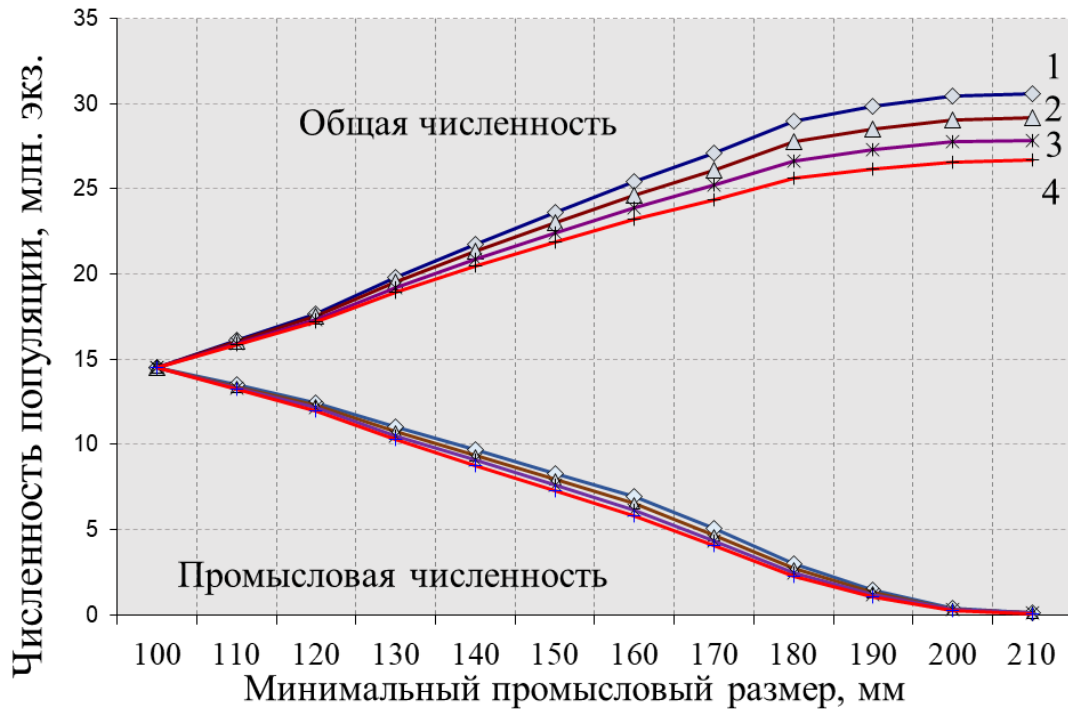


Рис. 4.4.2. Оцененная в имитационной модели зависимость общей и промысловой численности краба от минимального промыслового размера (ШК) при разных предположениях о травматической смертности: 1 – 5%-ная, 2 – 10%-ная, 3 – 15%-ная, 4 – 20%-ная. Уровень эксплуатации (доля изъятия от численности промыслового запаса) равен 30 %.

При использовании различных допущений о величине травматической смертности моделируемая численность промыслового запаса варьирует незначительно, а вариации общей численности достигают максимума при возрастании минимального промыслового размера.

Результаты анализа зависимости среднеемноголетнего веса улова от минимального промыслового размера показывают, что максимум вылова выражен слабо и достигается при промысловой мере, равной 110 – 150 мм (рис. 4.4.3), в зависимости от уровня травматической смертности.

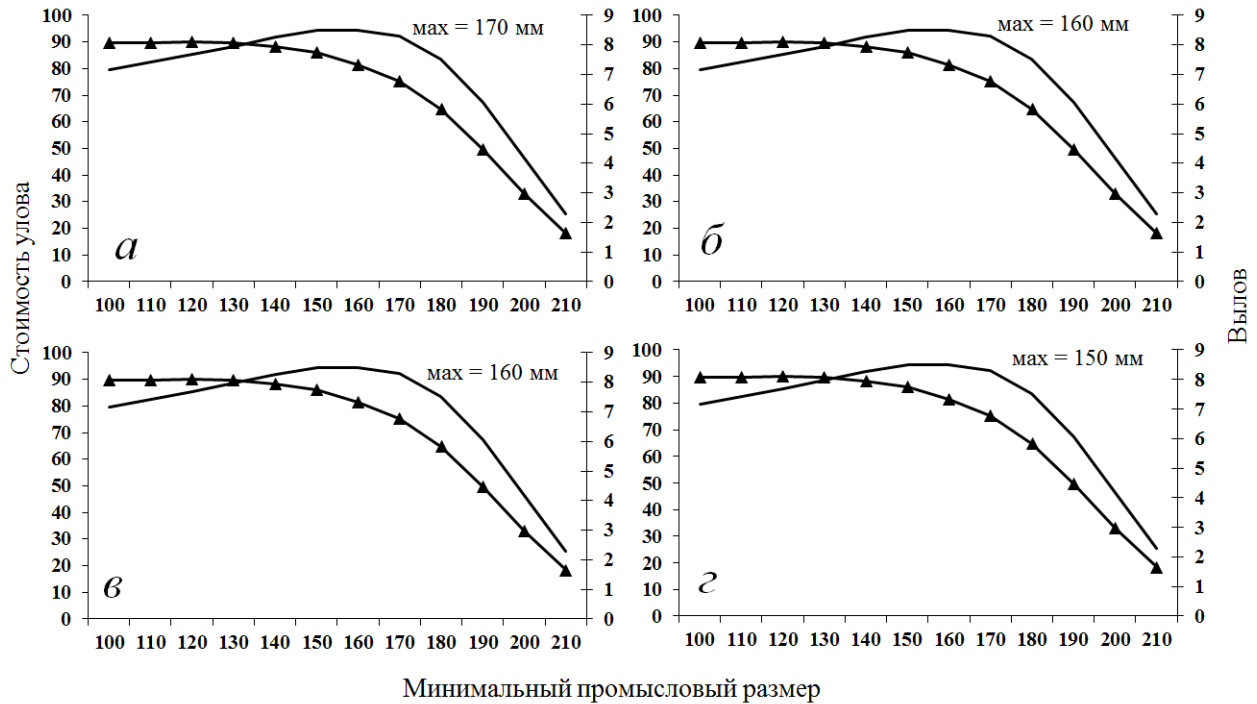


Рис. 4.4.3. Оцененная в имитационной модели зависимость вылова, тыс. т (▲) и стоимости среднегодовой продукции краба, млн дол. (—) от минимального промыслового размера (по ШК) при разных предположениях о травматической смертности непромысловых самцов (а – 5%, б – 10%, в – 15% и г – 20%). Уровень эксплуатации (доля изъятия от численности промыслового запаса) равен 30%.

Максимум стоимости при разных предположениях о травматической промысловой смертности непромысловых самцов находится на 170 мм при их 5% гибели, на 160 мм при 10 – 15% и на 150 мм – при гибели 20 % самцов. Следует отметить, что максимум кривой стоимости в диапазоне от 150 до 170 мм выражен нечетко, и максимальная разница стоимости при выборе минимального промыслового размера 150, 160 или 170 мм составляет всего 4%.

Таким образом оптимальная промысловая мера находится в диапазоне 150 – 170 мм по ШК (табл. 4.4.1). При увеличении меры «минимальный промысловый размер» общая численность запаса растет и снижается риск его подрыва при возможной ошибке оценки или перелове квоты. Так с увеличением промысловой меры со 150 мм до 170 мм по ШК численность общего запаса увеличивается на 14%. Несмотря на уменьшение численности промыслового запаса (за счет сокращения количества входящих в него размерных групп), суммарного веса улова

и веса готовой продукции, с увеличением промысловой меры до 170 мм общая стоимость продукции остается на максимальном уровне.

Таблица 4.4.1

Численность запаса, вылов и стоимость продукции при различных значениях промысловой меры «минимальный промысловый размер» камчатского краба в Баренцевом море по расчетам имитационной модели (принятый уровень травматической смертности – 10%, уровень эксплуатации – 30 %.)

Минимальный промысловый размер по ШК	Запас, млн экз.		Вылов		Стоимость продукции,
	общий	промысловый	млн экз.	тыс. т	млн. \$
100	14,0	14,0	4,5	8,0	79
110	15,3	14,0	4,2	8,1	83
120	16,6	13,0	3,9	8,2	87
130	18,0	11,9	3,6	8,3	91
140	19,7	10,6	3,2	8,3	96
150	21,2	9,4	2,8	8,3	101
160	22,7	8,2	2,5	8,0	103
170	24,1	7,0	2,1	7,6	103
180	25,5	5,5	1,7	6,6	95
190	26,8	3,9	1,2	5,2	79
200	28,0	2,3	0,7	3,6	56
210	28,6	1,2	0,3	2,1	31

При уровне промысловой эксплуатации в 30%, который в соответствии с результатами моделирования может считаться оптимальным, представляется целесообразным выбрать в качестве оптимальной промысловой меры 170 мм ширины карапакса краба. Увеличение «минимального промыслового размера» относительно используемого в практике (150 мм) значительно уменьшает риск критического снижения численности популяции при сохранении экономических показателей ее эксплуатации на стабильно высоком уровне.

Следует отметить, что при исключении из анализа фактора стоимости продукции оптимальная величина промысловой меры оценивается на уровне в 130 – 150 мм по ШК, что обеспечивает максимум вылова – 8,3 тыс. т (табл. 4.4.1).

Неопределенность в оценке запаса, т. е. точность в определении ее величины, также может существенно влиять на выбор промысловой меры. Как было показано

выше, увеличение «минимального промыслового размера» значительно уменьшает риск критического снижения численности популяции.

Следующий фактор, который существенно влияет на оценку оптимальной промысловой меры – травматическая смертность, величина которой может влиять на динамику как промыслового, так и нерестового запасов. В нашей работе из-за низкой точности определения численности самок по результатам траловых съемок динамика нерестового запаса в использованной модели не учитывалась. Такой упрощенный подход может существенно влиять на результаты моделирования. Кроме того, травматическая смертность может иметь высокие межгодовые колебания, например, может увеличиваться при многократном вылове непромысловых особей (Алексеев и др., 2011), что также не учитывалось в нашей модели. Такое может происходить при ведении интенсивного промысла на плотных смешанных скоплениях в прибрежных районах Баренцева моря. В таких скоплениях помимо промысловых самцов, как правило, в больших количествах присутствуют самки и молодежь.

При оценке оптимального промыслового размера необходимо также учитывать параметры связи «запас – пополнение». Результаты анализа различных вариантов пополнения промыслового запаса (см. раздел «Материал и методика») показали, что выбор любого из трех гипотетических вариантов пополнения не влияет существенно на результаты имитационного моделирования. Стоит отметить, что в данных расчетах гипотетический выбор динамики пополнения не учитывает его связь с запасом. В настоящее время короткий ряд наблюдений не позволяет функционально описать зависимость «запас – пополнение» для баренцевоморской популяции камчатского краба, что существенно увеличивает неопределенность оценок параметров в ходе имитационного моделирования. Кроме того, прекращение траловых съемок, т.е. снижение уровня информационного обеспечения в последние годы, уменьшает вероятность аналитической оценки такой зависимости в ближайшей перспективе.

Таким образом, в рамках имитационной модели динамики численности и промысла камчатского краба можно определить оптимальный промысловый

размер и уровень изъятия. Однако целесообразность увеличения промысловой меры со 150 до 170 мм неочевидна и для получения более надежной оценки оптимальной величины минимального промыслового размера необходимо увеличение ряда наблюдений и дополнительный сбор материала для оценки величины доли изъятия, уровней травматической смертности и параметров зависимости «запас – пополнение».

Таким образом, анализ исходных данных и модельных расчетов показал, что аналитическая оценка оптимального промыслового размера камчатского краба в Баренцевом море может быть выполнена, хотя и с учетом существенных допущений. Анализ результатов моделирования показал, что оптимальная промысловая мера находится в диапазоне 150 – 170 мм по ШК. При увеличении промысловой меры общая численность запаса растет, снижается риск его подрыва при возможной ошибке оценки или превышении квоты.

При максимально допустимом уровне промысловой эксплуатации в 30%, оптимальная промысловая мера для камчатского краба должна соответствовать 170 мм ширины его карапакса. Увеличение «минимального промыслового размера» до 170 мм значительно уменьшает риск критического снижения численности популяции при сохранении экономических показателей ее эксплуатации на стабильно высоком уровне.

Целесообразность такого увеличения очевидна только при условии включения в расчеты экономического показателя (стоимость продукции), а также принятия ряда допущений, в частности, о правильности выбора зависимости запас – пополнение и величины травматической смертности. Для получения более надежной оценки оптимального промыслового размера необходимо повышение уровня информационного обеспечения запаса.

ГЛАВА 5. ПРИНЦИПЫ ЕДИНОЙ СТРАТЕГИИ РЕГУЛИРОВАНИЯ ПРОМЫСЛА БЕСПОЗВОНОЧНЫХ В БАРЕНЦЕВОМ МОРЕ

5.1 Принципы рационального управления запасами беспозвоночных в отечественной и международной практике

В настоящее время эксплуатация большинства запасов беспозвоночных в районах Мирового океана происходит в рамках концепций и принципов, разработанных в конце XX века для рационального управления запасами рыб. В процессе управления запасами гидробионтов, согласно теории управления, можно выделить четыре уровня его рассмотрения: концептуальный уровень (концепции), уровень анализа (оценка запаса), уровень синтеза (план управления) и уровень реализации (меры регулирования). При этом реализация каждого уровня зависит от объема и качества информационного обеспечения, т.е. входных данных для системы управления (рис. 5.1.1).



Рис. 5.1.1. Принципиальная блок-схема взаимосвязи элементов рациональной эксплуатации запасов гидробионтов (см. пояснения в тексте).

Теоретические основы рационального рыболовства основаны на двух приоритетных концепциях: максимального устойчивого улова (*MSY*) и предосторожного подхода. Концепция *MSY* впервые была задекларирована в Конвенции ООН по морскому праву (UNCLOS, 1982). В рыболовстве *MSY* определяется как максимальный улов (по количеству или массе), который может быть получен от популяции в течение неопределенного периода времени. Концепция *MSY* основана на прибавочной продукции, создаваемой популяцией, чей уровень ниже своей экологической емкости среды. Несмотря на многочисленную критику этого подхода, *MSY* остается ключевой парадигмой в управлении рыболовством (Бивертон, Холт, 1969; Рикер, 1979; Shepherd, 1982; Hilborn, Walters, 1992).

Попытки точной оценки *MSY* столкнулись с рядом неопределенностей, которые послужили основой для формирования концепции предосторожного подхода (UNCED, 1992; FAO, 1993; UN, 1995). По сути принцип предосторожности представляет собой комплекс мер, направленный на снижение рисков перелова за счет учета неопределенностей (т.е. неполноты или заведомой недостоверности знаний о системе «запас – промысел», невозможности точно определить ее параметры, характеризующие состояние и тенденции развития). На эффективность управления промыслом влияют, по крайней мере, пять типов неопределенности: 1) неопределенность наблюдений (неопределенность измерения наблюдаемых величин, таких как индекс биомассы по съемкам, уловы по возрастам или размерам); 2) неопределенность процесса (неопределенность из-за лежащей в основе стохастичности динамики запаса); 3) неопределенность модели, т.е. неправильная спецификация параметров модели или структуры (например, принятие неправильной формы для селективности); 4) неопределенность оценки параметров модели (смещенность и неточность, например, оценки биомассы или смертности); 5) неопределенность или вариативность в реализации стратегий управления (Rosenberg, Restrepo, 1994; Holland, Herrera, 2009).

Третьей основополагающей концепцией в теории управления рыболовством является экосистемный подход, который позволяет сохранить видое

разнообразие и устойчивое функционирование эксплуатируемой экосистемы на уровне, отвечающем социально-экономическим интересам рыболовства (FAO, 1995). Целью экосистемного подхода является минимизация негативного влияния промысла на водные экосистемы, которая может выражаться в запрете промысла на охраняемых акваториях, ограничения приловов нецелевых объектов и др. (FAO, 2009).

Три вышеуказанных концепции (*MSY*, предосторожный и экосистемный подходы) образуют основу так называемой парадигмы устойчивого развития (WSED, 1987), которая в рамках управления рыболовством названа «устойчивое рыболовство» (WSSD, 2002). Устойчивое рыболовство – это добыча (вылов) водных биоресурсов (ВБР), осуществляемая в соответствии с нормами национального и международного права, обеспечивающая получение постоянного улова в долгосрочной перспективе, сохраняющая такие промысловые возможности для будущих поколений и поддерживающая состояние биологической, социальной и экономической систем (FAO, 1995). Эта концепция отражает общую философию современных представлений о рациональном использовании ВБР, а методология предосторожного подхода обеспечивает ее реализацию на практике (в условиях неопределенности).

Теория, основы моделирования и управления в рамках биоэкономического подхода были разработаны в конце XX века (FAO, 1998). Попытки моделирования динамики запаса, учитывающие экономические факторы промысла, достаточно часто встречаются в литературе, однако сам подход широкого применения в международной практике не получил (Clark, 1985; Knowler, 2002). Отечественные биоэкономические исследования ограничиваются работами нескольких авторов (Титова, 2005; Шевченко и др., 2005; Шевченко, Беляев, 2009; Бородин и др., 2010; Ковалев, Клепцова, 2014). Количественный учет экосистемных и биоэкономических параметров в рамках модели эксплуатируемой популяции в настоящее время труднореализуем, в том числе и в силу значительного превышения приемлемого уровня затрат на информационное обеспечение таких моделей (Бабаян, 2015).

Форма реализации вышеуказанных концепций при управлении запасами гидробионтов связана с качеством и объемом информационного обеспечения системы «среда – запас – промысел» (см. рис. 5.1.1). Основные источники данных это научно-исследовательские съемки и данные промысла (промысловая статистика и данные научных наблюдателей). Кроме того, могут использоваться данные из других источников: оценки прилова исследуемого объекта на других видах промысла, оценка потребления хищниками, информация, полученная от других популяций со схожими биологическими и промысловыми параметрами, оценки абиотических факторов, влияющих на пополнение исследуемого запаса и др. В международной и отечественной практике управления рыболовством объем и качество входных данных разделяют на несколько уровней, в соответствии с которыми выбираются методы оценки запаса, ориентиров управления и обоснования ПРП.

При первом информационном уровне выполняется всесторонняя аналитическая оценка состояния запаса и ОДУ, т.е. используются структурированные по возрасту или размерам модели. В международной практике управления запасами беспозвоночных к первому информационному уровню относятся запасы краба камчатского и крабов-стригунов опилио и бэрди, обитающих в тихоокеанских водах ИЭЗ США. Для оценки их запасов в 1980 – 2010 гг. использовалась структурированная по размерным классам модель *LBA (length-based analysis)* (см. Главу 2), которая впоследствии была усовершенствована и получила название *General Model for Alaska Crab Stocks (GMACS)* (Zheng, Siddeek, 2015). В отечественной практике аналогичные модели использовались для оценки запасов камчатского краба в дальневосточном регионе (Михеев, 2003) и Баренцевом море (Баканев, 2014).

При втором и последующих аналитических уровнях информационного обеспечения могут использоваться как упрощенные структурированные модели *CSA (catch survey analysis)* с разделением на функциональные группы, так и модели продукционного типа. Модель *CSA* используется для оценки не только запасов крабов (Collie, Kruse, 1998; Miller, 2001; Mesnil, 2003; Баканев, 2014), но и северной

креветки (Cardin, 2000), американского омара (Conser, Idoine, 1992), атлантического морского гребешка (Conser, 1991) и королевского гребешка (WGScallop, 2018). Различные виды продукционных моделей в настоящее время широко используются для оценки запасов креветок (Hvingel, Kingsley, 2006; Thiaw et al., 2009; Madrid-Vera et al., 2012, Ruelas-Peña et al., 2012, Hvingel, 2015; Баканев, 2020; Karim et al., 2020), крабов (Stocker, Butler, 1990; Hoenig et al., 1994; Jensen, 2005; Davis et al., 2006; Баканев, 2011; Черниенко, 2016) и моллюсков (Баканев, 2018; Urias-Sotomayor et al., 2018; WGScallop, 2019). В настоящее время продукционная модель Пелла-Томлинсона в программной оболочке COMBI, разработанной сотрудниками ВНИРО, используют в прогнозах по равношипому крабу Северо-Охотоморской и Западно-Камчатской подзон (Бабаян и др., 2017).

Помимо продукционных моделей при среднем уровне информационного обеспечения оценку запасов можно выполнять с помощью регрессионных методов, т.е. моделей истощения ДеЛури и Лесли (DeLury, 1947). Различные модификации этой модели широко применяются для запасов беспозвоночных от кальмаров патагонского шельфа (Agnew et al., 2002; Young et al., 2004) до баренцевоморского камчатского краба (Баканев, 2015б). Кроме того, в отечественной практике модификация модели истощения, учитывающая миграционную активность животных и браконьерский промысел, была применена для дальневосточных запасов беспозвоночных (Михеев и др., 2011).

К низшему, а в российской системе управления к третьему (Бабаян и др., 2018), уровню информационного обеспечения обоснования ОДУ относятся ситуации, когда недостаточная полнота и/или качество доступной информации исключают использование моделей эксплуатируемого запаса. Обоснование ОДУ строится на эмпирических, трендовых, индикаторных и других приближенных методах, применяемых в случае дефицита информации. К настоящему времени разработано довольно большое число подобных «немодельных» методов, объединяемых в категорию DLM (Data Limited Methods), некоторые из которых используются для оценки и управления запасами промысловых беспозвоночных (Caddy et al., 2005; Kruse et al., 2005; Dichmont, Brown, 2010; Newman et al., 2015;

ICES, 2018; Yue, 2020; Stratman, 2020).

Оценка запаса в настоящее время является исходным элементом для процедуры обоснования ОДУ, которая также включает в себя выработку так называемого плана управления промыслом (fisheries management plan (FAO, 1997)). Основная цель плана управления – сформировать краткосрочную (обосновать ОДУ) и долгосрочную стратегию эксплуатации запаса с помощью разработки правила регулирования промыслом (ПРП). Для обоснования стратегии долгосрочного промыслового использования популяции, а также мер регулирования, направленных на реализацию этой стратегии, в настоящее время широко используют концепцию максимального устойчивого улова MSY , описанную выше. Если известна цель эксплуатации данного запаса, например, максимизация среднегодовалого вылова, эта цель выражается в биологических и промысловых терминах, например, B_{MSY} и F_{MSY} . Параметры, характеризующие выбранную цель, называются критериями регулирования, или целевыми ориентирами управления (FAO, 1993). В процессе адаптации теоретических принципов устойчивого развития и предосторожного подхода к регулированию конкретных промыслов, появилась необходимость расширить перечень целевых ориентиров управления за счет опорных точек, учитывающих неопределенность в оценках используемых параметров. Такие граничные ориентиры ($\%B_{MSY}$, $\%F_{MSY}$), которые могут рассчитываться как верхняя ($B_{pa} = \%B_{MSY}$) или нижняя ($F_{pa} = \%F_{MSY}$) граница 95%-х доверительных интервалов, помогают существенно уменьшить риск подрыва запаса за счет некоторого ограничения промысла (рис. 5.1.2).

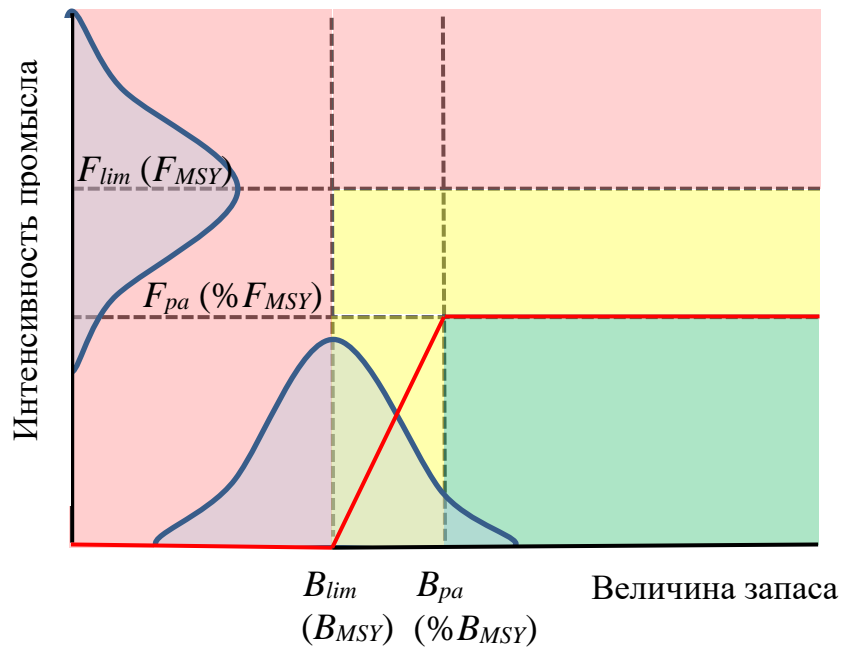


Рис. 5.1.2. Пример зонального представления правила регулирования промысла (ПРП, красная линия), основанного на оценке граничных (B_{lim} , F_{lim}) и предосторожных (B_{pa} , F_{pa}) ориентиров управления (в скобках приведены варианты технических ориентиров, рассчитанных в рамках концепции MSY). (зеленая область – зона устойчивого состояния запаса; желтая – буферная зона; красная – зона перелова; голубая область – плотность вероятности распределения возможных значений ориентиров управления (Gabriel, Mace, 1999)).

В мировой практике методы оценки ориентиров управления зависят от полноты и качества информационного обеспечения запаса. Высокий информационный уровень позволяет оценить ориентиры через формализованные методы, тогда как низкий вынуждает использовать экспертные нестандартные подходы, основанные на имеющейся статистике промысла (Caddy, 1998; Graham et al; 2008; Буяновский, 2012).

Целенаправленное воздействие на запас осуществляется с помощью научно обоснованных мер регулирования рыболовства, которые можно разделить на оптимизационные (ОДУ, рекомендованный вылов (РВ)) и консервативные (или технические меры). Оптимизационные меры — это ограничение интенсивности промысла; консервативные направлены на управление селективностью промысла. Ограничение интенсивности промысла, например, краба-стригуна опилио происходит у всех без исключения прибрежных государств посредством

ограничения ежегодного общего ОДУ (Родин, 1997; Makino, 2008; Assessment of Newfoundland..., 2011; Burmeister, 2012; North Pacific Fishery..., 2009). Причем ОДУ зачастую устанавливают с учетом региональной природы промысла – отдельно по выделенным зонам и подзонам. Кроме того, достаточно часто встречается квотирование промысла с разделением на аборигенный и промышленный. Выделение «квоты под киль», ограничение судо-суток лова и количества ловушек на судно также является способом ограничения интенсивности промысла и часто встречается в национальных мерах регулирования промысла гидробионтов (Copes, 1986; Wilen, 1988; Dupont, 2000).

Управление селективностью промысла заключается в применении разнообразных мер, направленных на:

- сохранение непромысловой молодежи;
- защиту репродуктивного потенциала популяций.

Традиционные приемы регулирования селективности промысла включают:

- ограничение изъятия особей краба по полу и размеру;
- регламентация орудий лова;
- установление сроков и районов промысла (сезонное, географическое и батиметрическое лимитирование);
- ограничение прилова непромысловых особей.

Кратко рассмотрим принципы построения единой стратегии регулирования промысла крабов и крабоидов, разработанные сравнительно недавно для российских запасов (Алексеев и др., 2017), а также элементы управления запасами крабов в США, существующие более четверти века и во многом послужившие основой современной рациональной эксплуатации беспозвоночных в международной практике (Hilborn et. all, 2020).

Элементы стратегии регулирования промысла крабов и крабоидов в морях США

Управление промысловыми запасами в США обеспечивается законодательной базой, которая в себя включает: законы, планы управления и правила регулирования промысла, прописанные в Административных кодексах (Fisheries of the US, 2001). Закон Магнуссона – Стивенса (MSFCMA) о сохранении и управлении рыболовством является основным нормативным документом федерального уровня. MSFCMA был принят для содействия оптимальному использованию прибрежных рыбных промыслов в рыболовной отрасли США путем «консолидации контроля над территориальными водами» и создания восьми региональных советов для управления рыбными запасами (Thompson, Mace, 1997). Региональным советам поручено разрабатывать и рекомендовать планы управления промыслом (FMP), как для восстановления истощенных запасов, так и для управления эксплуатируемыми запасами. Национальная служба морского рыболовства (NMFS) разрабатывает, утверждает и реализует FMP (NMFS, 1996).

Планы управления промыслом, разработанные NMFS должны соответствовать десяти национальным стандартам MSFCMA. Национальные стандарты, включают меры по предотвращению перелова гидробионтов, минимизации прилова и воздействия на окружающую среду, дискриминации участников промысла, а также по обеспечению безопасности жизни людей на море. FMP может быть посвящен эксплуатации одного гидробионта или нескольких, имеющих схожие экологические черты. Как правило, в FMP комплексно рассматриваются различные компоненты системы и методы их оценки: окружающая среда – запас – промысел. Планы включают в себя описание: местообитания запаса, жизненного цикла гидробионта, оценки запаса и промысловой активности, технические меры регулирования и принципы их определения, а также многое другое.

Первый национальный стандарт направлен на предотвращение перелова и в тоже время достижения оптимального вылова для каждого промысла на

постоянной основе. Для этого используется схема определения ежегодного вылова на основе правила регулирования промысла (HCR – harvest control rule) (рис. 5.1.3; NPFMC, 2011a NPFMC, 2011б), которая включает в себя несколько этапов:

- 1) Определение уровня перелова (OFL – overfishing limit), т.е. годового улова, который соответствует оценке максимального порога промысловой смертности. Уровень перелова является оценкой улова, превышение которого ведет к перелову. На законодательном уровне OFL равен F_{MSY} . При этом MSY является наибольшим средним многолетним уловом, который может быть получен от запаса или комплекса запасов при преобладающих экологических условиях и технологических характеристиках промысла.
- 2) Определение приемлемого биологического улова (ABC – acceptable biological catch) – уровень вылова который позволяет учесть научную неопределенность в оценке границы перелова (OFL) или другие источники научной неопределенности. ABC устанавливается ниже OFL.
- 3) Определение годового ограничения на вылов (ACL – annual catch limit) – уровень улова, который позволяет учесть неопределенности управления. ACL не может превышать ABC. В настоящее время для крабов ACL равен ABC.
- 4) Определение общего допустимого вылова (TAC – total allowable catch) – годовой целевой показатель вылова для запаса или комплекса запасов, полученный на основе ABC с учетом социальных и экономических факторов и неопределенности управления (т. е. неуверенности в способности менеджеров ограничить вылов до уровня ACL и неопределенности в количественной оценке истинного объема вылова). В настоящее время TAC стал синонимом ранее распространенного термина «общий уровень изъятия» (GHL – guideline harvest level (Daily et al., 2019)).

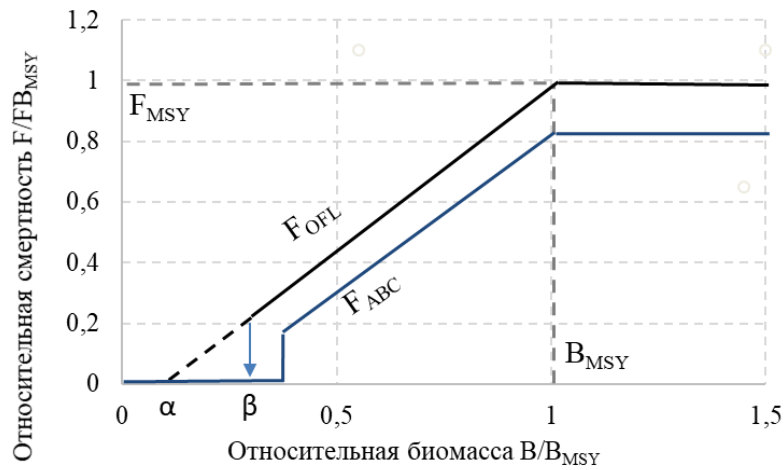


Рис 5.1.3. Общая схема правила регулирования промысла (HCR) крабов в США (см. пояснения в тексте).

Определение ежегодного вылова, зависимость компонентов которого можно выразить как $TAC < ABC < OFL$, совмещено с процедурой определения оценки запаса и его статуса. Совет по рыболовству в северной части Тихого океана (NPFMC) применяет пятиуровневый подход к установке ABC для крабов (NPFMC, 2016). ACL устанавливается равными ABC для всех запасов в северной части Тихого океана. Научно-статистический комитет (SSC) устанавливает B_{MSY} или его аналог (*proxy*) для текущего состояния запаса, рассчитывает коэффициент промысловой смертности (F), связанный с ABC (F_{ABC}). Затем, на основе результатов оценки состояния запаса, устанавливает буферные границы для отражения научной неопределенности. Запасы унифицируют по уровню информационной обеспеченности, в соответствии с которым рассчитывают определенный набор целевых и граничных ориентиров управления (рис. 5.1.4).

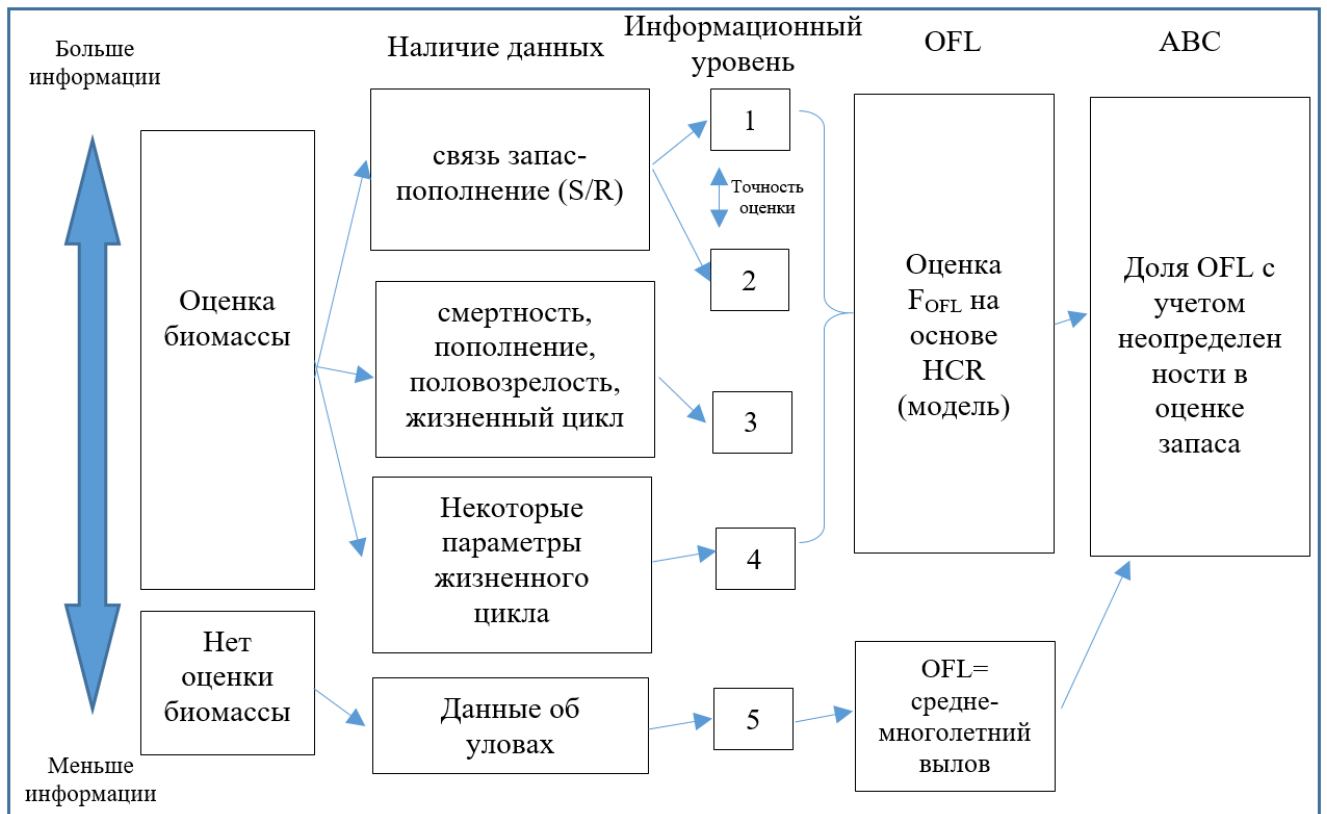


Рис. 5.1.4. Принципиальная схема оценки уровня перелова (OFL) и приемлемого биологического улова (ABC) для запасов крабов США с учетом разного уровня информационного обеспечения (см. пояснения в тексте).

Для запасов, которые находятся на 1, 2 или 3 информационном уровне имеются надежные оценки B , B_{MSY} и F_{MSY} или их соответствующие аналоги. Кроме того, для запаса надежно оценена зависимость запас – пополнение (S/R – stock/recruitment) при которой возможна оценка граничных ориентиров управления B_{MSY} и F_{MSY} . В случае с первым уровнем информационного обеспечения имеется возможность вероятностной оценки F_{MSY} с функцией плотности вероятности (pdf). При втором уровне имеется точечная оценка F_{MSY} . Для запасов третьего уровня недоступны надежные оценки зависимости запас – пополнение, но возможна оценка аналогов F_{MSY} и B_{MSY} .

Для запасов 4 информационного уровня нет возможности оценить вышеуказанные ориентиры, поэтому F_{OFL} приравнивается к оцененной величине коэффициента естественной смертности M умноженной на коэффициент γ

(который по умолчанию равен 1 и может изменяться в пределах от 0 до 1 в зависимости от состояния запаса).

Для запасов, имеющих пятый уровень информационной обеспеченности, граница перелова (OFL) определяется как среднее значение вылова за исторический период времени, если только научно-статистический совет (SSC) не рекомендует альтернативное значение, основанное на наилучшей доступной научной информации (табл. 5.1.1).

Таблица 5.1.1

Алгоритм оценки статуса запаса и границы перелова OFL при пятиуровневом информационном обеспечении в рамках управления промысловыми запасами в США (пояснения терминов смотри ниже)

Входные данные	Уровень	Статус запаса	F_{OFL}
B, B_{MSY}, F_{MSY} , pdf of F_{MSY}	1	а. $\frac{B}{B_{MSY}} > 1$	$F_{OFL} = \mu_A =$ средняя плотности вероятности F_{MSY}
		б. $\beta < \frac{B}{B_{MSY}} \leq 1$	$F_{OFL} = \mu_A \frac{\frac{B}{B_{MSY}} - \alpha}{1 - \alpha}$
		в. $\frac{B}{B_{MSY}} \leq \beta$	$F = 0$ (при прямом промысле) $F_{OFL} \leq F_{MSY}$
B, B_{MSY}, F_{MSY}	2	а. $\frac{B}{B_{MSY}} > 1$	$F_{OFL} = F_{MSY}$
		б. $\beta < \frac{B}{B_{MSY}} \leq 1$	$F_{OFL} = F_{MSY} \frac{\frac{B}{B_{MSY}} - \alpha}{1 - \alpha}$
		в. $\frac{B}{B_{MSY}} \leq \beta$	$F = 0$ (при прямом промысле) $F_{OFL} \leq F_{MSY}$
$B, F^*_{35\%}, B^*_{35\%}$	3	а. $\frac{B}{B^*_{35\%}} > 1$	$F_{OFL} = F^*_{35\%}$
		б. $\beta < \frac{B}{B^*_{35\%}} \leq 1$	$F_{OFL} = F^*_{35\%} \frac{\frac{B}{B^*_{35\%}} - \alpha}{1 - \alpha}$
		в. $\frac{B}{B^*_{35\%}} \leq \beta$	$F = 0$ (при прямом промысле) $F_{OFL} \leq F_{MSY}$
B, M, B_{MSY}^{proxy}	4	а. $\frac{B}{B_{MSY}^{proxy}} > 1$	$F_{OFL} = \gamma M$
		б. $\beta < \frac{B}{B_{MSY}^{proxy}} \leq 1$	$F_{OFL} = \gamma M \frac{\frac{B}{B_{MSY}^{proxy}} - \alpha}{1 - \alpha}$
		в. $\frac{B}{B_{MSY}^{proxy}} \leq \beta$	$F = 0$ (при прямом промысле) $F_{OFL} \leq F_{MSY}$
Запасы без надежных оценок биомассы или M	5		OFL равен среднегодовому вылову за определенный период, если SSC не рекомендует альтернативное значение, основанное на наилучшей доступной научной информации.

Пояснения к таблице 5.1.1.:

1) F_{OFL} – коэффициент мгновенной промысловой смертности (F), который используется в расчете уровня перелова (OFL). F_{OFL} , как показано в таблице 1.1 определяется как функция от:

а) F_{MSY} – мгновенное значение F при максимальной продуктивности запаса (MSY), соответствующего уровню B_{MSY} . Может использоваться аналог F_{MSY} , например, определенная доля нерестового потенциала в зависимости запаса–пополнение (Siddeek, Zheng, 2007).

б) B – мера продуктивности запаса, например, нерестовый запас или абсолютная плодовитость (количество всех оплодотворенных икринок в запасе). Может использоваться аналог B – биомасса промыслового запаса (или всех половозрелых самцов).

в) B_{MSY} – величина запаса на уровне максимальной продуктивности (MSY). Может использоваться аналог B_{MSY} ; например, биомасса половозрелых самцов, соответствующая нерестовому запасу на уровне максимальной продуктивности (MSY).

г) β – параметр с ограничением $0 \leq \beta < 1$.

д) α – параметр с ограничением $0 \leq \alpha \leq \beta$.

2) Максимальное значение $F_{OFL} = F_{MSY}$, когда $B > B_{MSY}$.

3) F_{OFL} линейно уменьшается от F_{MSY} к $F_{MSY} \times (\beta - \alpha) / (1 - \alpha)$ по мере того, как B уменьшается от B_{MSY} до $\beta \times B_{MSY}$.

4) Когда $B \leq \beta \times B_{MSY}$, то $F = 0$ для специализированного промысла и $F_{OFL} \leq F_{MSY}$ для неспециализированного промысла, которое необходимо оценить при разработке плана восстановления запаса.

5) Параметр β определяет пороговую величину B , на уровне которого или ниже промысел запрещен.

6) Параметр α определяет значение F_{OFL} , когда B уменьшается до $\beta \times B_{MSY}$, а также степень снижения при котором F_{OFL} уменьшается с уменьшением значений B , когда $\beta \times B_{MSY} < B \leq B_{MSY}$.

а) более высокие значения α приводят к меньшему значению F_{OFL} , когда B уменьшается до $\beta \cdot B_{MSY}$.

б) более высокие значения α приводят к тому, что F_{OFL} уменьшается с большей скоростью с уменьшением значения B , когда $\beta \times B_{MSY} < B \leq B_{MSY}$.

Графическая интерпретация правила регулирования промысла показана на рисунке 5.1.3. Для оценки приемлемого биологического улова (ABC) обычно применяется вероятностный подход P^* (допустимая вероятность того, что ABC

превысит уровень перелова (OFL) или $P(ABC > OFL) = P^*$ (Prager et al. 2003). При этом величина ABC соответствует уровню $P^* = 0,49$ и рассчитывается с помощью имитационного моделирования динамики запаса на 30 лет вперед (Caddy, 1998). Последние несколько лет ABC для крабовых запасов США составляет 90 % от уровня перелова (OFL) (рис. 5.1.5; NPFMC, 2003).

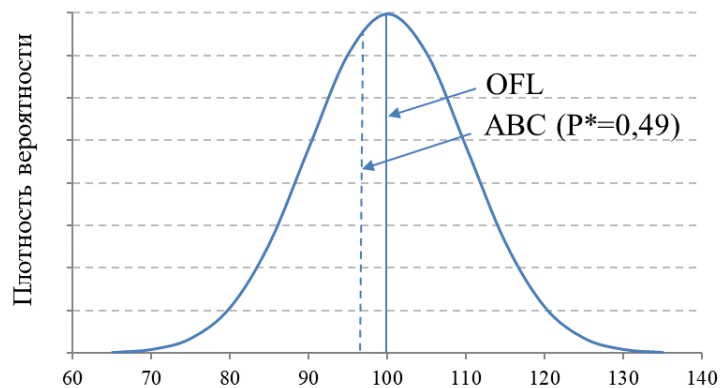


Рис. 5.1.5. Нормальное распределение величины уровня перелова (OFL) и оценка ABC.

Стратегии эксплуатации и консервативные (технические) меры регулирования промысла камчатского краба для каждой зоны управления (management area) в США имеют одинаковые положения с несущественными отличиями. Во всех промысловых районах имеются технические ограничения: 1) использования определенного типа ловушек; 2) Ограничение по сезону; 3) вылов только самцов определенного размера. Кроме того, районы промысла имеют участки, где постоянно или временно промысел запрещен (ADF&G, 1994).

Ограничения по минимальному размеру были введены, чтобы дать самцам хотя бы одну возможность участвовать в размножении. Промысел только самцов применяется для защиты половозрелых самок с целью полноценного воспроизводства популяции. Сезонные ограничения устанавливаются с целью защиты крабов во время периодов спаривания и линьки. Например, в большинстве промысловых районов промысловый сезон для камчатского краба продолжается 3 месяца: с 15 октября по 15 января. Однако в юго-восточных прибрежных областях

штата Аляски, в силу более мягкого гидрологического режима временные рамки промыслового сезона смещены на пол месяца (01.11 – 24.01) (ADF&G, 2015).

В целях ограничения усилий на промысле камчатского краба в Административном кодексе штата Аляска содержатся ограничения по максимальному количеству ловушек на одно судно. При этом максимальное количество ловушек зависит от «ориентировочного уровня вылова», который как правило соответствует ОДУ установленному для определенного сезона. Например, если ОДУ в заливе Аляска установлен в пределах 200 – 400 тыс. фунтов (90 – 181 т), то максимальное количество ловушек на судне – 20. Если ОДУ установлен выше 600 тыс. фунтов (> 272 т), то ловушек на судне должно быть не более 50 (ADF&G, 2015).

Элементы стратегии регулирования промысла крабов и крабоидов в морях России

Эксплуатация отечественных запасов рыб и беспозвоночных до недавнего времени выполнялась без использования формализованных стратегий, правил и ориентиров управления. По существу, вся стратегия управления промыслом сводилась к предотвращению перелова с помощью общего допустимого улова (ОДУ) с ограничением по селективности (пол, размер, сезон, район). В 2015 г. Федеральное агентство по рыболовству (Росрыболовство) поставило перед отечественной рыбохозяйственной наукой задачу кардинального улучшения системы прогнозирования состояния водных биологических ресурсов, перевода ее на современный методический уровень и повышения прозрачности и объективности процедуры разработки прогноза ОДУ (Алексеев и др., 2017). В соответствии с этим, в феврале 2015 г. был издан приказ Федерального агентства по рыболовству № 104, определивший новые научно-методические требования к материалам, обосновывающим общие допустимые уловы (ОДУ), отвечающие современным мировым стандартам. Кроме того, в 2015 г. в целях обеспечения прозрачности и точности определения ОДУ, а также повышения эффективности управления ресурсом, по поручению Росрыболовства был разработан документ «Правила

регулирования промысла приоритетных видов крабов и крабоидов» под редакцией В. А. Бизинова (ФГБНУ «ВНИРО»), утверждённый на заседании Совета директоров рыбохозяйственных институтов при заместителе Министра сельского хозяйства Российской Федерации – руководителе Федерального агентства по рыболовству (Протокол от 30 июня 2016 г. № 8). В основу документа были положены основные принципы управления, которые более 20 лет используются в международной практике при эксплуатации запасов гидробионтов.

Помимо традиционных подходов к управлению запасами в документе предлагается к использованию ряд оригинальных методов к оценке статуса запаса и последующего выбора плана эксплуатации. Например, каждый такой план эксплуатации, помимо стандартного ПРП, должен включать ограничения на ежегодное изменение (увеличение или уменьшение) ОДУ. Кроме того, предлагается использовать вместо традиционного трехзонального принципа ПРП четырехзональный, где дополнительная зона показывает, что биомасса запаса превысила емкость среды и требуется существенно увеличить промысловый пресс.

Следует отметить, что документ представляет собой первую попытку сформировать единый подход к регулированию. В дальнейшем предполагается его усовершенствование и корректировка в соответствии с накопленным опытом, а планы эксплуатации запасов должны пересматриваться каждые три года на специально созданных рабочих группах.

Рассмотрим кратко основные элементы стратегии регулирования промысла крабов и крабоидов в морях России. Информационная обеспеченность системы «запас – промысел» делится на 3 уровня, в соответствии с которыми выбирается математическая модель (в случае с 1 и 2 уровнем) или немодельный подход (эмпирические, трендовые, индикаторные методы). При третьем уровне обеспечения, а также в качестве вспомогательных показателей состояния запаса при первом и втором уровне должны использоваться *индикаторы состояния запаса* – набор промысловых и биологических показателей, характеризующих состояние запаса (Михеев, 2011; Буяновский, 2012). В работе Алексева и др.

(2017) в качестве индикаторов состояния популяций приоритетных видов крабов и крабоидов были выбраны: промысловая численность (экз.), промысловая плотность (экз/км²), промысловый улов по данным учетной съемки или научного мониторинга (экз/ловушку), промысловый улов по данным суточных судовых донесений (т/сут.), пополнение (экз.).

Основным элементом стратегии регулирования является четырехзональное ПРП, при этом деление на зоны происходит с помощью двух пар целевых и граничных ориентиров. В классическом виде принято графическое выражение трехзонального ПРП. Применительно к крабам и крабоидам авторы предлагают внедрить детализированный четырехзональный вариант стратегии управления запасом, в котором предусматривается существование зоны с «избыточным» запасом (рис. 5.1.6).

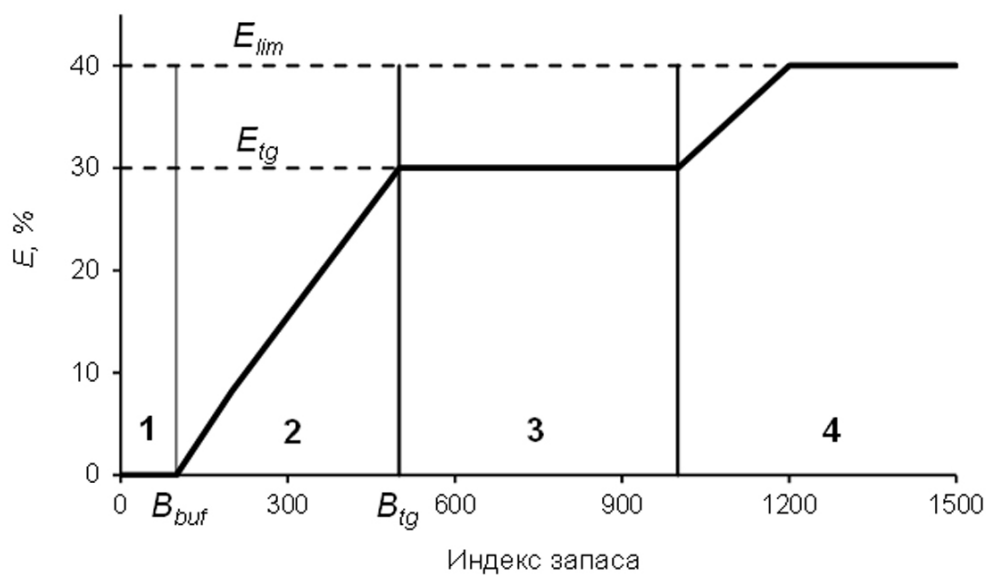


Рис. 5.1.6. Четырехзональное правило регулирования промысла: B_{buf} , B_{tg} — соответственно буферный и целевой ориентиры управления по индексу запаса; E_{lim} , E_{tg} — соответственно граничный и целевой ориентиры управления по коэффициенту эксплуатации; зоны: 1 — подорванного (депрессивного) запаса (депрессивная); 2 — восстановления запаса (неблагополучная); 3 — постоянной интенсивности промысла; 4 — предельной интенсивности промысла. (В рамках индикаторного подхода зоны (Алексеев и др., 2017).

Для оценки величины ОДУ помимо ПРП дополнительно предлагается использовать *статус запаса*, определяемый на основе индикаторного подхода. Статус следует определять не только для запасов со слабым информационным обеспечением, но и для запасов, где информационное обеспечение позволяет использовать математические модели. В последнем случае индикаторы выполняют корректирующую роль: если рассчитанный на их основе статус противоречит моделируемой динамике запаса, это является основанием как минимум для пересмотра параметров модели. Кроме того, в работе в общем виде предлагаются возможные цели промышленной эксплуатации запаса, которые формулируются следующим образом:

- поддержание максимально допустимого вылова;
- поддержание стабильного вылова;
- обеспечение щадящего вылова для восстановления запаса.

Первые две из перечисленных целей устанавливаются для единиц запаса, состояние которых не вызывает опасений, третья цель применяется для единиц запаса, находящихся в зоне риска.

Таким образом, описанные в «Правилах регулирования промысла приоритетных видов крабов и крабоидов» основные понятия и инструменты прогнозирования в совокупности дают достаточную методическую базу для научно обоснованного определения ОДУ в соответствии с современными требованиями. Для их эффективного применения важно соблюдение четкой последовательности при разработке и принятии решений по определению ОДУ крабов и крабоидов (рис. 5.1.7).



Рис. 5.1.7. Алгоритм принятия решения по обоснованию общего допустимого улова (ОДУ) приоритетных видов крабов и крабоидов (Алексеев и др., 2017).

5.2 Правило регулирования промысла беспозвоночных в Баренцевом море при разном уровне информационного обеспечения

Как показано в разделе 5.1, международный и отечественный опыт эксплуатации запасов беспозвоночных требует выработки четких и научно обоснованных стратегий регулирования их промысла. В рамках разработки таких стратегий на основе анализа данных о системе эксплуатации запаса строится ее операционная модель, которая позволяет получить алгоритм управления системой для достижения целей управления. Построение такой модели зависит от множества элементов, включающих в себя: уровень и качество информационного обеспечения, текущее состояние системы в рамках индикаторов и ориентиров управления, ретроспективный анализ, установка цели эксплуатации, прогнозирование, риск-анализ и др.

В настоящее время информационной основой рационального управления запасами беспозвоночных в Баренцевом море являются данные системы «окружающая среда – запас – промысел», получаемые как в ходе прямых наблюдений за популяцией и промыслом, так и опосредованно, в рамках долговременного мониторинга всей экосистемы Баренцева моря (рис. 5.2.1). Данные по компоненте «окружающая среда» собираются в научно-исследовательских, научно-промысловых рейсах, а также заимствуются из литературных источников. Сбор данных о динамике запаса производится как в исследовательских съемках, так и наблюдателями на промысловых судах. Промысловая статистика в виде судовых суточных донесений (ССД) ФГБУ «Центр системы мониторинга рыболовства и связи» поступает по отраслевой системе мониторинга (ОСМ). Кроме того, верификация данных ОСМ происходит, когда данные ССД сравниваются с показателями, полученными наблюдателями на борту промыслового судна.

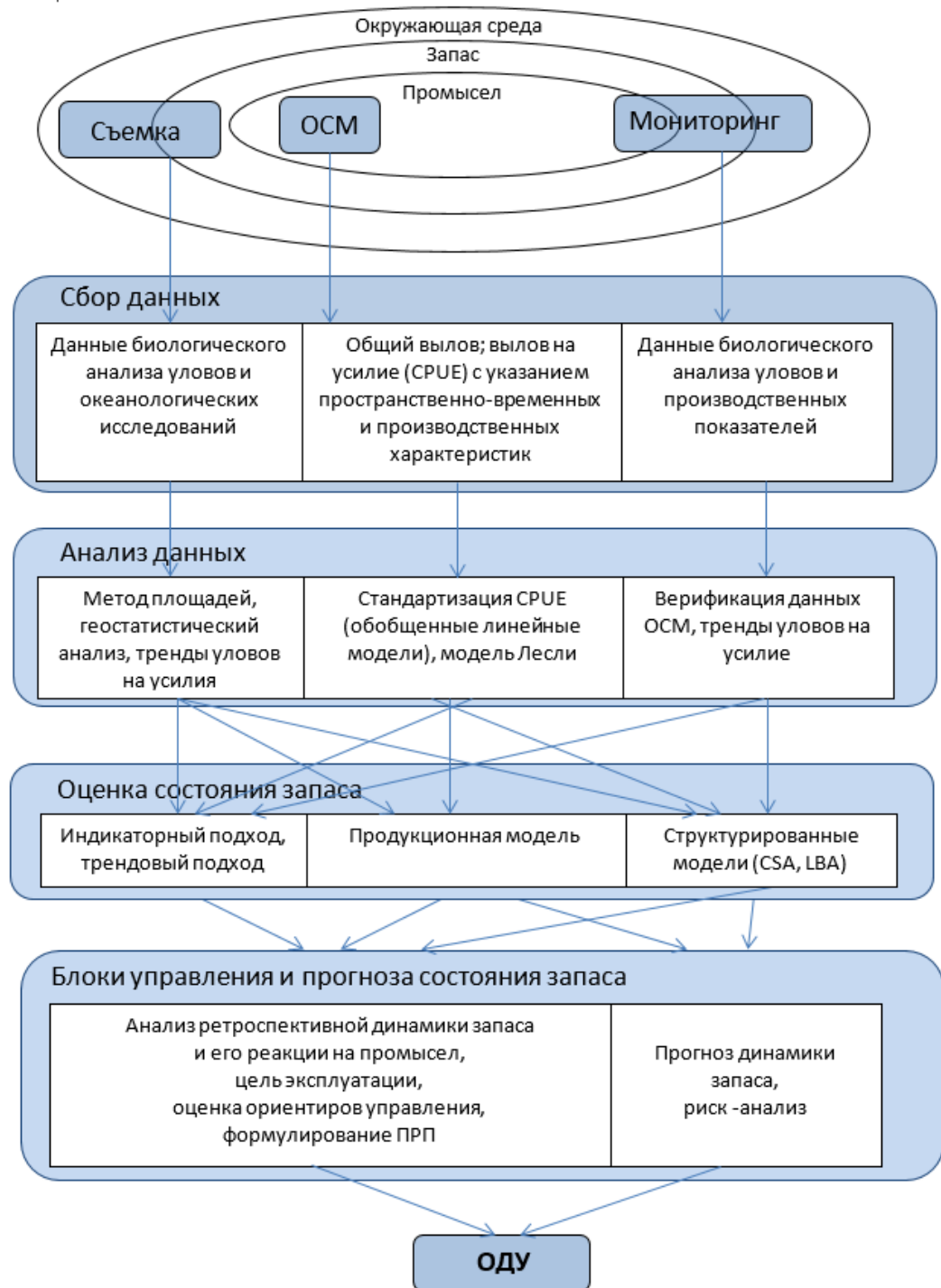


Рис. 5.2.1. Принципиальная схема оценки общего допустимого улова (ОДУ) промысловых беспозвоночных в российских водах Баренцева моря (см. пояснения в тексте).

Анализ данных, получаемых из вышеуказанных источников, происходит в несколько этапов, зависящих от самого информационного источника, метода сбора и цели их последующего использования. Основной целью научно-исследовательских съемок является получение временных рядов популяционных

параметров запаса для оценки динамики промыслового и общего запасов, пополнения, а также последствий промысла (например, определение доли особей с травмами и доли половозрелых самок без икры). Для оценки индексов численности используются как простейшие статистические методы (расчет среднего улова и дисперсии) и метод площадей (Cochran, 1963; Аксютина, 1968), так и геостатистические методы (кригинг, 2D-сплайн), реализованные в программе Картмастер (Бизиков и др., 2006).

Данные биологического анализа уловов и производственных показателей, полученных наблюдателями в ходе промыслового мониторинга, используются для уточнения данных научно-исследовательских съемок и промысловой статистики ОСМ. Кроме того, оценивается величина выбросов, доля травмированных особей в промысловых уловах, а также доля яловых самок. Увеличение доли вышеуказанных особей служит признаком возрастающего промыслового пресса на запас и может являться, например, дополнительным аргументом в пользу снижения ОДУ.

Промысловая статистика, полученная по ОСМ, используется для расчета ежегодного вылова краба, а также для оценки стандартизированного улова на усилие CPUE. Процедура стандартизации с использованием обобщенной линейной модели (*GLM*) служит для учета различий в производительности судов, обусловленных как различными производственными характеристиками, так и пространственно-временными факторами. Дополнительно, в качестве индикатора используется средний вылов на одни судо-сутки лова в ходе одного промыслового сезона. Кроме того, показатели вылова и производительности промысла используются в качестве входных данных для оценки промыслового запаса на акватории промысла по модели истощения Лесли (Баканев, 2015б).

Заключительным этапом в анализе данных является построение временных рядов для аналитической оценки по продукционной модели или структурированным моделям (CSA, LBA), а также построение индикаторной таблицы, включающей в себя как вышеуказанные временные ряды, так и второстепенные индикаторы. При этом оценка состояния запаса, ориентиров

управления и правила регулирования промысла (ПРП) будут зависеть от объема и качества обеспечения данными этого запаса.

История исследований и эксплуатации запасов беспозвоночных в Баренцевом море позволяет выделить 4 уровня информационного обеспечения. При первом уровне информационного обеспечения доступная информация обеспечивает проведение всестороннего аналитического оценивания состояния запаса и ОДУ с использованием структурированных моделей эксплуатируемого запаса. В мировой практике для оценки запасов беспозвоночных используются модели, основанные на динамике численности размерных групп (*LBA, Stock Synthesis*). При этом минимальные требования к составу информации включают в себя: ряды индексов численности размерных групп, полученных по съемкам, ежегодный вылов по размерным группам, данные по выбросам и травматической смертности, данные о групповом росте и частоте линьки животных.

При втором уровне информационного обеспечения доступная информация обеспечивает проведение ограниченного аналитического оценивания состояния запаса и ОДУ с использованием моделей *CSA*, основанных на динамике численности функциональных групп (пререкрутов, рекрутов, пострекрутов). Минимальные требования к составу информации: наличие исторических рядов индексов численности функциональных групп по съемкам, ежегодный вылов и данные о групповом росте и частоте линьки животных.

При третьем уровне информационного обеспечения доступная информация обеспечивает проведение ограниченного аналитического оценивания состояния запаса и ОДУ с использованием продукционных и близких к ним моделей. Минимальные требования к составу информации: наличие исторических рядов уловов и уловов на единицу промыслового усилия (или промысловых усилий).

При четвертом уровне информационного обеспечения недостаточная полнота и/или качество доступной информации исключают использование моделей. В истории эксплуатации беспозвоночных Баренцева моря данный уровень был характерен для запасов крабов-вселенцев в начальный период их эксплуатации и исследования. Обоснование ОДУ строится на эмпирических,

трендовых, индикаторных и других приближенных методах, применяемых в случае дефицита информации. При этом вместо формализованного ПРП используется, так называемый, адаптивный режим управления. Такой режим подразумевает планомерное увеличение (изменение) ежегодного вылова (C) с учетом реакции запаса с целью оптимального выбора уровня изъятия эмпирическим методом. Реакции запаса оценивается по динамике индекса запаса (B^*), оцененного по данным съемок или производительности промысла (табл. 5.2.1).

Для 1 – 3 уровня обеспеченности данными оценивается набор биологических ориентиров управления, в соответствии с которыми разрабатывается правило регулирования промысла. При переходе с 4 на 3 информационный уровень с помощью стохастической продукционной модели оцениваются MSY -ориентиры по биомассе и эксплуатации: B_{MSY} и F_{MSY} . С учетом высокой неопределенности их оценок устанавливаются предосторожные целевые ориентиры (B_{tr} , F_{tr}), при которых вероятность (риск) снижения биомассы промыслового запаса ниже B_{MSY} и увеличения промысловой смертности выше F_{MSY} не должна превышать 5 % (по аналогии с общепринятыми в мировой и отечественной практике подходами к управлению). При этом область регулирования (см. табл. 5.2.1) при зональном ее представлении делится на 3 зоны или статуса системы запас – промысел: зеленая зона устойчивого состояния запаса (a , табл. 5.2.1), желтая зона с высоким риском перелова (b , табл. 5.2.1), красная зона перелова (c , табл. 5.2.1). При этом предложенное ПРП допускает возможность при значениях запаса ниже уровня B_{lim} ($0,25*B_{MSY}$) осуществлять плановый промысел в научно-исследовательских и контрольных целях в объемах (F_0), позволяющих эффективно отслеживать состояние подорванного запаса, чтобы в случае необходимости своевременно принять дополнительные меры по его охране или, напротив, не пропустить момент для возобновления промышленной эксплуатации запаса (Бабаян, 2000). В случае с баренцевоморскими крабами-вселенцами локализация их запасов в красной и желтой зоне была обусловлена не чрезмерным промыслом, а инвазивной природой происхождения их запасов, при которой биомасса минимальна в начале акклиматизации.

Таблица 5.2.1

Формальное и графическое* представление Правила регулирования промысла (ПРП) с учетом разных уровней информационного обеспечения, статуса запаса и ориентиров управления

Уровень	Статус	Формальное представление ПРП	Зональное представление ПРП
1	а	$F_i = F_{MSY}, \text{ если } \frac{B}{B_{MSY}} > 3 * B_{pa};$ $F_i = F_{MSY} \frac{B_i - B_{MSY}}{3 * B_{pa} - B_{MSY}}, \text{ если } B_{MSY} < \frac{B}{B_{MSY}} \leq 3 * B_{pa};$ $F_i = F_{tr}, \text{ если } B_{pa} > \frac{B}{B_{MSY}} > B_{MSY};$	
	б	$F_i = F_{tr} \frac{B_i - B_{lim}}{B_{pa} - B_{lim}}, \text{ если } B_{lim} < \frac{B}{B_{MSY}} \leq B_{pa};$	
	в	$F_i = F_0, \text{ если } \frac{B}{B_{MSY}} \leq B_{lim}.$	
2	а	$F_i = F_{tr}, \text{ если } \frac{B}{B_{MSY}} > B_{pa};$	
	б	$F_i = F_{tr} \frac{B_i - B_{lim}}{B_{trpa} - B_{lim}}, \text{ если } B_{lim} < \frac{B}{B_{MSY}} \leq B_{pa};$	
	в	$F_i = F_0, \text{ если } \frac{B}{B_{MSY}} \leq B_{lim}.$	
3	а	$F_i = F_{tr}, \text{ если } \frac{B}{B_{MSY}} > 1;$	
	б	$F_i = F_{tr} \frac{B_i - B_{lim}}{B_{tr} - B_{lim}}, \text{ если } B_{lim} < \frac{B}{B_{MSY}} \leq 1;$	
	в	$F_i = F_0, \text{ если } \frac{B}{B_{MSY}} \leq B_{lim}.$	
4	б	Планомерное увеличение (изменение) ежегодного вылова с учетом реакции запаса с целью оптимального выбора уровня изъятия эмпирическим методом	

* Закрашенные зоны, определены в рамках концепции предосторожного подхода: «безопасная» - зеленая, желтая - зона «повышенного риска» и красная - зона «высокого риска» подрыва запаса по пополнению. Целевой уровень эксплуатации по ПРП с учетом (зеленая линия) и без учета (черная) предосторожного подхода.

При переходе с 3-го на 2-й информационный уровень, когда оценка состояния запаса и его прогноз выполняются с помощью структурированной модели, основанной на динамике функциональных групп, и неопределенность оценки существенно снижается рекомендуется использование предосторожного и MSY подходов, принятых в настоящее время для большинства запасов, рассматриваемых в рамках рабочих групп ИКЕС (см. 5.1 главу). При этом предосторожный ориентир 3 уровня B_{tr} , который выше B_{MSY} , заменяется на B_{pa} (эквивалент $MSY B_{trigger}$ равный при продукционном подходе $0,5*B_{MSY}$), который устанавливается ниже B_{MSY} .

При переходе со 2-го на 1-й информационный уровень, когда становится возможным всестороннее аналитическое оценивание состояния запаса и параметров системы запас – промысел, эксплуатация запаса возможна на уровне F_{MSY} , а зеленая зона устойчивого состояния запаса при этом делится на 3 подобласти в соответствии с рекомендациями методического руководства «Правила регулирования промысла приоритетных видов крабов и крабоидов» под редакцией В.А. Бизикова (ФГБНУ «ВНИРО»).

В зависимости от уровня информационного обеспечения и статуса запаса формулируется цель стратегии его эксплуатации. Как показано в разделе 5.1, на продолжительном временном горизонте глобальной целью рационального управления является достижение промыслом уровня, соответствующего максимальному равновесному вылову. В случае, если запас находится в зоне перелома стратегической целью является его восстановление выше уровня B_{lim} . Когда запас находится в желтой зоне с высоким риском перелома целью управления становится обеспечение щадящего вылова для восстановления запаса выше уровня B_{MSY} . Находясь в зеленой зоне устойчивого состояния запаса, в зависимости от уровня обеспечения данными целью эксплуатации может быть, как поддержание стабильного вылова на уровне F_{tr} (4 – 3 уровень), так и его максимизация до уровня F_{MSY} (1 уровень).

ВЫВОДЫ

1. На рубеже XX – XXI вв. динамика биомассы интродуцированного камчатского краба и стихийного вселенца краба-стригуна опиио соответствовала процессу формирования новых популяций. За период исследований их ареал значительно расширился, численность увеличилась на три порядка, а продуктивность достигла уровней, сравнимых с популяциями нативного ареала. Благополучное состояние запасов северной креветки, краба-стригуна опиио и камчатского краба позволяет в долгосрочной перспективе увеличить объемы их добычи. В то же время перелов исландского гребешка на рубеже веков явился причиной депрессивного состояния его запасов и привел к полному прекращению промысла. В ближайшие годы восстановление численности его популяции даже при отсутствии промысла маловероятно.

2. Стохастические когортные модели существенно лучше описывают динамику популяции беспозвоночных, чем детерминистические. Байесовский метод позволяет включать в алгоритм оценки дополнительные знания в виде априорных распределений различных параметров, тем самым восполняя недостающие эмпирические данные. Когортные модели *LBA* и *CSA* для оценок запасов более эффективны, чем продукционные модели, однако требуют гораздо более высокого уровня информационной обеспеченности, который не может быть реализован текущими инструментальными методами. В то же время конструкцию стохастической продукционной модели, в которой реализована концепция прибавочной продукции, удобно использовать для обоснования стратегии долговременного промыслового использования популяции, а также мер регулирования, направленных на реализацию этой стратегии.

3. Наиболее корректные оценки целевых ориентиров могут быть получены с использованием стохастических продукционных моделей, учитывающих не только входные данные, но и предположения об экологической емкости среды и максимальном устойчивом улове в виде априорных распределений этих параметров. При этом медиана целевого уровня эксплуатации оценивается в рамках биологически правдоподобных значений – 15–16 % от

величины промыслового запаса для ракообразных. Согласно результатам моделирования текущего состояния запасов крабов-вселенцев, в Баренцевом море их ежегодный вылов в долгосрочной перспективе может быть увеличен в два-три раза при условии смены стратегии управления запасами с «поддержания стабильного вылова» на получение максимально устойчивого улова.

4. Модельный анализ целесообразности использования различных элементов ПРП показал, что при среднем уровне информационного обеспечения и целевой доле изъятия до 20% от промыслового запаса приемлем однозональный принцип регулирования, когда рекомендуемое промысловое изъятие не зависит от состояния запаса, а фиксируется на одном из заданных уровней. При увеличении целевого уровня эксплуатации дополнительные элементы ПРП (ориентиры управления по биомассе и межгодовое ограничение ОДУ) снижают риск перелова и существенно уменьшают межгодовую изменчивость вылова.

5. Наиболее корректные аналитические оценки оптимального промыслового размера беспозвоночных могут быть получены при высоком уровне информационного обеспечения. Оптимальная промысловая мера (ПМ) для запаса камчатского краба находится в диапазоне 150 – 170 мм по ширине карапакса (ШК). При увеличении ПМ общая численность запаса растет, снижается риск его подрыва при возможной ошибке оценки возможного вылова или превышении квоты. При увеличении уровня промысловой эксплуатации до 30%, оптимальная ПМ для камчатского краба должна соответствовать 170 мм по ШК. Замена существующей ПМ 150 мм на 170 мм приведет к уменьшению риска критического снижения численности популяции при сохранении экономических показателей ее эксплуатации на стабильно высоком уровне.

6. Стратегия регулирования промысла беспозвоночных Баренцева моря, направленная на обеспечение устойчивого развития отечественного рыболовства, должна соответствовать принципам предосторожного подхода и концепции максимального устойчивого улова, а также учитывать уровень обеспечения запаса научными данными. В зависимости от уровня информационного обеспечения выбирается модель оценки запасов и правило регулирования их промысла (ПРП),

позволяющее оценить оптимальный уровень изъятия в прогнозные годы. С увеличением промыслового пресса на запас необходимо усложнять схему управления в рамках повышения информационного обеспечения. Адаптивный режим управления, стимулирующий развитие промысла, необходимо применять к запасам, недоиспользуемым промыслом (северная креветка, краб-стригун опилио). Наиболее строгий режим регулирования должен применяться к запасам, в истории промысла которых наблюдались переловы (камчатский краб, исландский гребешок).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Алексеев Д. О. Принципы единой стратегии регулирования промысла крабов и крабоидов в морях России/ Алексеев, А. И. Буяновский, В. А. Бизиков // Вопросы рыболовства. – 2017. – Т. 18. № 1. С. 21 – 41.

Аксютин З. М. Элементы математической оценки результатов наблюдений в био и рыбохозяйственных исследовательских работах/ З. М. Аксютин // М.: Пищ. Пром-сть, – 1968. – 289 с.

Андреев Н. Н. Математический анализ кривых воспроизводства рыб// Н. Н. Андреев /Биол. основы рыбного хоз-ва и регулирование морского рыболовства: Труды ВНИРО. 1969. – Т. 67. – Вып. I. – С. 32 – 48.

Анциферов М. Ю. Распределение среднемноголетних гидрометеорологических характеристик в восточной части Баренцева моря в августе и сентябре за период 1972 – 2001 гг. / М. Ю. Анциферов, В. В. Гузенко. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2002. – 73 с.

Атлас океанов. Северный Ледовитый океан / отв. ред. С. Г. Горшков. – ВМФ СССР, 1980. – 184 с.

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

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

Бабаян В.К. О некоторых особенностях математического моделирования в сырьевых рыбохозяйственных исследованиях/ В. К. Бабаян // Вопросы рыболовства. – 2015. – Т. 15. – № 4. – С. 428 – 439.

Бабаян В. К. Оценка запасов и ОДУ минтая в Охотском море с использованием данных ИС «Рыболовство»/ В. К. Бабаян, Т. И. Булгакова, Д. А. Васильев и др. //Тр. ВНИРО. – 2014. – Т. 151. – С.3 – 17.

Бабаян В. К. Свидетельство о государственной регистрации программы для ЭВМ «Программный комплекс Combi 4.0» № 2017660724/ В. К. Бабаян, А. Е. Бобырев, А. И. Михайлов, А. Д. Шереметьев // 2017.

Бабаян В.К. Методические рекомендации по оценке запасов приоритетных видов водных биологических ресурсов/ В.К. Бабаян, А.Е. Бобырев, Т.И. Булгакова и др.// М.: Изд-во ВНИРО. – 2018. – 312 с.

Баканев С. В. Оценка запаса камчатского краба в Баренцевом море с использованием модели CSA/ С. В. Баканев // 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. Северная креветка [биологические ресурсы] / С. В. Баканев, Б. И. Беренбойм// Исследования ПИНРО в районе архипелага Шпицберген / ПИНРО. – Мурманск, 2004. – С. 126 – 128.

Баканев С. В. Стратифицированная траловая съемка камчатского краба / С. В. Баканев, М. А. Пинчуков// 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/ С. В. Баканев // 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. О перспективах российского промысла камчатского краба (*Paralithodes camtschaticus*) в Баренцевом море/ С. В. Баканев, Б. И. Беренбойм // 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. Состояние запасов и перспективы промысла беспозвоночных в Баренцевом море/ С. В. Баканев, Б. И. Беренбойм, П. Н. Золотарев // IX Съезд

Гидробиологического общества РАН (Тольятти, 18–22 сент. 2006 г.): тез. докл. – Тольятти: Ин-т экологии Волж. бассейна, 2006. – Т. 1. – С. 43.

Баканев С. В. О возможности использования байесовского подхода для оценки запаса северной креветки (*Pandalus borealis*) Баренцевом море / С. В. Баканев // VII Всероссийская конференция по промысловым беспозвоночным (Мурманск, 9–13 окт. 2006 г.): тез. докл. – М., 2006. – С. 144 – 146.

Баканев С. В. Применение теоремы Байеса в морской биологии на примере оценки динамики численности промысловых ракообразных / С. В. Баканев // Экологические исследования беломорских организмов. (Материалы 2-й Международной конференции, 18–22 июля 2007 г., м. Каргеш), 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/ С. В. Баканев // 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/ С. В. Баканев // Вопросы рыболовства. – 2009. – Т. 10, № 1 (37). – С. 51 – 63.

Баканев С. В. Реконструкция динамики численности камчатского краба в Баренцевом море на основе стохастического моделирования / С. В. Баканев // Тезисы докладов X Всероссийской конференции по проблемам рыбопромыслового прогнозирования (Мурманск, 6–8 окт. 2009 г.). – Мурманск, 2009. – С. 26 – 28

Баканев С. В. О моделировании динамики численности краба–стригуна опилио (*Chionoecetes opilio*) в Баренцевом море/ С. В. Баканев, В. А. Павлов. // Вопросы рыболовства. – 2010. – Т. 11, № 3 (43). – С. 485 – 496.

Баканев С.В. Динамика популяции камчатского краба в Баренцевом море (опыт моделирования/ Баканев С.В. // Saarbrücken: Lambert Acad. Publ. (LAP). – 2011. – 151 с.

Баканев С. В. Моделирование популяционной динамики камчатского краба на основе байесовского подхода/ Баканев С.В. // Принципы экологии. – 2012. – Т. 1. № 3. – С. 4 – 23.

Баканев С. В. Оценка состояния запаса камчатского краба (*Paralithodes camtschaticus*) в российских водах Баренцева моря в 1994 – 2011 гг. / Баканев С.В. // Труды ВНИРО. – 2014. – Том 151. – С. 27 – 35.

Баканев С. В. Современное состояние промысловых биологических ресурсов в Северо-Восточной Атлантике и Баренцевом море/ С. В. Баканев, К. В. Древетняк, А. И. Крысов [и др.]// Вопросы рыболовства. – 2014. – Т. 15, № 4. – С. 391 – 416.

Баканев С. В. Исследование динамики запаса исландского гребешка *Chlamys islandica* в Баренцевом море с помощью продукционной модели/ С. В. Баканев, П. Н. Золотарев // Вопросы рыболовства. – 2015. – Т. 16, № 1. – С. 49 – 63.

Баканев С. В. Оценка запаса камчатского краба в Баренцевом море с использованием моделей истощения / С. В. Баканев // Вопросы рыболовства. – 2015. – Т.16, № 4. – С. 465 – 476.

Баканев С. В. Расселение и оценка возможного ареала краба–стригуна (*Chionoecetes orilio*) в Баренцевом море / С. В. Баканев // Принципы экологии. – 2015. – Т. 4. № 3. – С. 27 – 39.

Баканев С. В. Оценка оптимального промыслового размера камчатского краба в Баренцевом море / С. В. Баканев, Ю. А. Ковалев // Вопросы рыболовства. – 2015. – Т.16, № 4. – С. 477 – 488.

Баканев С.В. Оценка правила регулирования промысла камчатского краба (*Paralithodes camtschaticus*) в российских водах Баренцева моря / С. В. Баканев // Труды ВНИРО. – 2016а. – Т. 163. – С. 25 – 35.

Баканев С.В. Методы оценки ориентиров управления запасом камчатского краба в Баренцевом море / С. В. Баканев // Труды ВНИРО. – 2016б. – Т. 161. – С. 16 – 26.

Баканев С.В. Промысловые беспозвоночные Баренцева моря: состояние ресурсов и промысел / С. В. Баканев // Вопросы рыболовства. – 2016с. – Т. 17, № 4. – С. 406 – 420.

Баканев С. В. Методы оценки запаса краба–стригуна опилио и его динамика / С. В. Баканев // Краб–стригун опилио *Chionoecetes opilio* в Баренцевом и Карских морях. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2016. – С.158 –166.

Баканев С. В. Настоящее и будущее регулирования промысла баренцевоморского краба–стригуна опилио / С. В. Баканев, К. М. Соколов// Краб–стригун опилио *Chionoecetes opilio* в Баренцевом и Карских морях. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2016. – С. 209 – 216.

Баканев С. В. Начало промысла краба–стригуна опилио в Баренцевом море/ С. В. Баканев, В. А. Павлов, Ю. Н. Муллин и др.// Краб–стригун опилио *Chionoecetes opilio* в Баренцевом и Карских морях. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2016. – С.167 – 174.

Баканев С. В. Пространственное распределение краба–стригуна опилио в Баренцевом море/ С. В. Баканев, Ю. Е. Жак, В. А. Павлов // Краб–стригун опилио *Chionoecetes opilio* в Баренцевом и Карских морях. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2016. – С. 74 – 83.

Баканев С. В. Структура баренцевоморской популяции краба–стригуна опилио/ С. В. Баканев, В. А. Павлов // Краб–стригун опилио *Chionoecetes opilio* в Баренцевом и Карских морях. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2016. – С. 84 – 99.

Баканев С. В. Перспективы промысла краба–стригуна (*Chionoecetes opilio*) в Баренцевом море / Баканев С. В. // Вопросы рыболовства. – 2017. – Т. 18, № 3. – С. 286 – 303.

Баканев С.В. Правило регулирования промысла исландского гребешка в рамках нового подхода к оценке состояния его запаса в Баренцевом море/ С. В. Баканев, И. Е. Манушин // Вопросы рыболовства. – 2018. – Т. 19, № 3. – С. 387 – 400.

Баканев С. В. Стандартизация производительности промысла камчатского краба в российских водах Баренцева моря в 2010 – 2018 гг. с

помощью обобщенной линейной модели/ С. В. Баканев // Вопросы рыболовства. – 2019. – Т. 20, № 3. – С. 363 – 373.

Баканев С. В. Современные проблемы оценки запаса северной креветки в Баренцевом море / С. В. Баканев // Вопросы рыболовства. – 2020. – Т. 21, № 2. – С. 1 – 17.

Баканев С. В. Перспективы промысла краба–стригуна *Chionoecetes opilio* в Карском море/ С. В. Баканев, В. А. Павлов // Вопросы рыболовства. – 2020. – Т. 21. – № 4. – С. 1 – 10.

Бандурин К. В. Креветки северной части Охотского моря. / К. В. Бандурин, М. Г. Карпинский // М.: ВНИРО. – 2015. – 214 с.

Баранов Ф. И. К вопросу о биологических основаниях рыбного хозяйства/ Ф. И. Баранов // Изв. Отдела рыбоводства и научно–промысл. исслед. – 1918. –Т. 1. Вып. 2. – С. 84 – 128.

Барсуков В. Н. Вертикальные суточные миграции креветок в западной части Берингова моря/ В. Н. Барсуков, Б. Г. Иванов // Биология моря. – 1979. – №9. – С. 18 – 23.

Беренбойм Б. И. Воспроизводство популяций креветки *Pandalus borealis* в Баренцевом море/ Б. И. Беренбойм // Океанология. – 1982 – Вып. 22(1). – Р. 85 – 89

Беренбойм Б. И. Северная креветка (*Pandalus borealis*) Баренцева моря (биология и промысел)/ Б. И. Беренбойм // Мурманск: Изд-во ПИНРО. – 1992. – 136 с.

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

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

Бизиков В. А. Географическая информационная система «Карт–Мастер»/ В. А. Бизиков, С. М. Гончаров, А. В. Поляков // Рыб. хоз-во. – 2007. – № 1. – С. 96–99.

Бизиков В. А. Динамика численности и размерного состава камчатского краба в Баренцевом море в период 2003 – 2016 гг. / В. А. Бизиков, Д. О. Алексеев, А. И. Буяновский [и др.] // Рыб. хоз-во. – 2018. – Т. 172. – С. 91 – 127.

Биология и физиология камчатского краба прибрежья Баренцева моря / Отв. ред. Г. Г. Матишов; Мурман. мор. биол. ин-т КНЦ РАН. – Апатиты: Изд-во КНЦ РАН. – 2008. – 168 с.

Бородин Р. Г. Биоэкономическая оптимизация промыслового использования морских биоресурсов/ Р. Г. Бородин, Ю. Н. Ефимов, Д. А. Васильев // Труды ВНИРО. 2010. – Т. 149. – С. 25 – 32.

Ботнев Д. А. Исследования морских гребешков у острова Онекотан при проведении специализированного промысла осенью 2020 года/ Д. А. Ботнев // Труды ВНИРО. – 2021. – Т. 183. – С. 198 – 201.

Бочков Ю. А. Современные многолетние изменения гидрометеорологических условий в Баренцевом море и их биологические последствия/ Ю. А. Бочков, В. В. Терещенко // Экологические проблемы Баренцева моря: Сб. науч. тр./ ПИНРО. – Мурманск. – 1992. – С. 225 – 243.

Брызгин В. Ф. *Pandalus borealis* Баренцева моря. Экология и структура вида / В. Ф. Брызгин // Физико–химические условия формирования биологической продукции Баренцева моря: Апатиты. Кольский филиал АН СССР. – 1980. – 93 – 106.

Булгакова Т. И. Модель популяции типа «запас–пополнение», учитывающая влияние кормовой базы производителей на выживание молоди/ Т. И. Булгакова // Применение мат. Способов оценки состояния промысловых объектов Мирового океана: Труды ВНИРО. 1978. – С. 16 – 22.

Буруковский, Р. Н. Зоология беспозвоночных: уч. пос./ Р. Н. Буруковский// СПб.: Проспект Науки. – 2010. – 214 с.

Буяновский А. И. Прогноз потенциального вылова прибрежных беспозвоночных при затруднении с оценкой запаса. Методические рекомендации / А. И. Буяновский // М.: Изд-во ВНИРО. – 2012. – 222 с.

Буяновский А. И. Использование промысловой статистики для районирования акватории при исследовании морских донных беспозвоночных / А. И. Буяновский // *Вопр. рыболовства.* – 2018. – Вып. 19. № 1. – С. 115 – 126.

Буяновский А. И. О некоторых особенностях экологии камчатского и синего крабов в районе северо-западной Камчатки/ А. И. Буяновский, А. В. Вагин, В. Е. Полонский, Л. К. Сидоров // *Прибрежные гидробиологические исследования.* Москва: Изд-во ВНИРО. – 1999. – С. 126 – 142.

Буяновский А. И. Использование интегрированного комплекса ГИС «КартМастер» и БД «Биоресурс» для стандартизации оценки запасов морских донных беспозвоночных/ А. И. Буяновский, В. А. Бизиков, Л. К. Сидоров // *Промысловый беспозвоночные: VIII Всерос. науч. конф. по промысловым беспозвоночным.* Мат. докл. Калининград: КГТУ. С. 2015. – 14 – 16.

Буяновский А. И., Горянина С. В. Возрастной состав уловов самцов краба-стригуна опилио в ловушечных уловах в Баренцевом море / А.И. Буяновский, С.В. Горянина // *Вопросы рыболовства.* – 2018. – Т. 19. – № 3. – С. 327 – 342.

Буяновский А. И. К использованию моделей истощения для оценки промысловых запасов крабов / А. И. Буяновский // *Вопросы рыболовства.* – 2019а – Т. 20 (1) – С. 107 – 122.

Буяновский А. И. Использование промысловой статистики для оценки запаса краба-стригуна Бэрда/ А. И. Буяновский // *Вопросы рыболовства.* – 2019б –Т. 20, - № 4, – С. 497 – 512.

Буяновский А. И. Использование промысловой статистики для корректировки запасов краба-стригуна опилио в морях России/ А. И. Буяновский // *Вопросы рыболовства.* – 2020а –Т. 21, - № 1, – С. 10 – 124.

Буяновский А. И. Динамика промысловых запасов синего краба в морях России с учетом данных промысловой статистики / А. И. Буяновский // *Вопросы рыболовства.* – 2020 б – Т. 21, - № 4, – С. 423 – 439

Бэр К. М. Материалы для истории рыболовства в России и в принадлежащих ей морях/ К. М. Бэр // *Очерки по биологическим основам рыбного хозяйства.* М.: Изд-во АН СССР. – 1961. – 240 с.

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

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

Виноградов Л. Г. Камчатский краб/ Л. Г. Виноградов// ТНИРХ. – Владивосток, 1941. – 94 с.

Виноградов Л. Г. Десятиногие ракообразные Охотского моря/ Л.Г. Виноградов// Изв. ТИНРО. – 1947. – Т. 25. – С. 67 – 124.

Воды Баренцева моря: структура, циркуляция, изменчивость / В. К. Ожигин, В. А. Ившин, А. Г. Трофимов, А. Л. Карсаков, М. Ю. Анциферов; ПИНРО. – Мурманск: ПИНРО, 2016. – 260 с.

Воронова Е. С. Анализ применения материалов по осенним траловым учетам молоди кеты *Oncorhynchus keta* для оценки численности ее возврата на северо-восток Камчатки/ Е. С. Воронова, В. Г. Ерохин, Е. А. Шевляков и др.// Исследования водных биологических ресурсов Камчатки и северо-западной части Тихого океана. – 2016. – Т. 42. – 44 – 57

Второв П. П. Биогеография/ П. П. Второв, Н. Н. Дроздов // М.: ВЛАДОС ПРЕСС. – 2001. – 304 с.

Галкин Ю. И. Акклиматизация и перевозки камчатского краба / Ю. И. Галкин // Тр. ММБИ. – 1960. – Вып. 2 (6). – С. 253 – 270.

Галкин Ю. И. К вопросу об увеличении промысловой продуктивности Белого и Баренцева морей путем акклиматизации/ Ю. И. Галкин // Экологические исследования перспективных объектов марикультуры в Белом море. Л.: Изд-во ЗИН АН СССР. – 1985. – С. 122 – 133.

Гасюков П. С. Методические рекомендации по применению математических методов для оценки запасов и возможного вылова промысловых объектов/ П. С.

Гасюков, Р. С. Доровских, С. Е. Приц// АтлантНИРО. – 1980. – Калининград. – 104 с.

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

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

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

Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. 1. Баренцево море. Вып. 1: Гидрометеорологические условия / отв. ред. Ф. С. Терзиев. – Л.: Гидрометеиздат. – 1990. – 280 с.

Голиков А. Н. Состав, распределение и экология брюхоногих и двустворчатых моллюсков у архипелага Земля Франца-Иосифа / А. Н. Голиков, О. А. Скарлато// Биоценозы шельфа Земли Франца-Иосифа и фауна сопредельных акваторий. Исследования фауны морей. Т. XIV (XXII), Ленинград., Наука. – 1977. – С. 313 – 390.

Грузинов В. М. Гидрология фронтальных зон мирового океана/ В. М. Грузинов// Л.: Гидрометеиздат. – 1986. – 272 с.

Дворецкий А. Г. Популяционные показатели камчатского краба в губе Дальнезеленецкой (Баренцево море) в летний период 2013 г./ А. Г. Дворецкий, В. Г. Дворецкий // Известия ТИНРО. – 2019. – Т. 197(2). – С. 118 – 126.

Денисенко С. Г. Экология и ресурсы исландского гребешка в Баренцевом море/ С. Г. Денисенко // Апатиты: Изд-во КолНЦ. – 1989. – 140 с.

Денисенко С. Г., Петрунин И. И. Закономерности количественного распределения исландского гребешка в прибрежье Восточного Мурмана. – В кн.: Подводные биологические исследования. Апатиты, изд. Кольского филиала АН СССР. – 1982. – С. 9 – 17.

Добровольский А. Д. Моря СССР / А. Д. Добровольский, Б. С. Залогин // – М.: Мысль, – 1965. – 349 с.

Добровольский А. Д. Моря СССР / А. Д. Добровольский, Б. С. Залогин // М.: Изд-во МГУ. – 1982. – 192 с.

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

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

Егорова Э. Н. Промысловые, перспективные для промысла и кормовые беспозвоночные Российских морей / Э. Н. Егорова, Б. И. Сиренко // М. – СПб.: Товарищество научных изданий КМК. – 2010. – 285 с.

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

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

Засосов А. В. Динамика численности промысловых рыб / А.В. Засосов // – М.: Пищ. промышленность. – 1976. – С. 312.

Захаров Д. В. Особенности распределения и биологии северной креветки (*Pandalus borealis*) в Баренцевом море / Захаров Д. В. // Матер. IV науч.-практ. конф.

«Современные проблемы и перспективы рыбохозяйственного комплекса», М.: Изд-во ВНИРО. – 2013. С. 17 – 20.

Зенкевич Л. А. Фауна и биологическая продуктивность моря/ Зенкевич Л. А. // Том 1. – Москва. – Советская наука. – 1947. – 588 с.

Золотарев П. Н. Биология и промысел исландского гребешка (*Chlamys islandica*) в Баренцевом и Белом морях/ П. Н. Золотарев // Мурманск: Изд-во ПИНРО. – 2016. – 256 с.

Золотарев П. Н. Патологии у исландского гребешка (*Chlamys islandica*) Баренцева моря: основные характеристики и распространение / П. Н. Золотарев, Т. А. Карасева // Тез. докл. VII Всероссийской конференции по промысловым беспозвоночным. М.: ВНИРО. – 2006. – С. 235 – 237.

Золотов А. О. Использование траловых съемок для оценки численности камбал Карагинского и Олюторского заливов: методика и результаты/ А. О. Золотов // Исследования водных биологических ресурсов Камчатки и северо-западной части Тихого океана. 2009. №13. – С. 51 – 58.

Иванов Б. Г. О биологии и распределении креветок в зимний период в заливе Аляска и в Беринговом море/ Б.Г. Иванов // Тр. ВНИРО.– 1964. – Т. 52. – С. 185 – 198.

Иванов Б. Г. Распределение и биология северного шримса (*Pandalus borealis* Kr.) в Беринговом море и заливе Аляска/ Б. Г. Иванов // Автореф. диссер. ... канд. биол. наук. Москва. – 1967. – 23 с.

Иванов Б. Г. Некоторые массовые креветки западной части Берингова моря/ Б. Г. Иванов // Тез. Докл. Всес. Совещания «Биологические ресурсы Дальнего Востока», октябрь 1975, Владивосток. – 1975. – С. 67 – 68.

Иванов Б. Г. Промысловая гидробиология России: наследие, проблемы, перспективы/ Б. Г. Иванов // Рыб. хоз-во. – 1994а. – № 5. – С. 43 – 47.

Иванов Б. Г. Промысловая гидробиология России: наследие, проблемы, перспективы. Продолжение/ Б. Г. Иванов // Там же. – 1994б. – № 6. – С. 30 – 34.

Иванов Б. Г. Некоторые проблемы промысла крабов в России // Рыбное хозяйство. – 2004. – №. 4. – С. 28 – 33

Иванов Б. Г. Краб–стригун *Chionoecetes opilio* (Crustacea Decapoda Brachyura Majidae) в Охотском и Беринговом морях / Б. Г. Иванов, В. И. Соколов // *Arthropoda Selecta*. –1997. –Т. 6. вып. 3 – 4. – С. 63 – 86.

Иванов Б. Г. Смертность крабов в ловушках: камчатский краб у Западной Камчатки/ Б. Г. Иванов, В. И. Соколов // Вопросы рыболовства. – 2004. – Т. 4, № 1 (13). – С. 116 – 134.

Ившин В. А. Абиотические условия в восточной части Баренцева моря/ В. А. Ившин, Г. Г. Балякин, А. В. Стесько// Краб–стригун опилио *Chionoecetes opilio* в Баренцевом и Карских морях. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2016. – С.35 – 58.

Иоганзен Б. Г. Об определении показателей встречаемости, обилия, биомассы и их соотношения у некоторых гидробионтов/ Б. Г. Иоганзен, Л. В. Файзова // Тр. ВГБО. – 1978. –Т. 22. – С. 215 – 225.

Изучение экосистем рыбохозяйственных водоемов, сбор и обработка данных о водных биологических ресурсах, техника и технология их добычи и переработки. Выпуск 1. Инструкции и методические рекомендации по сбору и обработке биологической информации в морях Европейского Севера и Северной Атлантики. – 2-е изд., испр. и доп. – М.: Изд-во ВНИРО, 2004. – 300 с.

Ильин О. И. К оценке состояния запасов краба–стригуна бэрди Камчатско–Курильской подзоны / О. И. Ильин, П. Ю. Иванов // Исслед. водн. биол. ресурсов Камчатки и сев.-зап. части Тихого океана. – 2018. – Вып. 50. – С. 27 – 33.

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. Мурманск: Изд-во ПИНРО. – 2003. – 383 с.

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

Карсаков А. Л. Расселение и условия обитания камчатского краба в российских водах Баренцева моря/ А. Л. Карсаков, М. А. Пинчуков // Вопросы промысловой океанологии. – 2009. – Вып. 6. – № 1. – С. 150 – 163.

Кобякова З. И. Десятиногие раки (Decapoda) района южных Курильских островов / З. И. Кобякова // Исследования Дальневосточных морей. Т. 5. М.–Л. – 1958. – С. 220 – 248.

Кленова М. В. Геология Баренцева моря/ М. В. Кленова// М.: Изд-во АН СССР, 1960. – 366 с.

Клитин А. К. Распределение, биология и функциональная структура ареала камчатского краба в водах Сахалина и Курильских островов //Клитин А. К. / 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 //Клитин А. К. / Бюлл. журн. Вопросы рыб-ва, М. Изд-во Национальные рыбные ресурсы. – 2003. – 253 с.

Клитин А. К. О перестройке пространственно-функциональной структуры западносахалинской популяции камчатского краба/ А. К. Клитин // Известия ТИНРО. – 2011. – Т. 128. – Ч. 2. – С. 515 – 522.

Ковалев Ю. А. Оценка максимального устойчивого улова северо-восточной арктической трески / Ю. А. Ковалев // Вопросы рыболовства. – 2006. – Т. 7. – № 2 (26). – С. 251 – 266.

Ковалёв Ю. А. Оценка уровней эксплуатации запаса северо-восточной арктической трески, соответствующих различным целям управления / Ю. А. Ковалёв, Н. С. Клепцова // Труды ВНИРО. – Т. 151. – 2014. – С. 184 – 191.

Козлов А. В. Первые случаи поимки камчатских крабов в Баренцевом море / А. В. Козлов, Н. З. Строганова // Рыбоводство и рыболовство. – 1977. – №1. – С. 15.

Краб–стригун опилио *Chionoecetes opilio* в Баренцевом и Карском морях/ К. М. Соколов, В. А. Павлов, Н. А. Стрелкова [и др.]; ПИНРО. – Мурманск: ПИНРО. – 2016. – 242 с.

Криксунов Е. А. Расширенная модель формирования пополнения нерестового стада рыб/ Е. А. Криксунов, М. А. Снетков // М.: Наука. – 1985. – С. 46 – 55.

Кузьмин С. А. находения краба–стригуна *Chionoecetes opilio* (Decapoda, Majidae) в Баренцевом море / С. А. Кузьмин, С. М. Ахтарин, Д. Т. Менис // Зоол. журн. – 1998. – Т. 77. – № 4. – С. 489 – 491.

Кузьмин С. А. Вселение камчатского краба в Баренцево море. Особенности биологии, перспективы промысла/ С. А. Кузьмин, Е. Н. Гудимова// Апатиты. Изд-во КНЦ РАН. – 2002. – 236 с.

Кулик В. В. Использование температуры поверхности океана при оценке запаса тихоокеанской сайры (*Cololabis saira*) в Комиссии по рыболовству в северной части Тихого океана / В. В. Кулик // Процессы в геосредах. – 2018. – Т. 3. № 17. – С. 76 – 77.

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

Левин В. С. Промысловая биология морских донных беспозвоночных и водорослей/ В. С. Левин // СПб.: ПКФ «ОЮ-92». – 1994. – 240 с.

Макаревич П. Р. Сезонные циклические процессы в прибрежных планктонных альгоценозах северных морей/ П. Р. Макаревич, Е.И. Дружкова/ Мурман. мор. биол. ин-т КНЦ РАН. – Ростов н/Д: Изд-во Южн. науч. центра РАН, 2010. – 280 с.

Малкин Е. М. Репродуктивная и численная изменчивость промысловых популяций рыб/ Е. М. Малкин // М.: Изд-во ВНИРО. – 1999. – 146 с.

Масленников С. И. Промысел и воспроизводство камчатского краба у берегов Приморья/ С. И. Масленников, И. А. Кашин, В. С. Левин // Вестник ДВО РАН. – 1999. – №3. – С. 100 – 106.

Матишов Г. Г. Новые данные о роли желобов в биоокеанологии шельфа Земли Франца-Иосифа и Новой Земли/ Г. Г. Матишов, А. Ю. Шабан, Д. Г. Матишов // Препринт. – Апатиты: КНЦ РАН. – 1992. – 46 с.

Методическое пособие по проведению инструментальных съемок за-пасов промысловых гидробионтов в районах исследований ПИНРО. – Мурманск: Изд-во ПИНРО. – 2006. – 163 с.

Михайлов В. И. Промысловые беспозвоночные шельфа и континентального склона северной части Охотского моря/ В. И. Михайлов, К. В. Бандурин, А. В. Горничных // Магадан: МагаданНИРО. – 2003. – 284 с.

Михеев А. А. Расчет оптимального изъятия донных беспозвоночных / А. А. Михеев // Рыб. хоз-во. – 1999. – № 5. – С. 41 – 43.

Михеев А. А. Статистическая когортная модель для беспозвоночных с прерывистым ростом / А. А. Михеев // Биология, состояние запасов и условия обитания гидробионтов в Сахалинско–Курильском регионе и сопредельных акваториях // Тр. СахНИРО. – 2003. – Т. 5. – С. 216 – 242.

Михеев А. А. Мультииндикаторный и зональный подходы на пути к экосистемному управлению водными биоресурсами / А. А. Михеев // Тез. докл. Всерос. конф. «Российской рыбохозяйственной науке России – 130 лет». М.: Изд-во ВНИРО. – 2011. – С. 62 – 64.

Михеев А. А. Оценка запасов беспозвоночных в Сахалино–Курильском районе на основе анализа временных рядов уловов с применением фильтра Калмана/ А. А. Михеев, С. Д. Букин, Е. Р. Первеева [и др.] // Изв. ТИНРО. – 2011. – Т. 168. – С. 99 – 120.

Низяев С. А. Методологические аспекты использования траловых и ловушечных данных для научных целей/ С. А. Низяев, Букин С. Д. // Изв. ТИНРО. – 2001. – Т.128, Ч. 2. – С. 644 – 658.

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

Никоноров И. В. Экология и рыболовство/ И. В. Никоноров // М.: Экспедитор. – 1996. – 256 с.

Новицкий В. П. Постоянные течения северной части Баренцева моря/ Новицкий В. П. // Труды ГОИН. – 1961. – Вып. 64. – С.3 – 32.

Ожигин В. К. Водные массы Баренцева моря/ В. К. Ожигин, В. А. Ившин. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 1999. – 48 с.

Ожигин В. К. Воды Баренцева моря: структура, циркуляция, изменчивость/ В. К. Ожигин, В. А. Ившин, А. Г. Трофимов [и др.] // Мурманск: Изд-во ПИНРО. – 2016. – 260 с.

Орлов Ю. И. О проблеме акклиматизации промысловых крабов в Баренцевом море / Ю. И. Орлов // Тр. Всесоюз. гидробиол. общ-ва. М. – 1962. – Т. 12. – С. 400 – 409.

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

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

Павлов В. А. Новые данные о крабе–стригуне *Chionoecetes opilio* (Fabricius, 1788) Баренцева моря/ В. А. Павлов // Тез. докл. VII Всерос. конф. по промысловым беспозвоночным (памяти Б. Г. Иванова), М.: Изд-во ВНИРО. – 2006. – С. 109 – 111.

Паленичко З. Г. Распространение и биология креветки *Pandalus borealis* в Баренцевом море/ З. Г. Паленичко // Зоологический журнал. – 1941. – Т. 20. – № 3. – С. 398 – 414.

Паринова Е. Р. Особенности линейного роста самцов краба-стригуна северо-восточного Сахалина, заливов Анива и Терпения/ Е. Р. Паринова // Биол. ресурсы шельфа, их рац. использ. и охрана: Тез. докл. четвертой рег. Конф. молодых ученых

и специалистов Дальнего Востока (23-25 окт. 1989 г.). Владивосток. – 1989. – С. 67 – 68.

Петров К. М. Большие морские экосистемы: принципы построения иерархической системы единиц районирования арктических морей на примере Баренцева моря/ К. М. Петров // Биосфера. – 2009. – Т. 1. – №. 2.– С. 133 – 152.

Переладов М. В. Особенности распределения и поведения камчатского краба на прибрежных мелководьях Баренцева моря/ М. В. Переладов // Камчатский краб в Баренцевом море», под редакцией Беренбойма Б. И. Мурманск, изд-во ПИНРО. – 2003. – С. 130 – 141.

Переладов М. В., Стесько А. В. Особенности распределения и биологии молоди камчатского краба в Баренцевом море// Камчатский краб в Баренцевом море. Изд. 3-е, перераб. и доп. Москва: ФГБНУ «ВНИРО». – 2021. – С. 240 – 261.

Пинчуков М. А. Особенности расселения и динамика запаса камчатского краба в Баренцевом море/ М. А. Пинчуков // Рыб. хоз-во. 2011. – Спец. вып. – С. 65 – 67.

Прокопчук И. П. Ранний онтогенез краба-стригуна опилио/ И. П. Прокопчук, В. А. Павлов, А. С. Гордеева, А. С. Орлова, В. Н. Нестерова / Краб–стригун опилио *Chionoecetes opilio* в Баренцевом и Карских морях. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2016. – С. 111 – 124.

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

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

Рязанова Т. В. Развитие у крабов бактериальных инфекций и газо–пузырьковой болезни вследствие подъема в ловушках/ Рязанова Т. В. // Исследования водных биологических ресурсов Камчатки и северо–западной части Тихого океана. Изд-во КамчатНИРО. – 2009. – Вып. 13. – С. 95 – 100.

Саускан В. И. Экология и биологическая продуктивность океана/ В. И. Саускан // Калининград: Изд-во КГУ. – 1996. – 72 с.

Сенников А. М. Экспериментальный промысел краба в 1994–2000 гг. / А. М. Сенников // Камчатский краб в Баренцевом море (результаты исследований в 1993 – 2000 гг.). Мурманск: Изд-во ПИНРО. – 2001. – С. 134 – 155.

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

Сенников А. М., Близниченко Т. Э. Пути рационального использования запасов исландского гребешка в Баренцевом море/ А. М. Сенников, Т. Э. Близниченко // Экологические проблемы Баренцева моря: сб. науч. тр. – Мурманск: Изд-во ПИНРО. – 1992. – С. 149 – 168.

Сидоров Л. К. О влиянии температуры воды на распределение крабов в районе северных Курильских островов/ Л. К. Сидоров // Труды ВНИРО. – 2019. – №. 175. – С. 20 – 35.

Слизкин А. Г. Распределение крабов–стригунов рода *Chionoecetes* и условия их обитания в северной части Тихого океана/ А. Г. Слизкин // Изв. ТИНРО. – 1982. –Т. 106. – С. 26 – 33.

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

Спиридонов В. А. Ковшовые губы Баренцева моря как модельные объекты изучения динамики прибрежных сообществ с чужеродным камчатским крабом (*Paralithodes camtschaticus*, *Decapoda*, *Lithodidae*)/ В. А. Спиридонов, А. К. Залота, М. В. Переладов, Ю. В. Деартс, А. В. Тиуновс, Т. А. Бритаев //Зоологический журнал. – 2020. – 99. – С. 801 – 818.

Стецько А. В., Манушин И. Е. О распространении камчатского краба в Горле Белого моря/ А. В. Стецько, И. Е. Манушин // Росс. журн. биол. инвазий. – 2017. – № 1. – С. 83 – 87.

Стецько А. В. Оценка приловов камчатского краба на промысле донных рыб в исключительной экономической зоне России в Баренцевом море и эффективности их регулирования/ А. В. Стецько, С. В. Баканев // Вопросы рыболовства. – 2019. – Т. 20. № 2. – С. 192 – 205

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

Столяренко Д. А. Метод сплайн-аппроксимации плотности для оценки запасов по результатам траловых донных съемок на примере креветки *Pandalus borealis* у Шпицбергена / Д. А. Столяренко, Б. Г. Иванов // Морские промысловые беспозвоночные. Сборник научных трудов ВНИРО. – 1988. – С. 45 – 70.

Стрелкова Н. А. Об акклиматизации краба–стригуна опилио в водах Баренцева и Карского морей / Н. А. Стрелкова // Краб–стригун опилио *Chionoecetes opilio* в Баренцевом и Карских морях. Мурманск: Изд-во ПИНРО. – 2016. – С.17 – 34.

Судник С. А. О проблеме определения пола у креветок-гермафродитов (Crustacea, Decapoda, Caridea) / С. А. Судник // Морские биологические исследования: достижения и перспективы: в 3-х т.: Всерос. науч.-практ. конф. с междунар. участием (Севастополь, 19-24.09.2016 г.): материалы. / под общей редакцией А. В. Гаевской. – Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2016. – Т. 1. – 305 – 309 С.

Танцюра А. П. О сезонных изменениях течений Баренцева моря/ А. П. Танцюра // Труды ПИНРО. – 1973. – вып. 34. – С. 108 – 113.

Титов О. В. Теория функционирования экосистемы Баренцева моря: промыслово–океанографические аспекты / О. В. Титов, В. К. Ожигин, Е. В. Гусев [и др.] // Матер. отчет. сессии ПИНРО, посвященной 85-летию института. Мурманск: Изд-во ПИНРО. – 2007. – С.176 – 192.

Титова Г. Д. Биоэкономика – наука устойчивого рыболовства/ Г. Д. Титова // Мурманск: ПИНРО. – 2005. – 44 с.

Турпаева Е.П. Питание и пищевые группировки донных беспозвоночных/ Е.П. Турпаева // Труды ОИАН. – 1953. – т. 7. – С. 259 – 300.

Федосеев В. Я. Длительность и продуктивность сперматогенеза у краба-стригуна опилио *Chionoecetes opilio* (волна сперматогенного эпителия) / В. Я. Федосеев // Мор. промысловые беспозвоноч. : Сб. науч. тр. - М.: ВНИРО. – 1988. – С. 36 – 44.

Федосеев В. Я. Воспроизводство и формирование популяционной структуры у краба-стригуна *Chionoecetes opilio* в дальневосточных морях/ В. Я. Федосеев, А. Г. Слизкин// Морские промысловые беспозвоночные. М.: ВНИРО. – 1988. – С. 24 – 35.

Федотов П. А. Летнее распределение и некоторые особенности биологии промысловых видов крабов северо-западной части Берингова моря/ П. А. Федотов // Природные ресурсы, их современное состояние, охрана, промысловое и техническое использование: мат-лы. – 2013. – С. 221 – 225.

Филина Е. А. Репродуктивная система краба-стригуна опилио в Баренцевом море /Е. А. Филина// Краб–стригун опилио *Chionoecetes opilio* в Баренцевом и Карских морях. – Мурманск: Изд-во ПИНРО, 2016. – С. 100 – 110.

Трофимов А. Г. Численное моделирование циркуляции вод в Баренцевом море/ Трофимов А. Г. // Мурманск: Изд-во ПИНРО. – 2000. – 42 с.

Черниенко И. С. Моделирование динамики запаса колючего краба *Paralithodes brevipes* южных Курильских островов конечно–разностной моделью с запаздыванием/ И. С. Черниенко // Изв. ТИНРО. – 2016. – Т. 185. – С. 1 – 10.

Шевченко В. В. Биоэкономический подход в организации рыболовства (на примере Баренцева моря) / В.В. Шевченко, Ю.М. Лепесевич, В.В. Комличенко// Итоговые документы конференции Акватерра. СПб. – 2005. – С. 339 – 341.

Шевченко В. В. Биоэкономика промышленного рыболовства Баренцева моря/ В. В. Шевченко, В. А. Беляев// 2–е изд. Мурманск: МГТУ. – 2009. – 306 с.

Шиббаев С. В. Формальная теория жизни рыб Ф. И. Баранова и ее роль в развитии рыбохозяйственной науки/ С. В. Шиббаев // Труды ВНИРО. – 2015. Т. 157. – С. 127 – 142.

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

ADF&G. Shellfish Fishing Regulations, 1994–1995. Alaska Department of Fish and Game, Commercial Fisheries Management and Development Division, Juneau, AK. – 1994. – 138 p.

ADF&G 2015-2017 Commercial Fisheries Regulations for King and Tanner Crab Fisheries. Alaska Department of Fish and Game. – 2015 – 169 p.

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

AFWG, Arctic Fisheries Working Group (AFWG). ICES Scientific Reports. 2: 52. – 2020. – 577 p.

Agnew D. J. The potential use of environmental information to manage squid stocks/ D. J. Agnew, J. R. Beddington, S. Hill // Can. J. Fish. Aquatic Sci. 2002. – V. 59. – P. 1851 – 1852.

Angel, J.R. Standardization of nomenclature for animal health risk analysis/ Angel, J.R., Burke, D.L., O'Boyle et al. // Rev. Sci. Tech. O.I.E. – 1994. – V. 12. – P. 1045 – 1053.

Anger K. Salinity as a key parameter in the larval biology of decapod crustaceans/ K. Anger // Invertebr. Reprod. Devel. – 2003. – Vol. 43. – P. 29 – 45.

Anisimova N.A., Lubin P. A. Distribution of the red king crab compared to benthic communities/ N.A. Anisimova, P. A. Lubin // IMR-PINRO Joint Report Series 3/2008. – 2008. – P. 28 – 32.

Annala J.H. Fishery assessment approaches in New Zealand's ITQ system/ J.H. Annala // 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.

Anon. Techniques for biological assessment in fisheries management. Report of the Workshop; Julich, July 17-24, 1991. – 1992. – 63 p.

Anon. Science strategic project on the precautionary approach in Canada. Proceedings of the Second Workshop. Canadian Stock Assessment Proceedings Series. – 2000. – V. 99/41. – 96 p.

Armstrong M. Geostatistics for fish survey data / M. Armstrong, D. Renard, J. Rivoirard, P. Petitgas // Course publicized by ICES, Centre de Geostatistique, Fontainebleau. – 1992. – 89 p.

Arsenault D.J. Ontogenic habitat shifts of the Iceland scallop, *Chlamys islandica* (Muller, 1776), in the northern Gulf of St Lawrence/ D. J. Arsenault, J.H. Himmelman // Can. J. Fish. Aquat. Sci. – 1996. – Vol. 53. – P. 884 – 895.

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

Bakanev S. V. Applying the Bayesian approach in assessment of red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) and northern shrimp (*Pandalus borealis*) stocks in the Barents Sea/ S. V. Bakanev, B. I. Berenboim // 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/ S. V. Bakanev // NAFO SCR Doc. 06/070. – Ser. No. N 5195. – 2006. – 7 p.

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

Barr L. Diel vertical migration of *Pandalus borealis* in Kachamak Bay, Alaska/ L. Barr // J. Fish. Res. Bd. Canada. – 1970. – V.27, No. 4. – P. 669 – 676.

Bayes T. An essay towards solving a problem in the doctrine of chances/ T. Bayes // 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/ J.W. Balsiger // Ph. D. dissertation, University of Washington, Seattle. – 1974. – 47 p.

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

Bentley N. Influence plots and metrics: tools for better understanding fisheries catch-per-unit-effort standardizations/ N. Bentley, T. H. Kendrick, P. J. Starr, P. A. Breen // ICES Journal of Marine Science. – 2012. – V. 69. – P. 84 – 88.

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

Berenboim B. I. The impact of cod on the dynamics of Barents Sea shrimp (*Pandalus borealis*) as determined by multispecies models/ B.I. Berenboim, A.V. Dolgov, V.A. Korzhev et al.// J. Northw. Atl. Fish. Sci. – 2000. – V. 27. – P. 1 – 7.

Berenboim B. I. Red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in the Barents Sea/ B. I. Berenboim, A. M. Hjelset, M. A. Pinchukov, J. H. Sundet// 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.

Berenboim B. I. Effects of oceanographic factors on populational structure of shrimp (*Pandalus borealis*) in the Barents Sea and Spitsbergen area. The effects of oceanographic conditions on distribution and population dynamics of commercial fish stocks in the Barents Sea/ B. I. Berenboim, A.Yu. Lysy // Proceedings of the third Soviet–Norwegian Symposium, Murmansk, 26–28 May 1986, IMR, Bergen, Norway. – 1987. – P. 243 – 250.

Berenboim B. I. Data on the deepwater shrimp (*Pandalus borealis*) fecundity in the Barents Sea/ B. I. Berenboim, G.K. Sheveleva// ICES, C.M. K: 16. – 1989. – 13 p.

Berkeley A. The post-embryonic development of the common pandalids of British Columbia/ A. Berkeley // Contrib. Canadian Biol., N.S. – 1930. – № 6. – P. 79 – 163.

Bishop J. Standardizing fishery-dependent catch and effort data in complex fisheries with technology change/ J. Bishop // Reviews in Fish Biology and Fisheries. – 2006. – V. 16. – P. 21 – 38.

Breivik O. N. Gaussian models to predict historical bycatch in commercial fishery/O. N. Breivik, G. O. Storvik, K. Nedreaas// Fish. Res. 2017. – V. 185. – P. 62 – 72.

Brocken F. A comparison of scallop (*Placopecten magellanicus*) population and community characteristics between fished and unfished areas in Lunenburg county, N.S., Canada/ F. Brocken, E. Kenchington // Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences. – 1999. – P. 22 – 58.

Brosset P. Local environment affecting northern shrimp recruitment: a comparative study of Gulf of St. Lawrence stocks/ P. Brosset, H. Bourdages, M. Blais, M. Scarratt, S. Plourde// ICES Journal of Marine Science. – 2019. – V. 76. – Issue 4. – P. 974 – 986

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

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

Caddy J. Underwater observations on scallop (*Placopecten magellanicus*) behaviour and drag efficiency/ Caddy J. // J. Fish. Res. Bd. Canada. – 1968. – V. 25, № 10. – P. 2123 – 2141.

Caddy J. F. A short review of precautionary reference points and some proposals for their use in data-poor situations/ J. F. Caddy // FAO Fish. Tech. Pap. Rome: FAO. – 1998. – № 379. – 30 p.

Caddy J. F. Current usage of fisheries indicators and reference points, and their potential application to management of fisheries for marine invertebrates/ Caddy J. F. // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. – 2004. – № 61(8). – P. 1307 – 1324.

Caddy J. F. Using an empirical traffic light procedure for monitoring and forecasting in the Gulf of St. Lawrence fishery for the snow crab, *Chionoecetes opilio*/ J. F. Caddy, E. Wade, T. Surette, M. Hebert, M. Moriyasu // Fisheries Research. – 2005. – V. 76, Issue 1. – P. 123 – 145.

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

Clark C. W. Bioeconomic modelling of fisheries management/ C. W. Clark // J. Wiley & Sons, New York. –1985. – 463 p.

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

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

Collie J. S. Estimating king crab (*Paralithodes camtschaticus*) abundance from commercial catch and research survey data/ J. S. Collie, G. H. Kruse // In: Jamieson, G. S., Campbell, A. (Eds.), Proceedings of the North Pacific Symposium on Invertebrate Stock Assessment and Management. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. – 1998. – V. 25. – P. 73 – 83.

Commission takes revised MAGP–IV proposal// World Fish. Rep. – No. 35. – 1997. – 135 p.

Conser, R.J. A DeLury model for scallops incorporating length-based selectivity of the recruiting year-class to the survey gear and partial recruitment to the commercial fishery/ R.J. Conser// Research Document SAW 12/2. Appendix to CRD-91-03,

Northeast Regional Stock Assessment Workshop Report, Woods Hole, MA. – 1991. – 18 p.

Conser, R.J. A modified DeLury model for estimating mortality rates and stocks sizes of American lobster populations/ R.J. Conser, J. Idoine // Research Document SAW 14/7. Appendix to CRD-92-07, Northeast Regional Stock Assessment Workshop Report, Woods Hole, MA. – 1992. – 28 p.

Comeau M. Life history patterns and population fluctuations of snow crab, *Chionoecetes opilio*, in the fjord of Bonne Bay on the west coast of Newfoundland, Canada – from 1983 to 1990/ M. Comeau, G. Conan, G. Robichaud, F. Jones // Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. – 1991. – No. 1817. – 73 p.

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

Cooke J.G. Improvement of fishery-management advice through simulation testing of harvest algorithms/ J.G. Cooke // ICES J. Mar. Sci. – 1999. – V. 56. – P. 797 – 810.

Copes P. A critical review of the individual quota as a device in fisheries management/ P. Copes// Land Economics. – 1986. – V. 62(3). – P. 278 – 291.

Cowx I.G. Review of the methods for estimating fish population size from survey removal data/ I.G. Cowx // Fish. Management. – 1983. – V. 14. – P. 67 – 82.

Cressie N. A. C. The Origins of Kriging/ N. A. C. Cressie // Mathemat. Geol. – 1990. – V. 22. – P. 239 – 252.

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

Dawe E.G. An assessment of Newfoundland and Labrador snow crab in 2000/ E.G. Dawe, H.J. Drew, P.C. Beck et al. // Canad. Sci. Advisory Secretariat. – 2001. – Res. Doc. 2001/087. – 27 p.

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

DeLury D. B. On the estimation of biological populations/ D. B. DeLury // *Biometrics*. – 1947. – V. 3. – P. 145 – 167.

DeLury D. B. On the planning of experiments for the estimation of fish populations/ D. B. DeLury // *J. Fish. Res. Board Can.* – 1951. – V. 8. – P. 281 – 307.

DFO. Reference points consistent with the precautionary approach for snow crab in the southern Gulf of St. Lawrence. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. – 2010. – № 2010/014. – 48 p.

Dufour R. Overview of the distribution and movement of snow crab (*Chionoecetes opilio*) in Atlantic Canada/ R. Dufour // *Proc. Intern. Workshop Snow Crab Biol., Can. MS. Rep. Fish. Aquat. Sci.* – 2005. – P. 75 – 82.

Davis M. L. A production modeling approach to the assessment of the horseshoe crab (*Limulus polyphemus*) population in Delaware Bay/ M. L. Davis, J. Berkson, M. Kelly // *Fishery Bulletin*. – 2006. – № 104 (2). – P. 215 – 225.

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

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

Daly B. Recommended Harvest Strategy for Aleutian Islands Golden King Crab/ B. Daly, M. A. Stichert, M. S. M. Siddeek, J. Zheng, S. J. Martell // *Publ. Fish. Aquat. Sci.* – 1981. – Vol. 58. – 273 p.

Daly, B., Stichert, M. A., Siddeek, M. S. M., Zheng, J., & Martell, S. J. Recommended Harvest Strategy for Aleutian Islands Golden King Crab/ B. Daly, M. A. Stichert, M. S. M. Siddeek, J. Zheng, S. J. Martell // *Alaska Department of Fish and Game, Division of Sport Fish, Research and Technical Services*. – 2019. – 138 p.

Dichmont C.M. A Case Study in Successful Management of a Data-Poor Fishery Using Simple Decision Rules: The Queensland Spanner Crab Fishery/ C.M. Dichmont, I.W. Brown // *Marine and Coastal Fisheries*. – 2010. – № 2. – P. 1 – 13.

Dupont, D.P. Individual transferable vessel quotas and efficient restructuring of the primary harvesting sector/ D.P. Dupont // *Annals of Operations Research*. – 2000. – V. 94. – P. 275 – 294.

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

Ekman S. Zoogeography of the sea. Sidgwick & Jackson, London. – 1953. – 417 p.

Elith J. Species Distribution models: ecological explanation and prediction across space and time/ J. Elith, J.R. Leathwick // *Ann. Rev. Ecology Evolution Systematics*. – 2009. – V. 40. – P. 677 – 697.

Eriksen E. Survey report from the joint Norwegian/Russian ecosystem survey in the Barents Sea, August–September 2012/ E. Eriksen // *Joint IMR/PINRO Report Ser.* – 2012. – 108 p.

Fielding A.H. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/ absence models/ A.H. Fielding, J.F. Bell // *Environ. Conservation*. – 1997. – V. 24. – № 1. – P. 38 – 49.

Fisher R. A. The design of experiments. London: Oliver and Boyd. – 1935. – 252 p.

Fonseca D.B. Longevity and change in shell condition of adult male snow crab inferred from dactyl wear and mark-recapture data/ D.B. Fonseca, B. Sainte-Marie, F. Hazel // *Trans. Am. Fish. Soc.* – 2008. – V. 137. – P. 1029 – 1043.

Gabriel W. L. A Review of Biological Reference Points in the Context of the Precautionary Approach/ W. L. Gabriel, P. M. Mace// *NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-40*. – 1999. – 129 p.

Gavaris S. Use of a multiplicative model to estimate catch rate and effort from commercial data/ S. Gavaris // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* – 1980. – V. 37. – P. 2272 – 2275.

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

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

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

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

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

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

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

Gohin F. Geostatistics applied to fish distribution as derived from acoustic surveys/ F. Gohin //ICES Working Group on Fisheries Science and Technology. – 1985. – 6 p.

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

Green B. Environmental effects on fished lobsters and crabs/ B. Green, C. Gardner, J. Hochmuth et al. // Reviews in Fish Biology and Fisheries. – 2014. –V. 24. – P. 613 – 638.

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

Gulland J. A. Estimation of mortality rates. Annex to Arctic fisheries working group report ICES C.M./1965/D:3/ J.A. Gulland //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/ J.A. Gulland // FAO Man. Fish. Sci. – 1964. – N.4. – 154 p.

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

Hansen H.O. Growth, size- and age-at-maturity of shrimp, *Pandalus borealis*, at Svalbard related to environmental parameters/ H.O. Hansen, M. Aschan// J. Northw. Atl. Fish. Sci. – 2000 – V. 27. – P.83 – 92.

Harley S. J. Is catch-per-unit-effort proportional to abundance?/ S. J. Harley, R. A. Myers, A. Dunn // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. – 2001. – V. 58. – P. 1760 – 1772.

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

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

Hilborn R. Effective fisheries management instrumental in improving fish stock status/ R. Hilborn, R. Amoroso, C. Anderson et al. // Proceedings of the National Academy of Sciences. – 2020. – 117. – P. 2218 – 2224.

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

Hoening J. M. Bayesian and related approaches to fitting surplus production models/ J. M. Hoening, W.G. Warren, M. Stocker // Can J. Fish. Aquatic Sci. – 1994. – V. 51. – P. 1823 – 1831.

Holland D.S. Uncertainty in the Management of Fisheries: Contradictory Implications and a New Approach/ D.S. Holland, G.E. Herrera // Marine Res. Econ. – 2009. – V. 24(3). – P. 289 – 300.

Horsted S. The deep sea prawn (*Pandalus borealis*) in Greenland waters/ S. Horsted, E. Smidt // Medd. Denm. Fisk. Havunder. – 1956. – V.1. – No.11. – 118 p.

Horsted S. Influence of cold waters on the fish and prawn stocks in West Greenland/ S. Horsted, E. Smidt // ICNAF Spec. Publ. – 1965. – No. 6. – P. 199 – 207.

Howarth L. M. The dredge fishery for scallops in the United Kingdom (UK): effects on marine ecosystems and proposals for future management/ L. M. Howarth, B. D. Stewart // University of York. Report to the Sustainable Inshore Fisheries Trust. Marine Ecosystem Management. – 2014. – Report № 5. – 54 p.

Hvingel C. The 2015 assessment of the North Sea/Skagerrak shrimp stock using a Bayesian surplus production model/ C. Hvingel // NAFO SCR Doc. 15/059 Serial No. N6495. – 2015. – 12 p.

Hvingel C. An assessment of the shrimp (*Pandalus borealis*) stock in the Barents Sea/ C. Hvingel // NAFO SCR Doc. 07/76. – 2007. – 16 p.

Hvingel C. Shrimp (*Pandalus borealis*) in the Barents Sea – Stock assessment, 2019/ C. Hvingel // NAFO SCR Doc. 19/054. – 2019. – 16 p.

Hvingel C. Northern shrimp/ C. Hvingel, B.I. Berenboim // The Barents Sea. Ecosystem, Resources, Management / Eds. Jakobsen, T.J., Ozhigin, V.K., Trondheim, Tapir Academic Press. – 2011. – P. 172 – 185.

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

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

FAO. Review of the state of world marine fishery resource// FAO Fish. Tech. Pap. –1994. – V. 335. – 136 p.

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

- FAO. World fisheries: problems and prospects// FAO Committee of Fisheries Document. COFI/95/3Inf. 3. – 1995. – 13 p.
- FAO. Precautionary approach to fisheries. Part 2: Scientific papers. FAO Fish. Tech. Pap. (350/2). –1996. – 210 p.
- FAO. Technical Guidelines for Responsible Fisheries No. 4: Fisheries Management. FAO, Rome. – 1997. – 82 p.
- FAO. Fisheries Technical Paper. No.368. Rome, FAO. – 1998. – 108p.
- FAO. Report of the Workshop on Toolbox for Applying the Ecosystem Approach to Fisheries. Rome, 26–29 February 2008. FAO Fisheries Report. No. 884. Rome, FAO. – 2009. – 52 p.
- Fisheries of the US, 2001. NOAA/National Marine Fisheries Service. USA. – 2001. – 141 p.
- Fournier D.A. A general theory for analysing catch-a-age data/ D.A. Fournier, C. P.Archibald // Can. J. Fish. Aquat. Sci. – 1982. – V. 39. – P. 1195 – 1207.
- Fox W.W. An exponential surplus–yield for optimizing exploited fish populations/ W.W. Fox // Trans. Am. Fish. Soc. – 1970. – V. 99 – P. 80 – 88.
- ICES. Report of the comprehensive fishery evaluation working group//ICES CM 1997/ Assess. – 1997. – V.15. – 140 p.
- 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.
- ICES. Study group on biological reference points for Northeast Arctic cod. Svanhovd, Norway. 13–17 January 2003. ICES CM 2003/ACFM:11. – 2003. – 43 p.

ICES. ICES implementation of advice for data limited stocks in 2012. Report in support of ICES advice. ICES CM2012/ACOM: 68. – 2012 a. – 42 p.

ICES. Report of the workshop to finalize the ICES data-limited stock (DLS) methodologies documentation in an operational form for the 2013 advice season and to make recommendations on target categories for data limited stocks (WKLIFE2). ICES CM 2012/ACOM: 79. – 2012b. – 46 p.

ICES. Report of NAFO/ICES Pandalus Assessment Group Meeting // ICES CM 2015/ACOM: 14. – 2015. – 92 p.

ICES. Report of the second Workshop on Management Plan Evaluation on Northeast Arctic cod and haddock and Barents Sea capelin, 25-28 January 2016, Kirkenes, Norway. ICES CM 2016/ACOM: 47. – 2016. – 76 p.

ICES. Report of the Working Group on Nephrops Surveys (WGNEPS), 6-8 November, Lorient, France, Copenhagen, Denmark: International Council for the Exploration of the Sea (ICES). ICES CM 2018/EOSG:18. – 2018. – 227 p.

ICES. NAFO/ICES Pandalus Assessment Group Meeting, 08 to 13 November 2019 Havforskningsinstituttet (IMR), Tromsø, Norway. ICES CM 2019 /FRSG1:84. – 2019. – 70 p.

ICNAF Redbook: Report of biological surveys subcommittee. Dartmouth. – 1978. – 119 p.

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

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

Jadamec L.S. Biological field techniques for Chionoecetes crabs/ L.S. Jadamec, W.E. Donaldson, P. Cullenberg // Alaska Sea Grant College Program, University of Alaska Fairbanks. – 1999. – 89 p.

Jamieson B.G.M. Phylogeny of the Brachyura (Crustacea, Decapoda): evidence from spermatozoal ultrastructure/ B.G.M. Jamieson, D. Guinot, B. Richer de Forges // In: B.G.M. Jamieson, J. Ausio, J.-L. Justine (eds.). Advances in spermatozoal phylogeny and taxonomy. Mem. Mus. natn. Hist, nat., Paris. – 1995. – V. 166. – P. 265 – 283.

Jensen A.L. Harvest in a fluctuating environment and conservative harvest for the Fox surplus production model/ A.L. Jensen // Ecological Modelling. – 2005. – V. 182. – P. 1 – 9.

Jewett S.C. Habitat suitability index models/ S.C. Jewett, C.P. Onuf// Red king crab. U.S. Fish & Wildl. Ser. Biol. Rep., National Wetlands Research Center, Slidell. Louisiana. – 1988. – V. 82 (10.153). – 34 p.

Jonasson J. Temperature tolerance of Iceland scallop, *Chlamys islandica* (O.F. Müller) under controlled experimental conditions/ J. Jonasson, G. Thorarinsdóttir, H. Eiríksson et al. // Aquaculture Research. – 2004. – V. 35. – P. 1405 – 1414.

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

Karim E. Maximum Sustainable Yield Estimates of Marine Captured Shrimp Fishery of the Bay of Bengal, Bangladesh by Using Surplus Production Model/ E. Karim, L. Qun, S.J. Hasan et al.//Thalassas. – 2020. – 36. – P. 471 – 480.

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

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

King M. Fisheries Biology, Assessment and Management / M. King // Oxford: Blackwell Publishing Ltd. – 2007. – 382 p.

Koeller P. A. A new traffic light assessment for the eastern Scotian shelf shrimp fishery in 2001/ P.A. Koeller, M. Cover, M. King// Canadian Science Advisory Secretariat. – 2002. – 50 p.

Knowler D. A Review of Selected Bioeconomic Models with Environmental Influences in Fisheries/ D. Knowler // *Journal of Bioeconomics*. – 2002. – V. 4. – P. 163 – 181.

Krebs C. J. *Ecological Methodology*/ C. J. Krebs // New York. Addison-Wesley Educational Publ. – 1999. – 620 p.

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

Kruse G. H. Fisheries assessment and management in data-limited situations/ G. H. Kruse, V. F. Gallucci, D. E. Hay et al. // Fairbanks, Alaska: Alaska Sea Grant College Program, University of Alaska Fairbanks. – 2005. – 958 pp.

Kurata H. Larvae of Decapoda Crustace of Hokkaido/ H. Kurata // *Pandalidae*. Bull. Hokkaido Reg. Fish. Res. Lab. – 1964. – V. 28. – P. 23 – 24.

Kuzmin S.A. Distribution of snow crab *Chionoecetes opilio* (Fabricius) in the Barents Sea/ S.A. Kuzmin // *ICES CM 2000/U: 21*. – 2000. – 7 p.

Kuzmin S.A. The first finding of snow crab *Chionoecetes opilio* (Decapoda, Majidae) in the Barents Sea/ S.A. Kuzmin, S.M. Ahtarin, D.T. Menis// *Zool. J.* 1998. V. 77. № 4. P. 489 – 491.

Leslie P. H. An attempt to determine the absolute number of rats on a given area/ P. H. Leslie // *J. Animal Ecology*. – 1939. – V. 8. – P. 94 – 113.

Limits of Oceans and Seas. Special Publication. No. 23. 3rd Edition – Monte-Carlo: International Hydrographic Organization. – 1953. – 42 p.

Loeng H. Features of the physical oceanography of the Barents Sea / H. Loeng// *Polar Research*. – 1991. – Vol. 10 (1). – P. 5 – 18.

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

MacIsaac H. J. Modeling biological invasions of inland waters/ H. J. MacIsaac, L.-M. Herborg, J. R. Muirhead// *Invading Nature – Springer Series in Invasion Ecology*. 2007. – V. 2. – P. 347 – 368.

Hall R. J. Explaining the explosion: modelling hybrid invasions/ R.J. Hall, A. Hastings, D. R. Ayres // *Biological Science*. – 2006. – V. 273 (1592). – P. 1385 – 1389.

J. Madrid-Vera Management for the White Shrimp (*Litopenaeus vannamei*) from the Southeastern Gulf of California through Biomass Models Analysis/ J. Madrid-Vera, D. Herrera, J. Aragón et al. // *Open Journal of Marine Science*. – 2012. – Vol. 2, No. 1. – 8 p.

Maunder M. N. Interpreting catch per unit effort data to assess the status of individual stocks and communities/ M. Maunder, N. Sibert, J. R. Fonteneau et al. // *ICES Journal of Marine Science*. – 2006. – V. 63. – P. 1373 – 1385.

Maunder M.N. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches/ M.N. Maunder, A.E. Punt// *Fisheries Research*. – 2004. – V. 70. – № 2 – 3. – P. 141 – 159.

Maunder M. N. A general framework for integrating environmental time series into stock assessment models: model description, simulation testing, and example/ M. N. Maunder, G. M. Watters // *Fishery Bulletin US*. – 2003. – V. 101. – P. 89 – 99.

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

Matsuura S. Longevity of red king crab/ S. Matsuura, K. Takeshita // *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/ M. K. McAllister, G. P. Kirkwood // *ICES Journal of Marine Science*. – 1998. – V. 55. – P. 1031 – 1060.

McCallum, B. Survey trawl standardization used in groundfish surveys / B. McCallum, S. J. Walsh // *ICES CM, 1995/B: 25*. – 1995 – 13 p.

Mesnil B. The catch-survey analysis (CSA) method of fish stock assessment: an evaluation using simulated data/ B. Mesnil // *Fish. Res.* – 2003 – V. 63. – P. 193 – 212.

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

Mielke P. W. *Permutation Methods: A Distance Function Approach*/ P. W. Mielke, K. J. Berry // *Springer Series in Statistics*. N.Y.: Springer. – 2001. – 446 p.

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

Miller R.J. Effectiveness of crab and lobster traps/ R.J. Miller // *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* – 1990. – V. 47. – P. 1228 – 1251.

Misund O.A. Norwegian fisheries in the Svalbard zone since 1980. Regulations, profitability and warming waters affect landings/ O.A. Misund, K. Heggland, R. Skogseth et al. // *Polar Sci.* – 2016. – V. 10(3). – P. 312 – 322.

Mottley C. M. The statistical analysis of creel census data/ C. M. Mottley // *Trans. Amer. Fish. Soc.* – 1949. – V. 76. – P. 290 – 300.

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

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

Naidu K.S. Estimating mortality rates in the Icelandic scallop/ K.S. Naidu // *J. Shellfish Res.* – 1988. – V. 7. N 1. – P. 61 – 71

Newman D. Current methods for setting catch limits for data-limited fish stocks in the United States/ D. Newman, J. Berkson, L. Suatoni // *Fisheries Research.* – 2015. – V.164. – P. 86 – 93.

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

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

NPFMC. Environmental 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.

NMFS. Environmental Assessment/Regulatory Impact Review for Amendment 44 to the Fishery Management Plan for the Groundfish Fishery of the Bering Sea and Aleutian Islands Area and Amendment 44 to the Fishery Management Plan for the Groundfish Fishery of the Gulf of Alaska to Redefine Acceptable Biological Catch and Overfishing, Appendix B. AKFSC, NMFS. – 1996. – 129 p.

NPFMC. Stock Assessment and Fishery Evaluation Report for the Groundfish Resources of the Gulf of Alaska. Compiled by the Plan Team for the Groundfish Fisheries of the Gulf of Alaska. North Pacific Fishery Management Council. – 2003. – 846 p.

NPFMC. Fishery Management Plan for Bering Sea/Aleutian Islands King and Tanner Crabs. North Pacific Fishery Management Council, Anchorage, AK. – 2011a. – 222 p.

NPFMC. Stock assessment and fishery evaluation report for the king and Tanner crab fisheries of the Bering Sea and Aleutian Islands regions, 2011 Crab SAFE. North Pacific Fishery Management Council, Anchorage, AK. – 2011b. – 677 p.

NPFMC. Introduction. In: Stock Assessment and Fishery Evaluation Report for the King and Tanner Crab Fisheries of the Bering Sea and Aleutian Islands: 2016 Crab SAFE. North Pacific Fishery Management Council. Anchorage, AK. 2016. – P. 1– 40.

Olsen E. The Norwegian ecosystem-based management plan for the Barents Sea/ E. Olsen, H. Gjøsæter, I. Røttingen et al.// ICES J. Mar. Sci. – 2007. – V. 64. – P. 599 – 602.

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

Otto R.S. Management of Alaskan king crab stocks in relation to the possible effects of past policies/ R.S. Otto // *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/ R.S. Otto // *In North Pacific Workshop on Stock Assessment and Management of Invertebrates. Edited by G.S. Jamieson, N. Bourne. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 92. 1986. – P. 83 – 106.*

Ozhigin, V. K. The Eastern Basin Water and currents in the Barents Sea / V. K. Ozhigin, A. G. Trofimov, V. A. Ivshin // *ICES CM. 2000/L:14. – 19 p.*

Parkes G. Use of the Leslie stock depletion model for the assessment of local abundance of Patagonian toothfish (*Dissostichus eleginoides*)/ G. Parkes, C. A. Moreno, G. Pilling et al.// *CCAMLR Sci. – 1996. – V. 3. – P. 55 – 77.*

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/ Patterson K.R. // *Can. J. Fish. Aquat. Sci. 1999. – V. 56. – P. 208 – 221.*

Paul A. J. Mating frequency and variability of stored sperm in the tanner crab *Chionoecetes bairdi* (Brachyura: Majidae)/ A. J. Paul // *J. Crustacean Biol. – 1984. – V. 4. – P. 375 – 381.*

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

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

Pilling G. Assessment and Management of Data-Poor Fisheries/ G. Pilling, P. Apostolaki, P. Failler // *Advances in Fisheries science: 50 years on from Beverton and Holt*. Blackwell Publishing. –2008. – P. 280 – 305.

Polovina J. J. A variable catchability version of the Leslie model with application to an intensive fishing experiment on a multispecies stock/ J. J. Polovina // *Fish. Bull.* – 1986. – V. 84. – P. 423 – 428.

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

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

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

Prager M.H. Targets and Limits for Management of Fisheries/ M.H. Prager, C.E. Porch, K.W. Shertzer // *A Simple Probability-Based Approach*, North American Journal of Fisheries Management. – 2003. – V. 23:2. – P. 349 – 361.

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

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

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

Rasmussen B. On the geographical variation in growth and sexual development of deep-sea prawn (*Pandalus borealis* Kr.)/ B. Rasmussen// *FiskDir. Skr. Ser. HavUnders.* – 1953. – V. 10. – 160 p.

Ricker W. E. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations/ W. E. Ricker // Fish. Res. Board Can., Bull. – 1975. – V. 191. – 382 p.

Quinn T.J. A Length-Based Population Model for Hard-to-Age Invertebrate Populations/ T.J. Quinn, C.T. Turnbull, C. Fu. // Fishery Stock Assessment Models, Alaska Sea Grant College Program Report No. AK-SG-98-01. – University of Alaska Fairbanks. – 1998. – P. 531 – 556.

Rasmussen B. On the geographical variations in growth and sexual development of the deep-sea prawn (*Pandalus borealis*)/ Rasmussen B. // Fiskeridir. Skr. – 1953. – Vol. 10. – No. 3. – 160 p.

Rasmussen B. Fredning of rognreker/ B. Rasmussen // Fiskets Gang. – 1958. – V.27. – P. 357 – 358.

Rasmussen B. The fishery for deep sea prawn in Norway/ B. Rasmussen// Journal of the Marine Biological Association of India. Symposium on Crustacea, Abstracts of Papers. – 1965. – V. 75. – 217 – 218.

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

Reeves, J.E., Marasco, R. An evaluation of alternate management options for the Southeastern Bering Sea king crab fishery/ J.E. Reeves, R. Marasco // NWAFC 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/ Richards F.J. // J. Exp. Bot. – 1959. – V. 10. – P. 290 – 300.

Richards L.J. Model complexity and catch-at-age analysis/ L.J. Richards, J.T. Schnute// Can. J. Fish. Aquat. Sci. – 1998. – V. 55. – P. 949 – 957.

Ricker W.E. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations/ W.E. Ricker // Bull. Fish. Res. Bd. Can. – 1975. – V. 191. – 382 p.

Rosenberg A.A., Restrepo V.R. Uncertainty and risk evaluation in stock assessment advice for U.S. marine fisheries/ A.A. Rosenberg, V.R. Restrepo// *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* – 1994. – V.51. – P. 2715 – 2720.

Ruelas-Peña J. A quantitative approach to shrimp fishery in a marine protected area/ J. Ruelas-Peña, E. Humberto, A.Aragón-Noriega et al. // *Crustaceana*. – 2012. – V. 85, no. 2. – P. 139 – 150.

Russel F.S. Some theoretical considerations on the “overfishing” problem/ F.S. Russel // *J. Cons. Intern. Explor. Mer.* – 1931. – V.6. – P. 3 – 27.

Sainte-Marie B. Growth and maturation of the benthic stages of male snow crab, *Chionoecetes opilio* (Brachyura: Majidae)/ Sainte-Marie B., Raymond S., Brethes J.-C. // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* – 1995. – Vol. 52. – P. 903 – 924.

Schaefer M.B. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries/M.B. Schaefer // *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm.* – 1954. V. 1. – P. 25 – 56.

Schaefer M.B. A study of the dynamics of the fishery for yellowfin tuna in the eastern tropical Pacific Ocean/ Schaefer M.B. // *Bull. Inter-Am. Trop. Tuna Comm.* – 1957. – V. 1. – P. 25 – 56.

Seber G. A. F. *The Estimation of Animal Abundance*. London: Griffin. – 1973. – 506 p.

Shepherd J.G. A versatile new stock-recruitment relationship for fisheries and the construction of sustainable yield curves/ J.G. Shepherd // *J. Cons. Int. Explor. Mer.* – 1982. – V. 40 (1). – P. 67 – 75.

Sherman K. Toward ecosystem-based management (EBM) of the world's large marine ecosystems during climate change/ K. Sherman // *Environmental Development*. – 2014. –V. 11. – P. 43 – 66.

Shigesada N., K. Kawasaki. *Biological Invasions: Theory and Practice* (Oxford Series in Ecology & Evolution). Oxford University Press, USA. – 1997. – 224 p.

Scheaffer, R., Mendenhall III, W., Ott, R. L. *Elementary survey sampling*, Fifth Edition. Duxbury Press. – 1996. – 582 p.

Schnute J.T. A General Framework for Developing Sequential Fisheries Models / J.T. Schnute // *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* – 1994. – Vol. 51. – P. 1676 – 1688.

Schnute J.T., Boers N.M., Haigh R. PBS mapping 2.70.3: user's guide revised from Canadian technical report of fisheries and aquatic sciences. – 2017. – 43 p.

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.

Siddeek M. S. M. Evaluating the parameters of a MSY control rule for the Bristol Bay, Alaska, stock of red king crabs/ M. S. M. Siddeek, J. Zheng // *ICES Journal of Marine Science.* – 2007. – V. 64, Issue 5. – P. 995 – 1005.

Acoustic survey design and analysis procedure: a comprehensive review of current practice / E.J. Simmonds, N.J. Williamson, F. Gerlotto, A. Aglen // *ICES Cooperative Research Report.* – 1992. – V. 187. – 127 p.

Skuladottir U. Size at sexual maturity of female northern shrimp (*Pandalus borealis*) in the Denmark Strait 1985 – 1993 and a comparison with the nearest Icelandic shrimp population/ U. Skuladottir// *J. Northw. Atl. Fish. Sci.* – 1998. – V. 24. – P. 27 – 37.

Skuladottir U. Defining populations of northern shrimp, *Pandalus borealis*, in Icelandic waters using the maximum length and maturity ogive of females/ U. Skuladottir // *Rit Fiskideildar.* – 1999. – V. 16. – P. 247 – 262.

Smidt E. Deep sea prawn and the prawn fishery in Greenland waters/ E. Smidt // *Rapp. et. P.-V. Reun. Cons. Int. Explor. Mer.* – 1965. – V. 156. – P.100 – 104.

Smidt E. *Pandalus borealis* in Greenland waters: it's fishery and biology/ E. Smidt // *FAO Fishery Report.* – 1969. – No. 57. – P. 893 – 901.

Smith M.T., Addison J.T. Methods for stock assessment of crustacean fisheries/ M.T. Smith, J.T. Addison// Fisheries Research. – 2003. – V.65. – 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/ B. Spiess // Pacific Fish. – 1998. – V. XIX. – N 11. – 84 p.

Steiner F. M. Combined modelling of distribution and niche in invasion biology : a case study of two invasive Tetramorium ant species/ F. M. Steiner , B. C. Schlick-Steiner , J. Vanderwal// Diversity and distributions. – 2008. – V. 14. – P. 538 – 545.

Stevens B.G. King crabs of the world: biology and fisheries management. Boca Raton: CRC Press. – 2014. – 636 p.

Stocker M. Surplus production model analysis of crab (*Cancer magister* Dana) fisheries of British Columbia, Canada/ M. Stocker, T.H. Butler // Fisheries Research. – 1990. – V. 9. – P. 231 – 254.

Strand Ø. The molluscan fisheries and culture of Norway/ Ø. Strand, J.H. Vølstad// NOAA Tech. Report NMFS 129. US Department of Commerce. – 1997. – P. 7 – 24.

Study Group on Biological Reference Points for Northeast Arctic Cod. Svanhovd, Norway. 13-17 January 2003. ICES CM 2003/ACFM: 11. – 2003. – 43 p.

Sullivan P. J. A catch-at-length analysis that incorporate a stochastic model of growth/ P. J. Sullivan, H. L. Lai, V. F. Gallucci// Can. J. Fish. Aquat. Sci. – 1990. – V. 47. – 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/ J. H. Sundet // IMR/PINRO. – 2008. – P. 6 – 11.

Sundet J. H. The snow crab (*Chionoecetes opilio*) in the Barents Sea/ J. H. Sundet// Report from the Workshop: Workshop on King and Snow Crabs in the Barents Sea, Tromsø. – 2014. – № 18. – P. 52 – 55.

Sundet J. H. Migration and migration patterns of red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in the southern Barents Sea, Varanger Area/ J. H. Sundet, S. A. Kuzmin,

A. M. Hjelset et al. // Crabs in cold water regions: Biology, Management and Economics. Fairbanks, Alaska : University of Alaska Sea Grant. – 2000. – P. 342 – 356.

Sundet J. H., Pinchukov M. A. Red king crab in. Jakobsen, T. *et al.* (Ed.) The Barents Sea: Ecosystem, resources, management - Half a century of Russian-Norwegian cooperation. Tapir Academic Press: Trondheim. – 2011. – P. 160 – 167.

Teigsmark G. Populations of the deep-sea shrimp (*Pandalus borealis* Krøyer) in the Barents Sea/ G. Teigsmark // Fiskedir. Skr. Ser. HavUnders. – 1983. – V. 17. – P. 377 – 430.

Thiaw M. A surplus production model including environmental effects: Application to the Senegalese white shrimp stocks/ M. Thiaw, D. Gascuel, D. Jouffre// Progress in Oceanography. – 2009. – V. 83. – P. 351 – 360.

Thompson G. G. The evolution of precautionary approaches to fisheries management, with focus on the United States/ G. Thompson, P. M. Mace // NAFO SCR Doc. 97/26. –1997. – 19 p.

Tremblay M. J. Snow Crab (*Chionoecetes opilio*) Distribution Limits and Abundance Trends on the Scotian Shelf/ M. J. Tremblay // J. Northw. Atl. Fish. Sci. – 1997. – V. 21. – P. 7 – 22

Tremblay I. Swimming performance, metabolic rates, and their correlates in the Iceland scallop, *Chlamys islandica*/ I. Tremblay, H.E. Guderley, M. Frechette //Physiol Biochem Zool. – 2006. – V. 79. – P.1046 – 1057.

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.

UNCED. Convention on Biological Diversity// United Nations Conference on Environment and Development, United Nations Environment Programme (UNEP). – 1992. – 52 p.

UNCLOS. United Nations Convention on the Law of the Sea. art.119. – 1982. – 208 p.

Urias R. Stock assessment of jumbo squid *Dosidicus gigas* in northwest Mexico/ R. Urias, G. Rivera, F. Martinez// Latin American Journal of Aquatic Research. – 2018. – 46. – P. 330 – 336.

Van Engel W. A. Factors affecting the distribution and abundance of the blue crab in Chesapeake Bay/ W. A. Van Engel// VIMS Books and Book Chapters. – 1987. – 94 p.

Variability and management of large marine ecosystem / Ed. K. Sherman, L. M. Alexander // AAAS Selected Symposium 99. – Boulder, CO: Westview Press Inc. – 1986. – 319 p.

Veale L. Effects of long-term physical disturbance by commercial scallop fishing on subtidal epifaunal assemblages and habitats/ L. Veale, A. Hill, S. Hawkins, A. Brand// Marine Biol. – 2000. – V. 137. – P. 325 – 337.

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

Warren D.L., Seifert S.N., Ecological niche modeling in MaxEnt: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria/ D. L. Warren, S. N. Seifert// Ecol. Appl. – 2011. – V. 21. – P. 335 – 342.

Watson J. Maturity, mating and egg laying in the spider crab, *Chionoecetes opilio* / J. Watson // J. Fish. Res. Board Can. – 1970. – Vol. 27. – P. 1607 – 1616.

WCED (World Commission on Environment and Development). Our Common Future. Oxford University Press, Oxford. – 1987. – 300 p.

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

WGSCALLOP. Report of the Scallop Assessment Working Group (WGScallop), 10–12 October 2018, York, UK. ICES CM 2018/EPDSG:13. – 2018. – 52 p.

WGSCALLOP. Scallop Assessment Working Group (WGSCALLOP). ICES Scientific Reports. 1:90. – 2019. – 31 p.

Wilens J.E. Limited entry licensing: A retrospective assessment/ J.E. Wilens // Marine Resource Economics. – 1988. – V. 5. – P. 313 – 324.

Venables W. GLMs, GAMs and GLMMs: an overview of theory for applications in fisheries research/ W.Venables, C. M. Dichmont // Fisheries Research. – 2004. – V. 70. – P. 315 – 333.

WSSD. Report of the World Summit on Sustainable Development, Johannesburg, South Africa, 26 August – 4 September 2002 (WSSD). – 2002. – 170 p.

Yamasaki A. Operations and issues in bottom trawl fishery off Kyoto Prefecture/ Yamasaki A., Kuwahara A. // Suisan no Kenkyu (Fisheries Researches). – 1991. – 55. – P. 109 – 114 (In Japanese).

Ye Y., D. Dennis How reliable are the abundance indices derived from commercial catch–effort standardization? / Y. Ye, D. Dennis // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. – 2009. – V. 66. – P. 1169 – 1178.

Yoshida H. On the reproduction of useful crabs in North Korea (II)/ H. Yoshida // Suisan Kenkyushi. – 1941. – № 36. – P. 116 – 121.

Young I. A. G. Application of depletion methods to estimate stock size in the squid *Loligo forbesi* in Scottish waters (UK)/ I. A. G. Young, G. J. Pierce, H. I. Daly et al. // Fish. Res. – 2004. – V. 69. – P. 211 – 227.

Yue L. Stock Assessment Using the LBB Method for *Portunus trituberculatus* Collected from the Yangtze Estuary in China/ L. Yue, Y. Wang, H. Zhang et al. // Appl. Sci. – 2021. – V. 11. – 342 p.

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

Zheng J. Application of a Catch-Survey Analysis to Blue King Crab Stocks Near Pribilof and St. Matthew Islands// J. Zheng, M.C. Murphy, G.H. Kruse // Alaska Fishery Research Bulletin. – 1997a. – № 4 (1). – P.62 – 74.

Zheng J. Analysis of the harvest strategies for red king crab, *Paralithodes camtschaticus*, in Bristol Bay, Alaska/ J. Zheng, M.C. Murphy, G.H. Kruse // Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. – 1997b. – 54. – P. 1121 – 1134.

Zheng J. Bristol Bay Red King Crab Stock Assessment in Spring 2015/J. Zheng, M.S.M. Siddeek // Alaska Department of Fish and Game. – 2015. – 130pp.

Zheng J. Bristol Bay Red king crab stock assessment in fall 2018/ Zheng J., Siddeek M.S.M. // Alaska Department of Fish and Game Division of Commercial Fisheries. 2018. – 132 p.

Zolotarev P.N. Population density and size structure of sea stars on beds of Iceland scallop, *Chlamys islandica*, in the southern Barents Sea/ Zolotarev P.N.// Sarsia. – 2002. – V. 87, № 1. – P. 91 – 95.