

МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ

УДК 639.28.053.7(268.45)
EDN WNPEAY

DOI: 10.36038/0234-2774-2026-27-2-127-160

**РЕВИЗИЯ БИОЛОГИЧЕСКИХ ОРИЕНТИРОВ КАМЧАТСКОГО
КРАБА И КРАБА-СТРИГУНА ОПИЛИО В РОССИЙСКИХ
ВОДАХ БАРЕНЦЕВА МОРЯ: УЧЕТ ПРОСТРАНСТВЕННОЙ
НЕОДНОРОДНОСТИ, АККЛИМАТИЗАЦИОННОЙ
ПРИРОДЫ И НЕОПРЕДЕЛЕННОСТИ ОЦЕНОК**

© 2026 г. С.В. Баканев (spin: 9140-2907), А.В. Стецько (spin: 9681-1670)

Полярный филиал ГНЦ РФ ФГБНУ «ВНИРО»
(«ПИНРО» им. Н.М. Книповича), Россия, Мурманск, 183038
E-mail: bakanev@pinro.vniro.ru

Поступила в редакцию 6.03.2026 г.

Представлены результаты ревизии биологических ориентиров управления запасами камчатского краба (*Paralithodes camtschaticus*) и краба-стригуна опилио (*Chionoecetes opilio*) в российской исключительной экономической зоне Баренцева моря. Работа выполнена на основе официальных рядов вылова и индексов относительной численности за период 1994–2025 гг. (для камчатского краба) и 2004–2025 гг. (для краба-стригуна опилио). С применением байесовской стохастической продукционной модели Шефера, реализованной в пакете JABBA, выполнены ретроспективная оценка динамики запасов, анализ чувствительности к априорным распределениям параметров и прогнозное моделирование при различных сценариях изъятия. Особое внимание уделено методологическим проблемам, возникающим при оценке акклиматизированных запасов: невыполнению условия о начальном равновесном состоянии, недостаточному контрасту временных рядов, необходимости различения глобальной и эффективной емкости среды. Установлено, что наблюдаемое с 2020 г. снижение промысловой биомассы обоих видов отражает завершение фазы акклиматизационной вспышки и переход к новому динамическому равновесию. Получены новые оценки референтных точек: для камчатского краба $MSY = 13,7$ тыс. т, $B_{lr} = 91$ тыс. т, $B_{lim} = 27$ тыс. т, $F_{lr} = 0,15$; для краба-стригуна опилио $MSY = 17,7$ тыс. т, $B_{lr} = 116$ тыс. т, $B_{lim} = 35$ тыс. т, $F_{lr} = 0,15$. Прогнозные сценарии до 2035 г. показывают, что превышение годового вылова 14 тыс. т для камчатского краба и 18 тыс. т для краба-стригуна опилио сопровождается ростом риска падения запаса ниже целевого ориентира. Наилучший баланс между уровнем изъятия и сохранением запаса обеспечивает динамическое правило регулирования промысла с обратной связью по биомассе.

Ключевые слова: камчатский краб, краб-стригун опилио, Баренцево море, продукционная модель, JABBA, ориентиры управления, акклиматизация, пространственная неоднородность, байесовский анализ, MSY.

ВВЕДЕНИЕ

Нормативная база управления запасами водных биологических ресурсов в Российской Федерации предусматривает два уровня регулирования периодичности пересмотра ориентиров управления. На общеотраслевом уровне Приказ Росрыболовства от 06.02.2015 № 104 «О представлении материалов, обосновывающих общие допустимые уловы водных

биологических ресурсов...» (Приложение 1 к Приложению, п. 8) устанавливает императивное требование: «По мере накопления новой информации ориентиры управления и, следовательно, определяемое ими правило регулирования промысла, должны пересматриваться не реже, чем один раз в 5 лет». Данная норма распространяется на все виды водных биологических ресурсов, в отношении которых

устанавливается общий допустимый улов (ОДУ), включая приоритетные объекты промысла, к которым отнесены камчатский краб и краб-стригун опилио. На видовом уровне «Правила регулирования промысла приоритетных видов крабов и крабоидов» (Приказ ФГБНУ «ВНИРО» № 81 от 10.04.2023) конкретизируют процедуру пересмотра, указывая, что он осуществляется при наличии устойчивых изменений в динамике индексов запаса, подтвержденных длительными рядами наблюдений, либо при существенном пополнении информационной базы, позволяющем уточнить ранее установленные параметры.

Таким образом, два нормативных документа формируют взаимодополняющую систему: Приказ № 104 задает минимальную периодичность обязательного пересмотра (не реже одного раза в 5 лет), а Правила регулирования промысла крабов определяют содержательные критерии, при наличии которых пересмотр является обоснованным. Для камчатского краба и краба-стригуна опилио в Баренцевом море последний пересмотр ориентиров был выполнен в 2020 г. Следовательно, к 2025 г. истек пятилетний срок, установленный Приказом № 104, что само по себе создает формальное основание для ревизии. Одновременно за прошедший период накоплены содержательные основания для пересмотра: получены новые данные специализированных съемок, зафиксировано устойчивое снижение индексов запасов, не отмечено появления высокоурожайных поколений, а ретроспективный анализ выявил систематическое завышение действующих ориентиров, установленных на пике акклиматизационной волны. В совокупности формальные и содержательные основания обусловили проведение в 2026 г. первого за шестилетний период комплексного пересмотра ориентиров управления для обоих видов, направленного на повышение консервативности подходов к управлению в условиях растущей неопределенности оценок и необходимости пересмотра парадигмы продукционного подхода к управлению запа-

сами промысловых беспозвоночных, акклиматизированных в Баренцевом море.

История установления ориентиров управления запасами крабов в Баренцевом море отражает эволюцию методологического подхода к оценке запасов и адаптацию к акклиматизационным волнам динамики промысловой части группировки и меняющимся условиям промысла. Для камчатского краба первые ориентиры были определены в 2006 г. (Баканев, 2011) в рамках апробации различных модельных подходов к управлению искусственно созданной промысловой группировкой (табл. 1). В 2016 г. ориентиры были пересмотрены в сторону снижения на основе анализа промысловой статистики с 2005 г. с применением продукционной модели Шеффера в программном пакете «Combi» (Бабаян и др., 2018). Следующая корректировка произошла в 2020 г., когда ориентиры были существенно повышены после получения нового ряда данных траловых съемок 2017–2020 гг., показавших рекордный рост индексов запаса до 146–185 тыс. т.

Для краба-стригуна опилио в Баренцевом море управленческие ориентиры были впервые определены в 2020 г. в рамках общего пересмотра подходов к управлению запасами приоритетных видов крабов и крабоидов. Расчет параметров осуществлялся на основе стохастической продукционной модели, использующей данные траловых экосистемных съемок за период 2004–2020 гг., с применением поправочного коэффициента уловистости, равного 0,17. В связи с рекордным увеличением численности группировки на пике акклиматизационной волны промысловая биомасса краба-стригуна опилио достигла высоких значений – порядка 400–500 тыс. т, что позволило рекомендовать ежегодный вылов на уровне 50–80 тыс. т (при MSY , равном 53,4 тыс. т (табл. 1). Эти показатели сопоставимы с продуктивностью крупнейшей атлантической группировки данного вида у побережья Канады, где объемы годовой добычи могут превышать 100 тыс. т.

Таблица 1. Оценка основных параметров и ориентиров управления запасов камчатского краба и краба-стригуна опилио Баренцева моря в 2006–2026 гг.

Вид	Период	K , тыс. т	B_{tr} , тыс. т.	B_{lim} , тыс. т.	F_{tr}	MSY , тыс. т	Источник
Камчатский краб	2006	141,3	73,8	27	0,25	18,6	Баканев, 2011
	2017–2019	128	64	19	0,17	10,88	Правила регулирования промыслом приоритетных видов крабов и крабоидов в 2016 г.
	2020–2026	298	149	45	0,16	23,8	Правила регулирования промыслом приоритетных видов крабов и крабоидов в 2020, 2023 гг.
	2026	181,4	91	27	0,15	13,7	Настоящее исследование
Краб-стригун опилио	2020–2026	640	356	107	0,15	53,4	Правила регулирования промыслом приоритетных видов крабов и крабоидов в 2020, 2023 гг.
	2026	232,5	116	35	0,15	17,7	Настоящее исследование

Оценка ориентиров управления в 2020 г., выполненная на основе данных акклиматизационной вспышки численности и появления сверхплотных промысловых скоплений, которые отмечались как для запасов камчатского краба, так и для краба-стригуна опилио по данным научно-исследовательских съемок и производительности промысла в 2018–2020 гг., была осуществлена на фоне оптимистических ожиданий дальнейшей экспансии этих видов в процессе их натурализации в Баренцевом море. В настоящее время оценка динамики промысловых запасов показала, что в 2017–2020 гг. их величина находилась на максимальном уровне (рис. 1). В последующие годы (2021–2026 гг.) наблюдалось постепенное снижение как индексов запасов, рассчитанных по съемкам, так и производительности лова при промысле этих видов. При этом не отмечалось ни появления высокоурожайных поколений, которые регистрировались ранее, ни существенного расширения промысловых скоплений на новые акватории в ходе акклиматизации.

Наблюдаемая динамика акклиматизированных группировок крабов в Баренцевом

море в начале XXI в. находит объяснение в рамках теории акклиматизации А.Ф. Карпевич (Анисимова, 2003; Карпевич, 1998), в частности ее третьего этапа, для которого типичен резкий рост численности при достижении благоприятных условий. Следует оговорить, что данная теория разрабатывалась преимущественно на материалах интродукции в замкнутые и полузамкнутые водоемы, и ее прямой перенос на динамику вселения в открытые морские экосистемы требует осторожности. Тем не менее общая этапность процесса – от начального закрепления через вспышку численности к стабилизации – находит эмпирическое подтверждение в наблюдаемой динамике крабов Баренцева моря. Согласно этой теории при наличии достаточного количества пищи и жизненного пространства, а также в отсутствие значительной конкуренции и хищничества со стороны представителей местной фауны сформировавшаяся независимая и конкурентоспособная группировка, как правило, переходит к III этапу акклиматизации, который характеризуется резким увеличением скорости роста численности. При этом

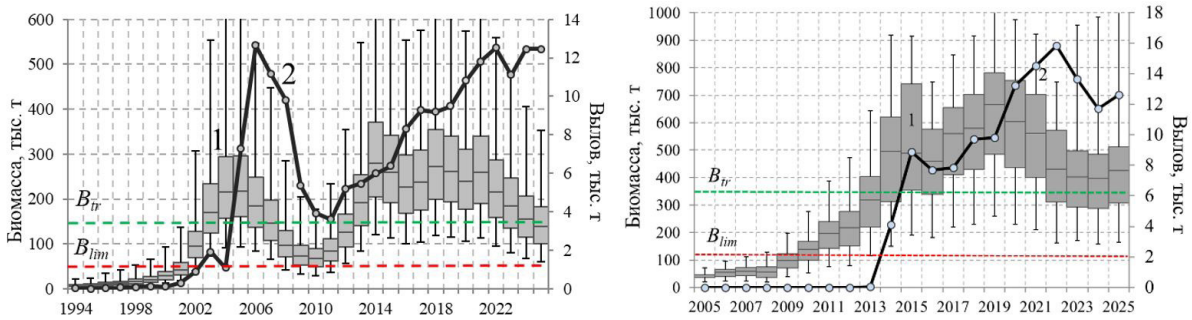


Рис. 1. Биомасса промыслового запаса камчатского краба (слева) и краба-стригуна опилио (справа): 1 – диапазон квартилей с медианой (планки погрешностей – 95%-ный доверительный интервал); 2 – вылов в ИЭЗ России Баренцева моря в 1994–2025 гг.

общая биомасса вида может существенно превышать некоторую пороговую численность, определяемую емкостью среды.

Подобное превышение расчетной емкости среды (параметра K) не является исключительной особенностью акклиматизационных процессов. В природных группировках, включая аборигенные, периодически наблюдаются вспышки численности, приводящие к временному превышению среднесрочного равновесного уровня. Классическими примерами служат появление сверхурожайных (доминирующих) поколений у многих видов пелагических рыб, когда в результате сочетания исключительно благоприятных условий воспроизводства и нагула биомасса на один-два порядка превышает среднемноголетние значения (Baumgartner et al., 1992; Cury et al., 2000). Кроме того, долгосрочные климатические сдвиги, потепление вод, изменение кормовой базы или снижение давления со стороны хищников могут повышать реальную емкость среды, тогда как модель использует исторически оцененный K . Существенную роль может также играть промысловое воздействие: интенсивный вылов способен снижать внутривидовую конкуренцию, что приводит к увеличению продуктивности группировки и временному превышению ранее оцененной K .

Как при акклиматизационной вспышке (III этап), так и при вспышках иного генезиса за фазой резкого роста неизбежно следует

фаза снижения численности (IV этап теории А.Ф. Карпевич, 1998). Это снижение может происходить как относительно резко – из-за истощения ресурсов или эпизоотии, – так и постепенно, через серию затухающих колебаний. В конечном итоге при отсутствии сильного внешнего пресса система стремится к некоему новому равновесному состоянию, которое может как соответствовать, так и отличаться от исходных оценок емкости среды.

По всей видимости, динамика запасов камчатского краба и краба-стригуна опилио в Баренцевом море в период 2000–2020 гг. отражала именно такую акклиматизационную вспышку (а в случае с камчатским крабом – две вспышки, разделенные периодом локального перелома в 2007–2009 гг.), на гребне которой и были определены многие ключевые ориентиры управления, в том числе оценка общей емкости среды (K) и производных от нее величин (B_{MSY} , B_{lim}). Текущее снижение промысловой биомассы может сигнализировать о вступлении группировки в фазу стабилизации или регулируемого снижения к новому равновесному уровню. В этой связи существующие оценки популяционных параметров, особенно завышенная в период пика численности оценка K , требуют критического пересмотра. Использование ориентиров, рассчитанных на основе параметров, характерных для фазы вспышки, применительно к управлению группировкой в фазе стабилизации или снижения несет в себе риск неверной оценки допусти-

мого изъятия и может привести к нерациональной эксплуатации ресурса. Необходимость разграничения общей емкости среды всего ареала и эффективной емкости районов, фактически доступных для промысла, концептуально близка к понятию «доступного запаса», развиваемому в современной отечественной методологии оценки запасов крабов (Буяновский и др., 2023). Таким образом, актуализация параметров производственных моделей на основе современных данных о динамике численности и биомассы является насущной задачей для обеспечения долгосрочной устойчивости крабовых промыслов в регионе.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДИКА

В работе использованы официальные временные ряды вылова и индексов относительной численности камчатского краба и краба-стригуна опилио в исключительной экономической зоне (ИЭЗ) России в Баренцевом море за периоды 1994–2025 г. и 2004–2025 гг. соответственно (Приложение 1; Приложение 2). Официальная промысловая статистика по обоим видам получена из отраслевой системы мониторинга и верифицирована по судовым суточным донесениям (ССД). Следует оговорить, что исторические данные о вылове камчатского краба до 2007–2008 гг. могут содержать систематическое занижение вследствие незаконного, несообщаемого и нерегулируемого (ННН) промысла. В диссертационной работе (Баканев, 2011) этот вопрос был проанализирован подробно: показано, что недоучтенное изъятие в период ННН-промысла не меняет качественной картины динамики запаса и частично компенсируется через выбор консервативного априорного распределения для параметра начального истощения ψ (см. раздел 2.3).

Использовались три независимых индекса обилия камчатского краба. Оценки промысловой биомассы (CSA-индекс), полученные с помощью стохастической когортной модели «catch survey analysis» за 1994–2012 гг.

(Баканев, 2008). Модель CSA разделяет учтенную в ходе съемок часть запаса на функциональные группы (пререкруты, рекруты, промысловая часть) и восстанавливает их численность через уравнения баланса с учетом промысловой смертности и линьки (Zheng et al., 1997). Стандартизированный улов на единицу промыслового усилия (CPUE) за 2006–2025 гг., рассчитанный по данным отраслевой системы мониторинга промыслового флота (Баканев, 2019). Стандартизация выполнена методом обобщенных линейных моделей (GLM) с учетом эффектов года, района промысла, орудия лова и судна; результирующий индекс отражает относительное обилие в промысловой части ареала. Индекс биомассы промысловой части запаса по специализированной траловой съемке НИС «Профессор Бойко» за 2017–2025 гг. (Баканев, 2025). Съемка выполняется по стратифицированному случайному дизайну на стандартных станциях. Три индекса нормированы на соответствующие среднемноголетние значения, так что среднее значение каждого ряда равно единице; это обеспечивает сопоставимость шкал при совместном использовании индексов в модели.

Использовались два независимых индекса обилия краба-стригуна опилио. Стандартизированный CPUE промысловых судов за 2013–2025 гг., рассчитанный аналогично описанному выше для камчатского краба. Индекс обилия по данным Баренцевоморской экосистемной съемки (BESS) за 2004–2018 гг., выполнявшейся на российско-норвежских судах тралом Campelen-1800 (Eriksen et al., 2018). Оба индекса нормированы на соответствующие среднемноголетние значения, так что среднее значение каждого ряда равно единице – это обеспечивает сопоставимость шкал при совместном использовании индексов в модели.

Для расчета стандартных ошибок всех индексов принят коэффициент вариации $CV = 0,2$. Данное значение соответствует среднему уровню неопределенности, харак-

Таблица 2. Априорные распределения параметров модели JABBA

Параметр	Распределение	Камчатский краб	Краб-стригун опилио
r	Логнормальное	медиана 0,3; CV = 0,5	медиана 0,3; CV = 0,5
K	Логнормальное	медиана 220; CV = 0,2	медиана 300; CV = 0,3
psi	Логнормальное	медиана 0,17; CV = 0,5	медиана 0,17; CV = 0,5
$1/tau^2$	Гамма	$\alpha = 0,01; \beta = 0,001$	$\alpha = 0,01; \beta = 0,001$

терному для результатов траловых съемок и стандартизированного CPUE в промысловых исследованиях Баренцева моря (Eriksen et al., 2018; Баканев, 2019), и задается непосредственно в модели JABBA в качестве меры точности наблюдений (Winker et al., 2018).

Способность временных рядов информировать о параметрах продукционной модели – прежде всего о емкости среды K – оценивалась путем анализа перекрестной корреляции между годовым выловом и каждым индексом обилия (Haddon, 2020). Логика проверки состоит в следующем: если вылов снижает биомассу, то последующие индексы должны быть ниже предшествующих – то есть индекс в год t должен отрицательно коррелировать с выловом в год $t - k$ ($k > 0$). Устойчивая отрицательная корреляция на отрицательных лагах свидетельствует о наличии контраста в данных и возможности независимой идентификации K . Отсутствие такой связи указывает на то, что K неидентифицируема без информативных априорных распределений.

Расчет коэффициентов корреляции Пирсона выполнялся в среде R версии 4.4.2 с использованием функции `scf()`. Статистическая значимость отклонений от нуля определялась при 95%-ном доверительном интервале ($\pm 2/\sqrt{n}$), где n – длина перекрывающегося ряда для каждой пары «вылов – индекс».

Оценка состояния запасов выполнена с помощью стохастической продукционной модели Шефера, реализованной в байесовском фреймворке JABBA (Just Another Bayesian Biomass Assessment; (Winker et al., 2018)). Выбор модели Шефера (симметричная про-

дукционная кривая, $n = 2$) обусловлен необходимостью минимизации числа оцениваемых параметров в условиях коротких временных рядов и отсутствия контраста (Kokkalis et al., 2024).

Априорные распределения параметров заданы с учетом биологических ограничений и необходимости компенсации неидентифицируемости абсолютной шкалы запаса в условиях акклиматизационных всплесков численности (табл. 2). Ниже приведено обоснование каждого прайера.

Внутренняя скорость роста r . Априорное распределение выбрано логнормальным с медианой 0,3 и CV = 0,5 для обоих видов. Данное значение опирается на предшествующий опыт применения продукционных моделей к крабам Баренцева моря (Баканев, 2011; Hjelset et al., 2024, 2025) и соответствует типичному диапазону оценок r для долгоживущих декапод умеренных и высоких широт. Широкий CV = 0,5 позволяет данным существенно корректировать априорное распределение.

Емкость среды K . Для K использовано логнормальное распределение. Медиана прайера откалибрована таким образом, чтобы апостериорная оценка биомассы в последние 5 лет (2021–2025 гг.), когда наблюдается стабилизация запасов, соответствовала уровню, близкому к B_{MSY} при наблюдаемых выловах. Такая калибровка является осознанным управленческим решением, компенсирующим неидентифицируемость K в отсутствие контраста, и опирается на принцип равновесного допущения (equilibrium assumption): если запас при стабильном вылове демонстри-

рует стабильную биомассу, то он, вероятно, находится вблизи равновесия, и при данном уровне изъятия биомасса примерно соответствует B_{MSY} . Это стандартная логика байесовской калибровки при информативных прайерах (McAllister, Kirkwood, 1998). CV для K установлен равным 0,2–0,3: более жесткий для камчатского краба (0,2), поскольку имеется более длинный ряд оценок CSA, и более мягкий для опилио (0,3). Установленные медианы: 220 тыс. т для камчатского краба и 300 тыс. т для опилио.

Начальное истощение $\psi = B_1/K$. Использован информативный, но осторожный прайер с медианой 0,17 и CV = 0,5 для обоих видов. Значение отражает документально подтвержденную низкую биомассу в начале коммерческого освоения запасов: в 1994 г. для камчатского краба и в 2004 г. для опилио. Широкий CV = 0,5 допускает существенные отклонения от медианы в обе стороны.

Дисперсия ошибок процесса $1/\tau^2$. Задана через гамма-распределение с параметрами формы $\alpha = 0,01$ и масштаба $\beta = 0,001$, что соответствует слабоинформативному (диффузному) прайеру и позволяет данным определять стохастичность траектории биомассы.

Апостериорные распределения параметров получены методом Марковских цепей Монте-Карло (MCMC) с использованием алгоритма Гиббса, встроенного в пакет JABBA. Суть метода состоит в следующем: вместо нахождения единственной точечной оценки параметров алгоритм строит цепь случайных значений, стационарное распределение которой совпадает с искомым апостериорным распределением. На каждом шаге цепи каждый параметр обновляется путем выборки из его условного распределения при фиксированных значениях всех остальных параметров. После достаточно длительного «разогрева» (burn-in), в течение которого цепь забывает начальные значения, получаемые значения можно рассматривать как выборку из совместного апостериорного распределения (Gilks et al., 1996; Congdon, 2001).

Для каждого вида выполнено по две независимые цепи длиной 50 000 итераций. Период разогрева (burn-in) составил 10 000 итераций, прореживание (thinning) – каждые 5 итераций. Это обеспечило эффективный размер выборки не менее 4 000 для всех оцениваемых параметров, что является достаточным для надежной оценки апостериорных распределений (Spiegelhalter et al., 2000).

Сходимость цепей оценивалась по нескольким критериям. Основным служил диагностический показатель \hat{R} (Gelman–Rubin), который сравнивает дисперсию внутри цепи с дисперсией между цепями: значение $\hat{R} < 1,01$ свидетельствует о достижении сходимости (Gelman et al., 1992). Дополнительно проводился визуальный анализ трасс параметров (трейс-плоты) и анализ автокорреляционных функций: хорошо перемешанные цепи должны выглядеть как «белый шум», а автокорреляция – быстро убывать. При наличии признаков медленного перемешивания или неполной сходимости для отдельных параметров применялось увеличение периода прореживания.

Ориентиры управления и референтные точки максимального устойчивого вылова (MSY), биомассы, соответствующей MSY (B_{MSY} или B_{tr}), и промысловой смертности (F_{MSY} или F_{tr}) вычислены из апостериорных распределений параметров:

$$MSY = rK/4, \quad B_{tr} \text{ или } B_{MSY} = K/2, \quad F_{tr} \text{ или } F_{MSY} = r/2.$$

Граничный ориентир по биомассе (B_{lim}) установлен на уровне $0,3B_{MSY}$, что соответствует распространенной в международной практике предосторожной границе (ICES, 2021).

Для оценки чувствительности параметра K , т.е. степени влияния априорного распределения K на апостериорные оценки выполнен сценарный анализ. Для камчатского краба проведены три прогона модели с фиксированным CV = 0,2 и медианами априорного K равными 200, 300 и 500 тыс. т. Сравнивались апостериорные распределения K , MSY , B_{MSY}

и траектории относительных показателей B/B_{MSY} и F/F_{MSY} .

Десятилетний прогноз динамики запасов (2026–2035 гг.) выполнен для семи сценариев управления:

- фиксированный годовой вылов (12, 14, 16, 18 тыс. т для обоих видов);
- фиксированный уровень промысловой смертности (текущий $F_{current}$, F_{MSY} , мораторий $F = 0$);
- динамическое правило регулирования промысла (ПРП) с обратной связью по биомассе.

Стохастический прогноз реализован методом Монте-Карло: из совместного апостериорного распределения параметров случайным образом извлекалось 160 000 векторов, для каждого из которых моделировалась детерминированная траектория при заданном сценарии изъятия с добавлением логнормального процесса ошибки с дисперсией σ^2 . Для каждого года и сценария рассчитывались медианные значения биомассы (B) и промысловой смертности (F), их 50%, 80% и 95% байесовские доверительные интервалы, а также вероятности:

- $P(B < B_{MSY})$ – риск падения запаса ниже уровня, обеспечивающего MSY ;
- $P(B < 0,3B_{MSY})$ – риск падения запаса ниже граничного ориентира;
- $P(F > F_{MSY})$ – риск превышения целевой промысловой смертности.

Динамическое правило регулирования промысла (ПРП) сформулировано в виде трехзональной функции (Баканев, 2016):

$$F_t = \begin{cases} F_{MSY}, & \text{если } B_t > B_{MSY}; \\ F_{MSY}(B_t - 0,3B_{MSY}) / (B_{MSY} - 0,3B_{MSY}), & \text{если } 0,3B_{MSY} < B_t \leq B_{MSY}; \\ 0, & \text{если } B_t \leq 0,3B_{MSY}. \end{cases}$$

Соответствующий вылов в году t рассчитывается как $C_t = F_{tx} B_t$. Данное правило соответствует предосторожному подходу и требованиям «Правил регулирования промысла приоритетных видов крабов и крабоидов» (Приказ ФГБНУ «ВНИРО» № 81 от 10.04.2023).

Все расчеты выполнены в среде R версии 4.4.2 с использованием пакетов JABBA (Winker et al., 2018), ggplot2, dplyr, tidyr, gridExtra. Визуализация результатов осуществлена в виде многопанельных рисунков, включающих динамику биомассы и промысловой смертности, фазовые диаграммы Кобе, производственные кривые и вероятностные диаграммы рисков.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Промысел и управление запасами крабов в Баренцевом море: ретроспективный анализ (1993–2025 гг.)

Промысел камчатского краба в Баренцевом море был открыт в 1994 г. по решению 22-й сессии Совместной российско-норвежской комиссии по рыболовству, хотя отдельные пробные рейсы с добычей краба фиксировались уже в конце 1993 г. в водах обеих стран. Первоначально промысел осуществлялся в приграничных районах Варангер-фьорда в осенне-зимний период: российский флот концентрировался в юго-западной части своей ИЭЗ, норвежский – преимущественно в прибрежных фьордах Финнмарка.

С 1998 г. российский промысел перешел на использование крупных краболов-процессоров, что позволило освоить открытые мелководья юго-востока Баренцева моря и существенно расширить географию добычи. К началу 2000-х гг. часть флота вышла за пределы территориального моря, что повлекло резкий рост ежегодного вылова. В 2004 г. в России начался широкомасштабный промышленный лов, и к середине 2000-х гг. российские уловы многократно превысили норвежские – прежде всего вследствие различий в рельефе и доступности угодий: в российском секторе крабом быстро осваивались обширные мелководья, тогда как норвежский промысел оставался сосредоточенным во фьордах и велся маломерным флотом.

Следует особо оговорить, что в период примерно с 2002 по 2007–2008 гг. в российской

части Баренцева моря был широко распространен незаконный, несообщаемый и нерегулируемый (ННН) промысел, вследствие чего официальная промысловая статистика за этот период систематически занижала реальные объемы изъятия. По экспертным оценкам, незарегистрированный вылов мог в отдельные годы сопоставляться с официальным или превышать его (Баканев, 2011). Введение обязательного таможенного оформления уловов за рубежом и усиление контроля на море позволило практически полностью ликвидировать ННН-промысел к 2008–2009 гг. Начиная с 2010 г. официальная статистика считается репрезентативной.

С 2011 г. Норвегия ввела зональную систему управления промыслом камчатского краба для сдерживания его расселения на запад, тогда как Россия применяла классическую систему общего допустимого улова (ОДУ). К 2020–2025 гг. российский ежегодный вылов стабилизировался на уровне 10–12 тыс. т, существенно превышая норвежские показатели (1–2 тыс. т), что определяется как разницей в доступных акваториях, так и различными управленческими стратегиями двух стран (рис. 2, Приложение 1).

Промысел краба-стригуна опилено в Баренцевом море начался в 2012 г. в его открытой части (ОЧБМ), где первоначально работали испанские и норвежские суда. К 2013 г. к промыслу присоединились российские суда, а к 2014 г. флот пополнился судами других государств; российский вылов достиг значительных объемов (4–9 тыс. т). В 2016 г. стороны договорились о совместном регулировании добычи в ОЧБМ; одновременно был введен режим ОДУ в российской ИЭЗ. С 2017 г. российский промысел сместился в восточные районы моря, демонстрируя устойчивый рост вылова. К 2023–2025 гг. ежегодный вылов обеих стран стабилизировался на уровне 10–15 тыс. т каждой, демонстрируя паритетное участие в эксплуатации ресурса, что существенно отличает эту ситуацию от выражен-

ной диспропорции в промысле камчатского краба (рис. 2, Приложение 1).

Оценка состояния и управление запасами промысловых крабов в Баренцевом море осуществляются Россией и Норвегией независимо в пределах национальных юрисдикций. Несмотря на то, что обе страны эксплуатируют биологически смежные группировки крабов, методические подходы к оценке запасов, определению ориентиров управления и стратегии промысла имеют как существенные общие черты, так и заметные различия.

Общие черты. Обе страны применяют стохастические продукционные модели с байесовской оценкой параметров, использующие в качестве входных данных индексы траловых и ловушечных съемок, а также стандартизированный CPUE. Системы управления обеих стран включают целевой (B_{tr} или B_{MSY}) и граничный (B_{lim}) ориентиры по биомассе, а также целевой показатель промысловой смертности (F_{tr} или F_{MSY}). В основе обеих систем лежит принцип предосторожного управления: при снижении запаса ниже целевого уровня интенсивность промысла автоматически уменьшается пропорционально степени истощения. Применяются аналогичные технические меры регулирования: запрет лова самок и установление минимального промыслового размера для самцов, а также сезонные ограничения для защиты краба в периоды линьки и размножения.

Различия. Минимальный промысловый размер самцов камчатского краба составляет 130 мм по длине карапакса в Норвегии и 150 мм по ширине карапакса в России. Норвегия формально разрешает вылов самок в незначительных объемах, тогда как в России существует прямой запрет, закрепленный в Правилах рыболовства. Норвегия применяет зональную систему управления с жесткими географическими ограничениями для сдерживания расселения камчатского краба, тогда как Россия не использует пространственного зонирования в управлении промыслом этого вида. Наконец, методология

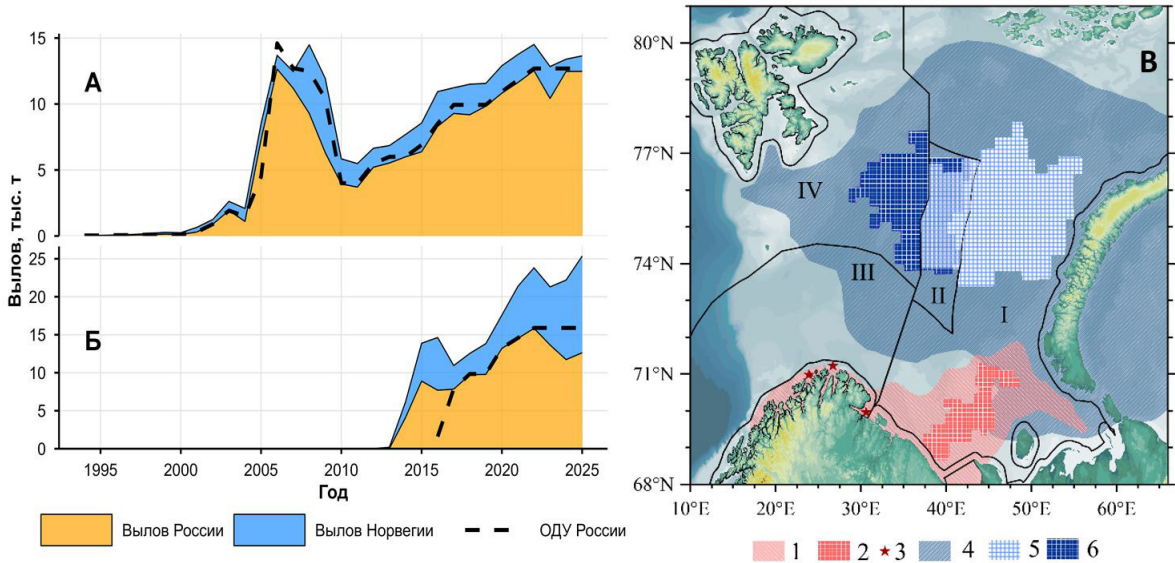


Рис. 2. Динамика российского и норвежского вылова камчатского краба (А) и краба стригуна опилио (Б), а также география (В) их распределения и промысла в 1994–2025 гг. в Баренцевом море (I – ИЭЗ России, II – Открытая часть Баренцева моря (ОЧБМ), III – ИЭЗ Норвегии, IV – район арх. Шпицберген, 1 – распределение камчатского краба, 2 – российский промысел камчатского краба, 3 – норвежский промысел камчатского краба 4 – распределение краба-стригуна опилио, 5 – российский промысел краба-стригуна опилио, 6 – норвежский промысел краба-стригуна опилио).

оценки запасов в двух странах различается как в части применяемых моделей, так и в части используемых индексов обилия и значений ключевых параметров, в том числе оценок емкости среды K .

Применение продукционных моделей к группировкам крабов Баренцева моря сопряжено с рядом методологических ограничений, обусловленных как спецификой динамики акклиматизированных видов, так и трансграничным характером их распределения.

Нарушение предпосылки стационарности. Фундаментальное допущение продукционной модели Шефера о квазиравновесном состоянии запаса в начале ряда наблюдений заведомо не выполняется для акклиматизирующейся группировки: после интродукции биомасса минимальна и в последующие десятилетия претерпевает нелинейный рост с выраженными акклиматизационными волнами. Это нарушает предпосылки стационарности, заложенные в классической модели Шефера, и приводит к смещенным оценкам емкости среды K .

Проблема отсутствия контраста.

Относительно короткие временные ряды не позволяют наблюдать полный цикл «промысловое давление – депрессия запаса – восстановление», поскольку фаза активного промысла совпала с фазой естественного роста группировки. В этих условиях параметры r и K плохо идентифицируются по данным, а их оценки сильно зависят от априорных распределений.

Трансграничный характер запасов и независимость национальных оценок. Независимая оценка запасов в пределах национальных юрисдикций приводит к искусственному разделению единой биологической группировки на две модельные субпопуляции с различными оценками K и r . Для краба-стригуна опилио, имеющего широкое распределение по всему Баренцеву морю, это несоответствие наиболее значимо. Для камчатского краба трансграничный обмен особями менее интенсивен и локализован преимущественно в районе Варангер-фьорда (Стецько, 2024), что несколько смягчает данное ограничение.

Вместе с тем, с практической управленческой точки зрения, использование локальных оценок емкости среды для каждой национальной юрисдикции может быть оправдано при малоподвижных объектах промысла, каковыми являются крабы: пространственная гетерогенность распределения, различия в условиях среды и интенсивности промысла по секторам делают локальные оценки релевантными для целей национального управления.

Проблема ННН-промысла и качества исторических данных. Как отмечено выше, данные о вылове камчатского краба в российской ИЭЗ до 2008–2009 гг. содержат систематическое занижение вследствие ННН-промысла. Этот факт учтен при формировании информативного, но осторожного априорного распределения для параметра начального истощения $\psi = B_1/K$: консервативный выбор медианы ψ частично компенсирует неопределенность, связанную с недоучтенным историческим изъятием.

Указанные ограничения не делают продукционный подход неприменимым, однако определяют необходимость тщательного выбора априорных распределений, регулярной проверки чувствительности результатов к их спецификации и осторожной интерпретации абсолютных оценок емкости среды. Именно эти вопросы составляют методологическое ядро настоящей работы и рассматриваются в последующих разделах.

Методологические проблемы применения продукционных моделей к акклиматизированным запасам крабов: нестационарность, контраст данных и пространственная структура

Несмотря на наличие общих методологических принципов, применение продукционных моделей для оценки состояния запасов трансграничных акклиматизированных видов промысловых беспозвоночных в Баренцевом море (камчатского краба и краба-стригуна опилио) сопряжено с рядом принципиальных трудностей, отличающих эти объекты от большинства аборигенных

популяций, для которых данные модели исходно разрабатывались.

Классическая теория продукционных моделей (Schaefer, 1954; Pella, Tomlinson, 1969) постулирует, что ретроспективный анализ популяционной динамики корректно начинать с момента, когда промысловое воздействие отсутствовало, а биомасса находилась в равновесном состоянии, соответствующем емкости среды (K). Эта предпосылка (далее – «условие $B_0 \approx K$ ») является фундаментальной для идентификации абсолютной шкалы запаса, поскольку в модели параметры K и r коррелированы, и именно начальный уровень биомассы задает референцию для оценки продуктивности.

Для акклиматизированных видов, таких как камчатский краб и краб-стригун опилио в Баренцевом море, данное условие заведомо невыполнимо. В момент интродукции для камчатского краба и инвазии для опилио (1960-е гг. и 1990-е гг., соответственно) биомасса была близка к нулю. Начало доступных временных рядов (1994 г. и 2004 г., соответственно) приходится не на равновесное состояние, а на фазу экспоненциального роста и пространственной экспансии (акклиматизационная волна, III этап по А.Ф. Карпевич, 1998). Игнорирование этого исторического контекста приводит к систематическому смещению оценок: модели, предполагающие $B_0 \approx K$, «вынуждены» завышать емкость среды, чтобы компенсировать крутой восходящий тренд, наблюдаемый в начале рядов данных. Как следствие, все производные ориентиры управления (B_{MSY} , B_{lim} , MSY) оказываются смещенными вверх, формируя иллюзию высокой продуктивности и устойчивости запаса в начальный период их существования.

Современные реализации продукционных моделей – Stochastic surplus Production model in Continuous Time (SPiCT; Pedersen, Berg, 2017) и Just Another Bayesian Biomass Assessment (JABBA; Winker et al., 2018) – предлагают механизм преодоления недостатка информации о начальном состоянии

через включение априорного распределения (прайера) для параметра начального истощения запаса. В SPiCT параметр начальной биомассы выражается как отношение B_0/K и задается пользователем через два значения: математическое ожидание (mean) и стандартное отклонение (CV) на лог-нормальной шкале. Модель включает этот прайер в виде штрафа к функции правдоподобия (опция `ini$logBoverK`). Технически SPiCT не требует обязательного задания этого прайера, однако в условиях отсутствия «контраста в данных» или при коротких рядах без него модель часто не сходится, либо оценки K становятся нереалистично высокими.

В JABBA прайор для B_0/K является обязательным элементом, поскольку модель реализована полностью в байесовском фреймворке. JABBA использует лог-нормальное распределение: $B_0/K \sim \log N(\mu, \sigma)$. Значение $\mu=0,9$ (т.е. ожидаемое истощение 10%) соответствует сценарию «слабообловленный запас», $\mu=0,5$ – «умеренно обловленный», $\mu=0,2$ – «истощенный». Выбор того или иного прайера кардинально влияет на оценку абсолютной шкалы биомассы, тогда как относительные показатели (B/B_{MSY}) проявляют значительно большую робастность (Kokkalis et al., 2024).

Для акклиматизированных запасов, проходящих фазы роста, пика и стабилизации, емкость среды (K) не является стационарной характеристикой. На начальном этапе инвазии экологические ниши избыточны, конкуренция минимальна, и «эффективная» емкость среды может быть существенно выше долгосрочной равновесной. По мере заполнения ареала и наступления IV этапа (стабилизация или флуктуация) фактическая поддерживающая емкость снижается до некоторого устойчивого уровня. Строгое моделирование такого процесса потребовало бы задания сценария, с изменяющейся, во времени K , что технически реализуемо в расширениях SPiCT и JABBA. Однако данный подход сопряжен с рядом принципиальных ограничений.

Рост неопределенности. Введение дополнительных параметров, описывающих траекторию изменения K , требует либо сверхинформативных прайеров, либо очень длинных и контрастных временных рядов. В условиях 20–25 лет наблюдений добавление точек перегиба функции $K(t)$ приводит к неидентифицируемости модели: параметры r , $K(t)$ и начальное истощение становятся неотделимы друг от друга.

Сложность верификации. Отсутствие независимых абиотических или биоэкологических предикторов для параметризации изменений K (например, долгосрочных рядов по кормовой базе или площади пригодных местообитаний) делает любую форму функции $K(t)$ умозрительной, а получаемые ориентиры – неverifiedируемыми.

Нарушение принципа управленческой стабильности. Ориентиры управления, которые пересматриваются не только из-за накопления новых данных, но и из-за смены модельной концепции (стационарная K vs. нестационарная K), создают неприемлемо высокую волатильность в системах долгосрочного планирования промысла.

В связи с этим в международной практике (ICES, 2023; Kokkalis et al., 2024) для управленческих целей принят консервативный компромиссный подход: несмотря на заведомо немотонную динамику емкости среды в исторической ретроспективе, в качестве единой рабочей гипотезы принимается модель со стационарным K , а неопределенность начального состояния учитывается исключительно через априорное распределение B_0/K , смещенное в сторону низких значений. Иными словами, мы осознанно выбираем «смещенную», но идентифицируемую и стабильную модель, признавая, что абсолютные оценки K и MSY являются «эффективными» параметрами, отражающими среднюю продуктивность за период наблюдений, а не биологическую константу.

Многочисленные симуляционные исследования (в т.ч. представленные в Kokkalis et al., 2024) показывают, что:

Абсолютные оценки B , K и F критически зависят от выбора приора B_0/K . Завышение ожидаемого априорного значения (например, 0,9 вместо 0,4) в условиях акклиматизационного роста может завесить оценку современной биомассы на 30–50%.

Относительные оценки (B/B_{MSY} , F/F_{MSY}) значительно устойчивее. Ошибка в прайере начального истощения в основном влияет на масштаб, но не на тренд и не на статус запаса относительно целевых ориентиров.

Исходя из этого, для акклиматизированных запасов крабов Баренцева моря наиболее обоснованной стратегией является:

Использование информативного, но осторожного прайера для B_0/K на уровне 0,01–0,2 (высокое начальное истощение, т.е. крайне малая биомасса в начале ряда). Это соответствует историческим данным об отсутствии запаса до интродукции.

Фиксация стандартного отклонения на уровне, не препятствующем идентификации ($CV \approx 0,5–0,6$), что позволяет данным «корректировать» оценку, если контраст в рядах все же достаточен.

Обязательным этапом работы является проведение сценарного анализа с альтернативными априорными распределениями (например, для параметра начального истощения используются значения 0,1, 0,3 и 0,5). Если при этом оценки состояния запаса и, как следствие, управленческие решения (объем ОДУ) существенно различаются между сценариями, это служит индикатором неприемлемо высокой неопределенности, обусловленной недостатком информации в данных (Kokkalis et al., 2024). В таких случаях применение стандартного подхода к формированию рекомендаций может быть небезопасным. Следуя принципам предосторожного подхода, необходимо учитывать эту неопределенность при выработке итоговой рекомендации. В частности, при использовании правил регулирования промысла, основанных на целевой промысловой смертности (F_{MSY}), результирующее значение рекомендуемого вылова извлекается не

из точечных оценок, а из прогнозного распределения возможных уловов, соответствующих F_{MSY} при текущем состоянии запаса. Для запасов с высокой неопределенностью и низкой продуктивностью стандартный 35-й перцентиль этого распределения заменяется более консервативным 15-м перцентилем, что позволяет снизить риск превышения целевых и граничных ориентиров (ICES, 2023).

Принятая в настоящей ревизии оценка начального истощения (прайер B_0/K в районе 0,17) является, таким образом, не просто технической настройкой, а осознанным управленческим решением, направленным на компенсацию систематического смещения, неизбежно возникающего при экстраполяции продукционной модели на акклиматизационную волну.

Еще одной важной особенностью, принципиально ограничивающей применимость классических продукционных моделей к акклиматизированным запасам крабов, является проблема недостаточного контраста в доступных временных рядах. Понятие контраста является фундаментальным для возможности идентификации параметров продукционных моделей и, в более широком смысле, для оценки способности наблюдаемых данных информировать о динамике запаса в ответ на промысловое воздействие (Hilborn and Walters, 1992; Haddon, 2020). Под контрастом понимается наличие во временном ряду наблюдений существенно различающихся уровней промыслового усилия (или вылова) и, как следствие, биомассы запаса. Только при наличии такого диапазона состояний – от высокого обилия при низком давлении промысла до низкого обилия при интенсивной эксплуатации – модель имеет возможность оценить форму продукционной кривой, в частности, ее максимум (MSY) и асимптоту (емкость среды K).

В математической формулировке проблема отсутствия контраста эквивалентна проблеме идентифицируемости параметров. Параметры r и K коррелированы, и,

если наблюдения покрывают лишь узкий сегмент кривой зависимости продукции от биомассы (например, только участок вблизи K или только участок вблизи B_{MSY}), поверхность правдоподобия становится плоской, а градиенты – незначимыми. В таких ситуациях модель либо не сходится, либо дает оценки, практически полностью определяемые априорными распределениями, а не данными (Kokkalis et al., 2024).

Классическим критерием наличия контраста и, одновременно, проверки адекватности индекса относительной численности является анализ перекрестной корреляции (cross-correlation) между рядами ежегодного вылова и CPUE. Данный подход, детально описанный в литературе по количественным методам в рыболовстве (Haddon, 2020), базируется на следующей логике: в эксплуатируемой популяции увеличение вылова (или промыслового усилия) с некоторым временным лагом должно приводить к снижению запаса и, соответственно, к снижению CPUE. И наоборот, сокращение вылова создает предпосылки для восстановления биомассы и роста CPUE. Следовательно, наличие статистически значимой отрицательной корреляции между выловом в год t и CPUE в год $t+k$ (где $k = 1, 2, 3 \dots$ лет лага) является необходимым, хотя и недостаточным, условием того, что временные ряды несут в себе сигнал о плотностно-зависимых процессах.

В современных статистических пакетах, в частности в среде R, реализация данного теста осуществляется с помощью функции `ccf()`, которая рассчитывает коэффициенты корреляции Пирсона между двумя временными рядами при различных сдвигах (лагах) и отображает доверительные интервалы, позволяя оценить статистическую достоверность отклонений от нуля. Важно подчеркнуть, что для акклиматизированных запасов в фазе роста положительная автокорреляция в рядах, обусловленная трендом, часто маскирует отрицательную связь; корректное применение `ccf()` требует предварительного

устранения трендов (например, через взятие первых разностей или анализ отклонений от подобранной модели). Тем не менее, даже при такой обработке, если запасы находятся в фазе многолетнего экспоненциального роста, а промысел развивается синхронно с ростом запаса, классическая отрицательная обратная связь «вылов – CPUE» может не проявляться на статистически значимом уровне на протяжении десятилетий.

Именно такая ситуация сложилась в управлении запасами камчатского краба Баренцева моря в период с 2004 по 2020 гг. Наложение акклиматизационной волны и синхронного с ней расширения промысла привело к тому, что наблюдаемый тренд CPUE отражал не столько реакцию запаса на изъятие, сколько общую продуктивность осваиваемой экосистемы и эффект «ловли на подъеме» (fishing up the biomass; Stergiou, Tsikliras, 2011). В результате временные ряды, формально достаточные по длине, обладают крайне низким контрастом в части, критически важной для идентификации параметра K . Пиковые оценки биомассы, достигнутые в 2017–2020 гг., были восприняты моделями как равновесное состояние вокруг K , что привело к завышению емкости среды и, как следствие, всех производных ориентиров управления. Последствия отсутствия контраста в системе «вылов – CPUE» не ограничиваются лишь смещением абсолютных оценок; они также маскируют истинные риски перелова, создавая иллюзию устойчивости запаса и формируя у управляющих органов ложное чувство безопасности.

Для количественной оценки степени контраста в доступных временных рядах и ее влияния на идентифицируемость параметров продукционной модели был выполнен эксперимент в байесовском статистическом фреймворке. В качестве исходных данных использованы официальные временные ряды вылова камчатского краба в российской исключительной экономической зоне Баренцева моря за период 1994–2025 гг. (рис. 3). На панелях

1А–1В представлены кросс-корреляционные функции между годовыми уловами и каждым из трех индексов обилия. Для индекса CSA (1А, $n = 19$) статистически значимые положительные корреляции наблюдаются на лагах 0, +1, +2, +3, +4 года; отрицательные лаги (–10...–1) ни при одном значении сдвига не достигают 95% доверительного интервала ($2/\sqrt{19} = 0,46$). Для индекса CPUE (1Б, $n = 20$) картина принципиально иная: значимые положительные корреляции фиксируются на лагах +1...+6 лет, тогда как на отрицательных лагах значимость достигается лишь на лагах –3...–5 лет. Это свидетельствует о запаздывающей реакции индекса на изменение вылова, однако коэффициент корреляции на отрицательных лагах не превышает –0,65, а для лагов, превышающих 5 лет, корреляция вновь становится незначимой. Для индекса SURVEY (1В, $n = 10$) значимые отрицательные корреляции присутствуют только на лагах –1 и 0, что объясняется синхронностью съемки и промыслового сезона, однако уже на лаге –2 корреляция теряет значимость. Таким образом, ни один из трех индексов не демонстрирует устойчивой, статистически достоверной отрицательной корреляции на отрицательных лагах, которая являлась бы необходимым индикатором плотностно-зависимого эффекта промысла. Напротив, преобладание положительных корреляций на положительных лагах указывает на то, что рост уловов систематически опережает рост индексов обилия, что характерно для фазы освоения растущего запаса («ловля на подъеме») и отсутствия контраста, необходимого для идентификации параметра K .

Для анализа чувствительности абсолютной шкалы запаса к априорным предположениям о емкости среды были выполнены три модельных прогона, в которых априорное распределение K задавалось логнормальным с фиксированным коэффициентом вариации 0,2, а медиана распределения последовательно принимала значения 200, 300 и 500 тыс. т. (рис. 3, панели 2А–2В). Данный диапазон охватывает область от консервативных оце-

нок (200 тыс. т) до значений, близких к оценкам верхней границы 50%-ного доверительного интервала в 2014–2020 г. (рис. 1) и далее до уровня, превышающего исторический пик траловой съемки (500 тыс. т), что позволяет проследить доминирование априорной информации над сигналом данных в условиях недостаточного контраста. Панели 2А–2В демонстрируют сравнение априорных и апостериорных распределений емкости среды K для трех сценариев чувствительности. Во всех трех случаях наблюдается выраженное смещение апостериорной медианы вниз относительно априорной: для сценария с априорной медианой 200 тыс. т апостериорная медиана составляет 163,5 тыс. т (95% ДИ: 111,3–243,6); для априорной медианы 300 тыс. т – 243,9 тыс. т (166,4–359,2); для априорной медианы 500 тыс. т – 420,1 тыс. т (286,8–608,7). Критически важным является то, что апостериорные распределения практически не перекрываются между сценариями: 95% доверительный интервал для сценария с $K_{prior} = 200$ тыс. т полностью лежит ниже медианы сценария с $K_{prior} = 300$ тыс. т, аналогично для пары 300 и 500 тыс. т. Это однозначно указывает на то, что входные данные не содержат достаточной информации для независимой оценки абсолютной шкалы запаса, и результирующая оценка K определяется почти исключительно априорным распределением, смещаясь в сторону нижней границы области, допустимой априорными ограничениями. Аналогичная зависимость от априорных предположений, хотя и не показана на рисунке в явном виде, справедлива для параметров r и начального уровня истощения (B_0): вариация априорной медианы K приводит к пропорциональному смещению апостериорных оценок B_{MSY} и MSY , тогда как относительные показатели (B/B_{MSY} , F/F_{MSY}) демонстрируют существенно большую устойчивость.

Панель 3А (рис. 3) отражает динамику абсолютной биомассы запаса B (тыс. т) за весь период наблюдений. Независимо от выбора априорной медианы K , модельные траектории

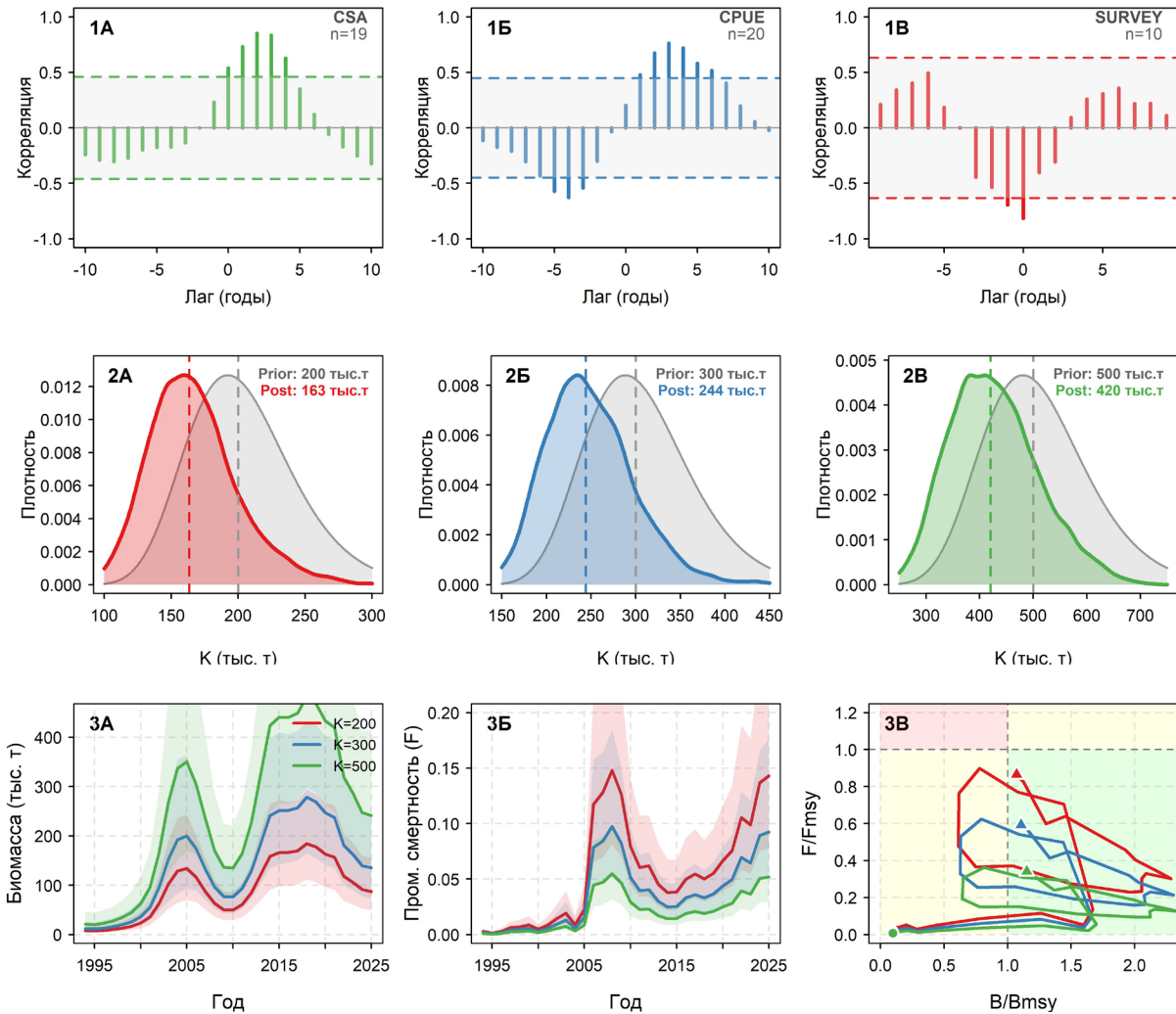


Рис. 3. Результаты байесовской оценки запаса камчатского краба по продукционной модели Шефера (JABBA) с анализом чувствительности к априорному заданию емкости среды K : 1А–1В – кросс-корреляция вылова с индексами обилия (CSA, CPUE, SURVEY); пунктир – 95% доверительный интервал; 2А–2В – априорные (серый) и апостериорные (цвет) распределения K при медианах 200, 300 и 500 тыс. т ($CV=0,2$); 3А–3В – динамика биомассы B , промысловой смертности F и фазовая диаграмма Кобе для трех сценариев при априорном значении, равным 200, 300 и 500 тыс. т.

качественно согласуются: низкая биомасса в 1994–1997 гг., быстрый экспоненциальный рост до пика в 2006–2010 гг., последующее снижение и относительная стабилизация на уровне 90–250 тыс. т к 2024–2025 гг. Однако абсолютные значения биомассы систематически смещены пропорционально априорному K : в сценарии с наименьшей априорной емкостью среды (200 тыс. т) биомасса в пиковый период достигает 184 тыс. т (2018 г.), тогда как в сценарии с априорной медианой 500 тыс. т пиковая оценка составляет 483 тыс. т, а оценка

на 2025 г. варьирует от 87 тыс. т (при $K = 200$) до 241 тыс. т (при $K = 500$). Ширина 95% байесовских доверительных интервалов также возрастает с увеличением априорного K , отражая рост неопределенности при ослаблении априорных ограничений.

Панель 3В (рис. 3) представляет динамику промысловой смертности F (год^{-1}). Во всех сценариях уровень эксплуатации остается ниже расчетного значения F_{MSY} (0,153–0,167 в зависимости от сценария), однако в сценарии с наименьшим априорным K зна-

чения F в отдельные годы (2008–2010, 2024–2025) приближаются к пороговому уровню, а 95% доверительный интервал периодически выходит за пределы F_{MSY} . При увеличении априорного K оценки F систематически снижаются, поскольку та же абсолютная величина вылова распределяется на большую расчетную биомассу.

Финальная панель 3В (рис. 3) представляет фазовую диаграмму Кобе, обобщающую совместную динамику относительной биомассы (B/B_{MSY}) и относительной промысловой смертности (F/F_{MSY}). Несмотря на значительные расхождения в абсолютных оценках, относительное состояние запаса демонстрирует удивительное сходство траекторий для всех трех сценариев. Исходная точка (1994 г.) находится в красной зоне (перелов и истощенный запас), к 2003–2005 гг. траектории пересекают границу $B/B_{MSY} = 1,0$ и входят в зеленую зону устойчивого состояния. Период 2005–2018 гг. характеризуется нахождением запаса в зеленой зоне при уровне биомассы, превышающем B_{MSY} в 1,5–2,3 раза. С 2019 г. наблюдается устойчивое снижение B/B_{MSY} и умеренный рост F/F_{MSY} , в результате чего к 2025 г. все три сценария выходят на границу зеленой и желтой зон. При этом для сценариев с априорной медианой $K = 200$ и 300 тыс. т конечная точка находится в желтой (переходной) зоне при $B/B_{MSY} = 1,07–1,11$ и $F/F_{MSY} = 0,59–0,87$, тогда как для сценария с наиболее высоким априорным K (500 тыс. т) запас сохраняется в зеленой зоне ($B/B_{MSY} = 1,15$; $F/F_{MSY} = 0,34$). Таким образом, выбор априорного распределения K влияет не только на абсолютные ориентиры управления, но и на диагностику текущего статуса запаса: при консервативном априорном предположении (200 тыс. т) запас классифицируется как находящийся вблизи целевого ориентира, но с тенденцией к переходу в зону перелова; при оптимистичном априорном предположении (500 тыс. т) запас оценивается как устойчивый и полностью соответствующий критериям максимального устойчивого вылова.

Дополнительным фактором, усугубляющим неопределенность в оценке емкости среды (K), является двойственный характер пространственной структуры акклиматизированных запасов и особенности трансграничного управления. Строгое теоретическое обоснование продукционных моделей, восходящее к работам Шефера и Пеллы-Томлинсона, предполагает замкнутость популяции: иммиграция и эмиграция отсутствуют, а динамика запаса полностью определяется плотностно-зависимыми процессами воспроизводства и смертности внутри единого ареала. В реальности управления запасами камчатского краба и краба-стригуна опилю в Баренцевом море это условие нарушается как минимум на двух уровнях: на межгосударственном (трансграничный обмен между российской и норвежской исключительными экономическими зонами) и на внутризональном (пространственная гетерогенность распределения промысловых скоплений в пределах национальных юрисдикций).

Трансграничный характер единой биологической популяции вступает в неустрашимое противоречие с методологией раздельной оценки запасов. Россия и Норвегия, действуя в рамках национальных систем мониторинга и управления, независимо оценивают параметры продукционных моделей для пространственно разобщенных частей ареала. Формально это приводит к тому, что вместо единой пары параметров (r , K), характеризующих популяцию в целом, возникает два набора оценок: $K_{PФ}$ и $K_{Нор}$, $r_{PФ}$ и $r_{Нор}$. Строго говоря, такая декомпозиция не соответствует теоретическим основам продукционных моделей, поскольку модель «не знает», что снижение биомассы в российской зоне может быть компенсировано миграцией из норвежской, и наоборот. Тем не менее, учитывая относительно низкую миграционную активность обоих видов крабов по сравнению с рыбами (особенно пелагическими), слабый и растянутый во времени характер трансграничного обмена, измеряемый

годами и десятилетиями, а также закрепленное национальными системами управления распределение промысловых усилий в пределах собственных вод, подобный компромисс следует признать не столько теоретической ошибкой, сколько прагматичным управленческим решением. Оно позволяет учитывать пространственную гетерогенность распределения запаса и различную интенсивность его эксплуатации по разные стороны границы, оставаясь в рамках доступной информационной парадигмы, которая объективно не позволяет построить единую двухнациональную модель с надежно идентифицируемыми параметрами миграции.

Однако проблема пространственной неоднородности не исчерпывается государственной границей. В пределах даже одной национальной юрисдикции, в частности российской ИЭЗ, распределение промыслового запаса камчатского краба и краба-стригуна опилио крайне мозаично. Фоновое распределение охватывает обширные акватории в определенных частях Баренцева моря, однако коммерчески значимые концентрации, доступные для рентабельного промысла, формируются лишь на ограниченных участках с высокоплотными скоплениями промысловых самцов. На протяжении последних двух десятилетий такими районами для камчатского краба являются Восточный Прибрежный район, Канинская банка, Мурманское мелководье и прилегающие участки побережья, для краба-стригуна опилио – акватории к западу арх. Новая Земля (рис. 1). Интенсивный многолетний промысел локализован именно в этих зонах, тогда как на остальной части ареала промысловое воздействие либо отсутствует, либо носит эпизодический характер.

Данное обстоятельство порождает необходимость различения двух принципиально разных, хотя и обозначаемых одним символом K , емкостей среды. Первая, K_{total} представляет собой гипотетическую равновесную биомассу всего акклиматизированного запаса в пределах национальной ИЭЗ при полном

отсутствии промысла. Эта величина является сугубо теоретической, поскольку современное состояние запаса никогда не наблюдалось в условиях, свободных от эксплуатации, и ее оценка неизбежно опирается на экстраполяцию далеко за пределы наблюдаемого диапазона данных. Вторая, K_{fished} – это фактическая «эффективная» емкость среды районов многолетнего интенсивного промысла, определяемая не только кормовой базой и абиотическими условиями, но и динамическим равновесием между процессами пополнения (включая ограниченную иммиграцию из фоновых зон) и промысловой смертностью. Именно эта величина, а не глобальная K_{total} детерминирует наблюдаемые уловы на усилие, динамику CPUE и, в конечном счете, экономическую устойчивость промысла.

Важно осознавать, что обмен особями между зоной интенсивного промысла и фоновыми акваториями хотя и существует, но крайне замедлен и количественно ограничен. В отличие, например, от стайных пелагических рыб, способных за недели перемещаться на сотни миль, взрослые самцы крабов демонстрируют высокую степень территориального консерватизма после достижения промыслового размера. Данные мечения и генетического анализа свидетельствуют, что трансграничная и внутриареальная миграция крабов – это процесс, растянутый на годы и затрагивающий лишь незначительную долю запаса. Следовательно, зона интенсивного промысла функционирует как полуизолированная субпопуляция, динамика которой лишь частично и с существенным запаздыванием зависит от состояния запаса на необлавливаемых акваториях.

Игнорирование этого дуализма и подмена K_{fished} на K_{total} в продукционных моделях, настроенных по данным из районов промысла, ведет к систематическому и крайне опасному смещению. Если модель, используя данные о вылове и CPUE, приходит к высокой оценке K , но при этом неявно предполагает, что эта емкость относится ко всей аква-

тории ИЭЗ, а фактический промысел локализован на малой ее части, возникает иллюзия недоиспользования запаса. Реальная же плотность биомассы на промысловых полях может быть уже ниже уровня B_{MSY} , а локальная промысловая смертность – существенно превышать F_{MSY} . Последствия такого несоответствия не ограничиваются статистической ошибкой: они материализуются в форме локального перелова, который, будучи однажды допущенным, может не компенсироваться в течение ряда лет, даже при общем благополучном фоновом состоянии запаса. Сокращение численности крупных производителей на участках традиционного промысла, разрушение сложившихся скоплений и снижение эффективности лова наблюдаются в Баренцевом море уже сегодня, и эти процессы напрямую коррелируют с периодами наиболее оптимистичных оценок K .

В этом контексте различия в национальных подходах к оценке параметров приобретают не только методологический, но и управленческий смысл. Норвежская оценка запаса камчатского краба и краба-стригуна опилио, выполненная в 2025 г., демонстрирует высокие значения r (0,59 и 0,55 год⁻¹, соответственно), которые находятся на верхней границе биологически правдоподобных значений для данного вида и существенно превышают оценки, полученные по российским данным (0,31 и 0,32, соответственно, после пересмотра ориентиров). Столь высокие оценки продуктивности не могут быть объяснены исключительно разницей в методиках расчета индексов; они имплицитно подразумевают, что пополнение промысловой части запаса на норвежском шельфе поддерживается не только локальным воспроизводством, но и постоянным притоком особей из обширной, слабо облавливаемой российской части ареала. Формально это допущение не нарушает математическую идентифицируемость модели, но оно делает параметр r в норвежской конфигурации «эффективным», включающим как истинную биологическую

скорость роста, так и неявный миграционный поток. Такая интерпретация, будучи биологически не вполне корректной, тем не менее служит конкретной управленческой цели – обоснованию устойчивости запаса в условиях, когда собственные данные о пополнении ограничены коротким временным рядом и отсутствием информации о состоянии запаса на российской стороне.

Российская методология, напротив, исходит из более консервативной предпосылки: поскольку промысел локализован и миграционный обмен с необлавливаемыми акваториями недостаточно количественно определен, модель параметризуется таким образом, чтобы отражать производственные характеристики именно эксплуатируемой части запаса. Принятое в настоящей ревизии решение оценивать эффективную емкость среды K_{fished} на уровне около 181 тыс. т для камчатского краба и 230 тыс. т для краба-стригуна опилио является прямым следствием этого подхода. Данные величины не претендуют на статус биологической константы, характеризующей весь запас; они представляют собой инструмент управления, предназначенный для предотвращения локального перелова в районах, где промысел фактически ведется. Именно такой подход соответствует как критериям биологической правдоподобности (не завышая производственный потенциал ограниченных акваторий), так и управленческим целям (обеспечивая запас прочности при краткосрочном и среднесрочном планировании ОДУ). Выбор между K_{total} и K_{fished} – это не вопрос истинности той или иной оценки, а осознанный выбор референции: оценка, ориентированная на максимизацию вылова в краткосрочной перспективе, или оценка, ориентированная на устойчивость промысловой системы в условиях неопределенности. В настоящей ревизии, с учетом накопленных данных о снижении плотности скоплений и ухудшении размерно-возрастной структуры, приоритет обоснованно отдан второму подходу.

Пересмотр ориентиров управления для запасов камчатского краба и краба стригуна опилио в ИЭЗ России в Баренцевом море на основе современного состояния запасов

С учетом вышеизложенных особенностей – заведомого невыполнения условия о начальном равновесном состоянии запаса, низкого контраста во всех доступных временных рядах, критической зависимости абсолютных оценок от априорных распределений, необходимости различения глобальной емкости среды (K_{total}) и эффективной емкости эксплуатируемых участков (K_{fished}), а также ограниченного миграционного обмена между зонами интенсивного промысла и фоновыми акваториями – в настоящей ревизии выполнен пересмотр априорных распределений ключевых параметров продукционной модели. Целенаправленная настройка априорных распределений для K , r и начального уровня истощения (B_0/K) осуществлена таким образом, чтобы расчетное состояние запаса в последние 4–5 лет (2021–2025 гг.) соответствовало уровню, близкому к биомассе при максимальном устойчивом вылове (B_{MSY}), а уровень промысловой смертности находился вблизи или незначительно ниже целевого ориентира (F_{MSY}). Основанием для подобного допущения является принципиально важный эмпирический факт: несмотря на отсутствие урожайных и высокоурожайных поколений, фиксируемых как по данным траловых съемок, так и по размерному составу промысловых уловов, динамика запаса на протяжении последних пяти лет демонстрирует устойчивую стабилизацию при достаточно высоком и стабильном уровне ежегодного изъятия (11–13 тыс. т для камчатского краба и 12–16 тыс. т для краба-стригуна опилио). Такое сочетание – устойчивый вылов без признаков коллапса и одновременно отсутствие мощного пополнения – недвусмысленно указывает на то, что эксплуатируемая часть группировки в настоящее время функционирует в режиме, близком к оптимальному. Следовательно, целевые ориентиры управления должны быть опреде-

лены, исходя из этого наблюдаемого состояния, а не из умозрительных оценок продукционного потенциала, полученных в период пика акклиматизационной волны. Ниже представлены результаты моделирования и обоснование новых ориентиров для каждого из двух видов.

На основании откалиброванной байесовской продукционной модели Шефера, реализованной в пакете JABBA, выполнена ретроспективная оценка динамики запаса камчатского краба за период 1994–2025 гг. и построен десятилетний прогноз (2026–2035 гг.) для семи сценариев управления, включающих фиксированные уровни вылова (12, 14, 16, 18 тыс. т), фиксированные уровни промысловой смертности (текущий $F_{current} = 0,13$, $F_{MSY} = 0,153$, полный мораторий $F = 0$) и динамическое правило регулирования промысла (ПП), основанное на обратной связи по отношению биомассы к целевому ориентиру. Референтные точки модели составили: $MSY = 13,7$ тыс. т, $B_{MSY} = 90,7$ тыс. т, $F_{MSY} = 0,153$, $B_{lim} = 27,2$ тыс. т ($0,3B_{MSY}$).

На рисунке 4 представлены четыре панели, обобщающие результаты ретроспективной оценки состояния запаса камчатского краба. Панель А отображает динамику абсолютной биомассы запаса B (тыс. т) за весь период наблюдений. График демонстрирует классическую траекторию акклиматизированной популяции в начальный исторический период: крайне низкая биомасса в первые годы наблюдений (менее 10 тыс. т), быстрый экспоненциальный рост до пиковых значений 170–200 тыс. т в 2006–2019 гг. с просадкой в ходе локального перелома в 2007–2012 гг. и последующее устойчивое снижение до 90–100 тыс. т в 2024–2025 гг. Доверительные интервалы (50%, 80%, 95%) отражают прогрессирующее увеличение неопределенности в начальный период и ее снижение по мере накопления данных. Точками показаны шкалированные (с учетом коэффициентов уловистости) фактические значения трех индексов обилия, которые в целом согласуются с модельной траек-

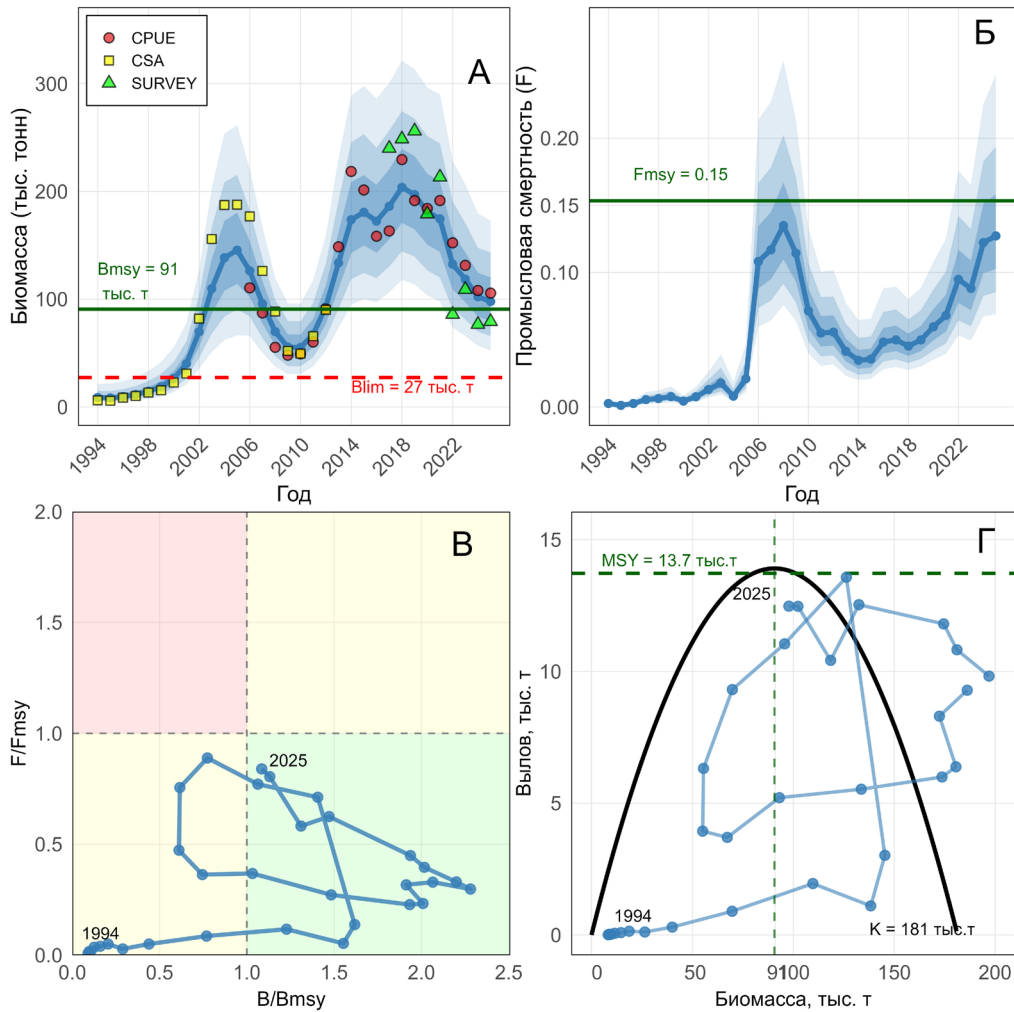


Рис. 4. Ретроспективная оценка состояния запаса камчатского краба в Баренцевом море (1994–2025 гг.) по байесовской продукционной модели Шефера (JABBA): А – динамика абсолютной биомассы B (тыс. т) с доверительными интервалами (50, 80, 95%) и шкалированными индексами обилия (CSA, CPUE, SURVEY); Б – динамика промысловой смертности F (год⁻¹) с доверительными интервалами; В – фазовая диаграмма Кобе в координатах $B/B_{MSY} - F/F_{MSY}$; цветные зоны соответствуют статусу запаса; Г – продукционная кривая Шефера (зависимость вылова от биомассы) с фактическими точками (1994–2025 гг.).

торией биомассы, хотя и демонстрируют значительный разброс в отдельные периоды (2003–2007 и 2014–2018 гг.).

Панель Б показывает динамику промысловой смертности F . До 2005 г. уровень эксплуатации оставался крайне низким (менее 0,02), затем резко возрос до 0,11–0,14 в 2006–2009 гг., после чего временно снизился и вновь достиг значений 0,13–0,14 в 2024–2025 гг. На протяжении всего периода медианная оценка F ни разу не превысила $F_{MSY} = 0,153$,

хотя верхняя граница 95% доверительного интервала периодически заходила в зону перелома. Панель В представляет фазовую диаграмму Кобе в координатах $B/B_{MSY} - F/F_{MSY}$. Траектория наглядно иллюстрирует выход запаса из желтой переходной зоны (истощенный запас, низкий относительный вылов) в 1994–1998 гг., переход в зеленую зону устойчивого состояния в 2004–2005 гг., длительное пребывание в зеленой зоне с максимальными значениями B/B_{MSY} до 2,3 в 2018 г. и последую-

щий возврат к границе $B/B_{MSY} = 1,0$ к 2025 г. Конечная точка траектории (2025 г.) находится в зеленой зоне при $B/B_{MSY} = 1,07$ и $F/F_{MSY} = 0,84$. Панель Г отображает производственную кривую Шефера в координатах «биомасса – вылов». Медианная оценка емкости среды составила $K = 181$ тыс. т, максимальный устойчивый вылов $MSY = 13,7$ тыс. т достигается при биомассе $B_{MSY} = 90,7$ тыс. т. Фактические годовые выловы (точки) образуют траекторию, движущуюся преимущественно вдоль восходящей ветви производственной кривой, что характерно для популяции, эксплуатируемой на уровне, не превышающем оптимальный.

На рисунке 5 приведены результаты прогнозирования для четырех сценариев фиксированного вылова (12, 14, 16, 18 тыс. т). Панель А демонстрирует динамику абсолютной биомассы. При вылове 12 тыс. т биомасса сохраняется на стабильном уровне 100–105 тыс. т на всем протяжении прогнозного периода, незначительно превышая B_{MSY} . При вылове 14 тыс. т биомасса начинает медленно снижаться, опускаясь ниже B_{MSY} к 2030 г. Сценарии 16 и 18 тыс. т приводят к прогрессирующему и ускоряющемуся снижению биомассы, которая к 2035 г. достигнет около 60 и 40 тыс. т соответственно, что существенно ниже целевого ориентира.

Панель Б показывает динамику риска падения биомассы ниже граничного ориентира B_{lim} ($0,3B_{MSY}$). Для сценариев 12 и 14 тыс. т этот риск остается менее 25%. При вылове 16 тыс. т риск возрастает до 33% к 2035 г., при вылове 18 тыс. т – до 44%. Панель В представляет фазовую диаграмму Кобе для прогнозных траекторий. Все сценарии стартуют из общей точки по биомассе в 2026 г. ($B/B_{MSY} \approx 1,08$, $F/F_{MSY} \approx 0,8–1,2$), однако дальнейшие траектории радикально расходятся. Сценарий 12 тыс. т удерживают запас в зеленой зоне; сценарий 14 тыс. т к 2035 г. переводит запас в красную зону, минуя переходные желтые зоны; сценарии 16–18 тыс. т уверенно заходят в красную зону перелова и истощения. Панель Г обобщает результаты вероятностного прогноза

в формате « $P(B < B_{MSY}) - P(F > F_{MSY})$ ». Данная диаграмма наглядно демонстрирует, что сценарии 12 и 14 тыс. т удерживают вероятности превышения F_{MSY} на уровне 32–48% и 44–53% соответственно, тогда как для сценария 18 тыс. т вероятность превышения F_{MSY} к 2035 г. достигает 76%, а вероятность снижения биомассы ниже $B_{MSY} - 72\%$.

Количественные оценки прогнозных сценариев на конец 2026 г. сведены в таблицу 3. Сценарий «Правило регулирования промысла (ППП)», реализующий обратную связь по биомассе, приводит к медианному вылову 14,5 тыс. т, биомассе 96,0 тыс. т ($B/B_{MSY} = 1,06$) и промысловой смертности на уровне F_{MSY} . Риск падения биомассы ниже B_{MSY} составляет 41%, ниже B_{lim} – пренебрежимо мал (менее 0,1%), риск превышения $F_{MSY} - 59\%$. Сценарий «Сохранение текущего вылова» (12,47 тыс. т) эквивалентен фиксированному вылову 12 тыс. т, что дает консервативную оценку биомассы 91,6 тыс. т и минимальные риски. Сценарий «Сохранение текущего F » ($F_{current} = 0,13$) практически идентичен сценарию фиксированного вылова 12 тыс. т. Сценарий «Промысел на уровне F_{MSY} » приводит к медианному вылову 15,2 тыс. т и биомассе 96,8 тыс. т, однако вероятность превышения F_{MSY} составляет 50% по определению, что требует осторожной интерпретации. Сценарий «Мораторий» ($F = 0$) прогнозирует быстрый рост биомассы до 111,8 тыс. т к 2027 г., что превышает B_{MSY} . Сценарии фиксированного вылова 12, 14, 16 и 18 тыс. т демонстрируют закономерное увеличение рисков: вероятность падения биомассы ниже B_{MSY} возрастает от 39% при 12 тыс. т до 46% при 18 тыс. т, вероятность превышения $F_{MSY} -$ от 34% до 66% соответственно. При вылове 18 тыс. т риск падения биомассы ниже B_{lim} не достигает 1,0%.

В отношении запаса краба-стригуна опилу применен аналогичный методологический подход, основанный на тех же принципах: признании ограниченной информативности абсолютных оценок, необходимости пространственной дифференциации емкости

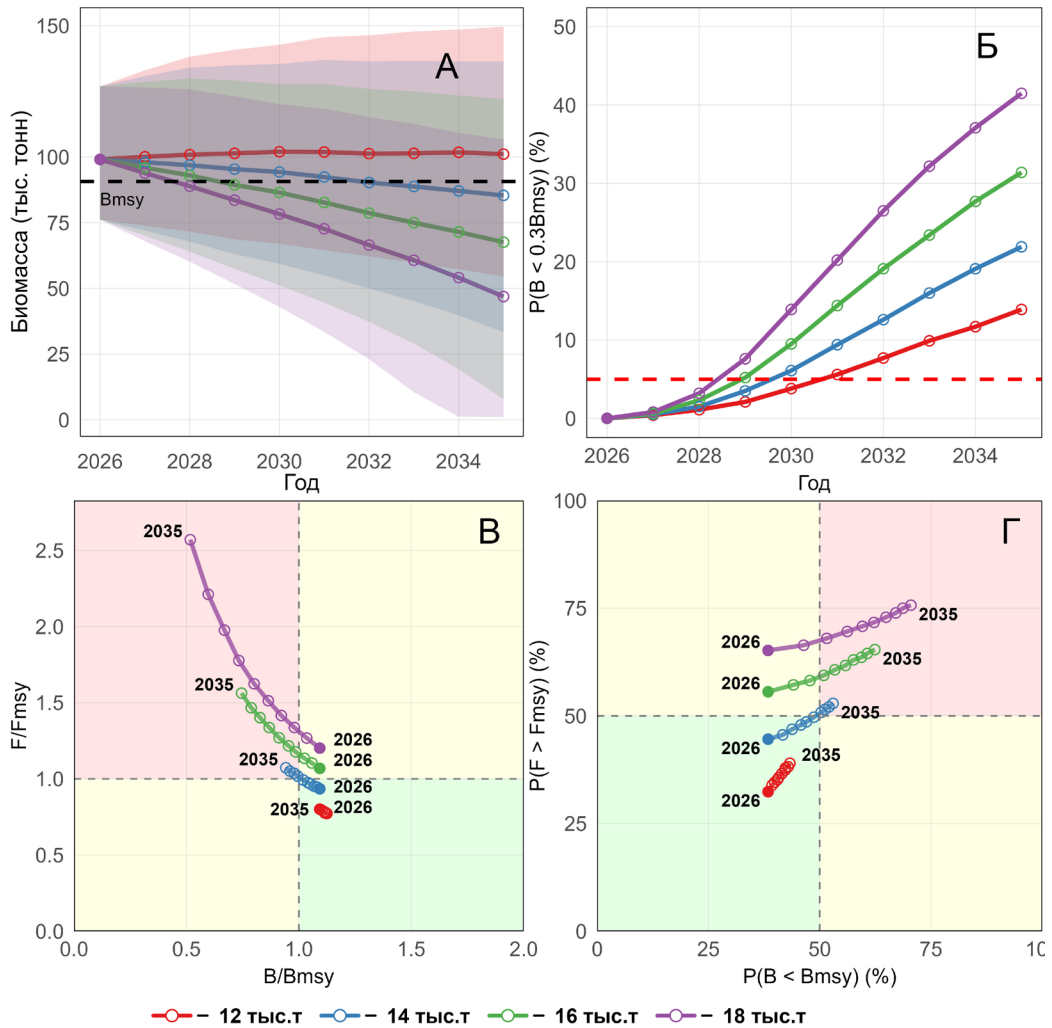


Рис. 5. Прогноз состояния запаса камчатского краба на 2026–2035 гг. при фиксированных уровнях вылова (12–18 тыс. т): А – динамика абсолютной биомассы B с 50% доверительными интервалами; Б – риск падения биомассы ниже граничного ориентира $P(B < 0,3B_{MSY})$, %; пунктир – уровень 5%; В – фазовая диаграмма Кобе для прогнозных траекторий; Г – вероятностная фазовая диаграмма: зависимость между вероятностью истощения $P(B < B_{MSY})$ и вероятностью перелова $P(F > F_{MSY})$, %.

среды и калибровке априорных распределений на современное состояние эксплуатируемой части промыслового запаса. Исходные временные ряды вылова (2004–2025 гг.) и индексов обилия (стандартизированный CPUE промысла и индекс научной съемки BESS) подвергнуты совместному анализу в рамках байесовской продукционной модели Шефера, реализованной в пакете JABBA. Априорное распределение для емкости среды (K) задано с медианой 300 тыс. т и коэффициентом вариации 0,3; для внутренней скорости роста (r) – с медианой 0,3 год⁻¹ и CV =

0,5; для начального уровня истощения ($\psi = V_0/K$) – с медианой 0,17 и CV = 0,5, что отражает допущение о близости начальной биомассы к емкости среды в начале ряда. Такая настройка, согласующаяся с результатами ретроспективного анализа, позволила получить апостериорные оценки, при которых расчетное состояние запаса в последние пять лет (2021–2025 гг.) устойчиво находится вблизи целевого ориентира (B_{MSY}) при наблюдаемом вылове 11,7–15,8 тыс. т и стабильных уловах на усилии. Референтные точки, полученные в результате калибровки, составили: $K =$

Таблица 3. Вылов, абсолютная и относительная промысловая биомасса и смертность, риски превышения B_{MSY} и B_{lim} промысловой биомассой камчатского краба в Баренцевом море в 2026 г. при различных сценариях прогнозного вылова

Сценарии	Вылов, тыс.т	B_{2026}	B/B_{MSY}	F	F/F_{MSY}	$Pr(B>B_{MSY})$	$Pr(B>B_{lim})$	$Pr(F>F_{MSY})$
Вылов по правилу управления (ПРП)	14,5	96,0	1,06	0,15	1,00	0,41	0,001	0,586
Сохранение текущего вылова (12,47 тыс. т)	12,5	91,6	1,08	0,14	0,83	0,39	0,001	0,245
Сохранение текущего $F = F_{current}$ (статус-кво)	12,6	99,3	1,10	0,13	0,83	0,39	0,001	0,245
Промысел на уровне F_{MSY}	15,2	96,8	1,07	0,15	1,00	0,42	0,001	0,500
$F = 0$ (мораторий)	0,0	111,8	1,23	0,00	0,00	0,26	0,001	0,000
Фиксированный ОДУ	12	100,1	1,103	0,12	0,79	0,39	0,004	0,339
	14	98,0	1,08	0,15	0,95	0,42	0,005	0,456
	16	96,0	1,06	0,17	1,10	0,44	0,006	0,572
	18	93,9	1,04	0,19	1,27	0,46	0,008	0,664

232,5 тыс. т (медиана апостериорного распределения), $MSY = 17,7$ тыс. т, $B_{MSY} = 116,2$ тыс. т, $F_{MSY} = 0,1538$, $B_{lim} = 34,86$ тыс. т ($0,3B_{MSY}$). Все параметры модели характеризуются удовлетворительной сходимостью ($R\text{-hat} < 1,01$) и приемлемой шириной доверительных интервалов.

На рисунке 6 представлены четыре панели, обобщающие результаты ретроспективной оценки состояния запаса краба-стригуна опилио в российской ИЭЗ Баренцева моря за период 2004–2025 гг. Панель А отображает динамику абсолютной биомассы запаса B (тыс. т). На протяжении первых шести лет наблюдений (2004–2010 гг.) биомасса оставалась на крайне низком уровне (менее 100 тыс. т), что соответствует периоду начального освоения акватории и отсутствием промысла. С 2006 г. начинается фаза плавного экспоненциального роста, достигшая пика в 2019 г., когда медианная оценка биомассы составила 232,6 тыс. т

(95% ДИ: 93,0–469,1 тыс. т). В последующие годы наблюдается устойчивое снижение запаса до 134,7 тыс. т в 2025 г. (95% ДИ: 44,3–301,1 тыс. т), что соответствует уровню, незначительно превышающему B_{MSY} (116,2 тыс. т). Доверительные интервалы (50%, 80% и 95%) демонстрируют закономерное расширение в периоды высокой биомассы и сужение при приближении к целевому ориентиру. Точками показаны шкалированные (с учетом коэффициентов уловистости) фактические значения индексов CPUE и BESS, которые в целом согласуются с модельной траекторией, хотя для индекса BESS характерен значительный разброс, особенно в 2012–2016 гг.

Панель Б демонстрирует динамику промысловой смертности F . До 2013 г. уровень эксплуатации был на нулевом уровне. С началом промышленного освоения F быстро возрастает, достигая локального максимума 0,053 в 2015 г., затем снижается до 0,036–0,042 в

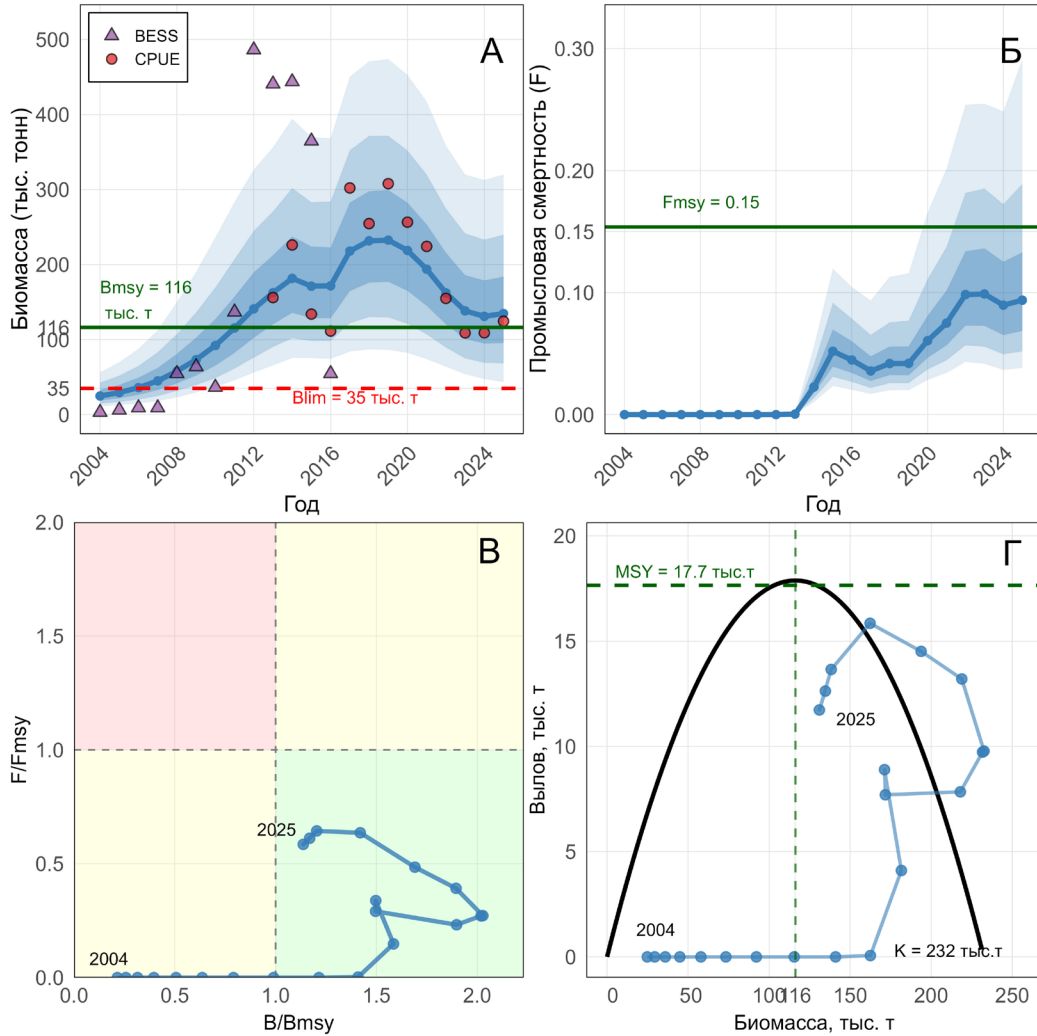


Рис. 6. Ретроспективная оценка состояния запаса краба-стригуна опилию в Баренцевом море (2004–2025 гг.) по байесовской продукционной модели Шефера (JABBA): А – динамика абсолютной биомассы B (тыс. т) с доверительными интервалами (50, 80, 95%) и шкалированными индексами обилия (BESS и CPUE); Б – динамика промысловой смертности F (год⁻¹) с доверительными интервалами; В – фазовая диаграмма Кобе в координатах $B/B_{MSY} - F/F_{MSY}$; цветные зоны соответствуют статусу запаса; Г – продукционная кривая Шефера (зависимость вылова от биомассы) с фактическими точками (2004–2025 гг.).

2017–2019 гг. и вновь увеличивается до 0,100–0,102 в 2022–2023 гг. В 2024–2025 гг. медианная оценка F составляет 0,093–0,097, что существенно ниже $F_{MSY} = 0,15$. Важно отметить, что на всем протяжении временного ряда верхняя граница 50% доверительного интервала ни разу не превысила F_{MSY} , что указывает на отсутствие или на незначительный риск систематического перелова.

Панель В представляет фазовую диаграмму Кобе в координатах $B/B_{MSY} - F/F_{MSY}$.

Траектория запаса начинается в 2004 г. в желтой зоне ($B/B_{MSY} < 1, F/F_{MSY} < 1$ – истощенный запас при низком давлении промысла), затем уверенно смещается в зеленую зону устойчивого состояния, достигая максимальных значений $B/B_{MSY} = 2,06$ в 2019 г. при $F/F_{MSY} = 0,27$. С 2020 г. наблюдается возврат траектории к целевому уровню: в 2025 г. точка находится в зеленой зоне при $B/B_{MSY} = 1,14$ и $F/F_{MSY} = 0,63$. Таким образом, за весь период наблюдений запас ни разу не входил в зону перелова (крас-

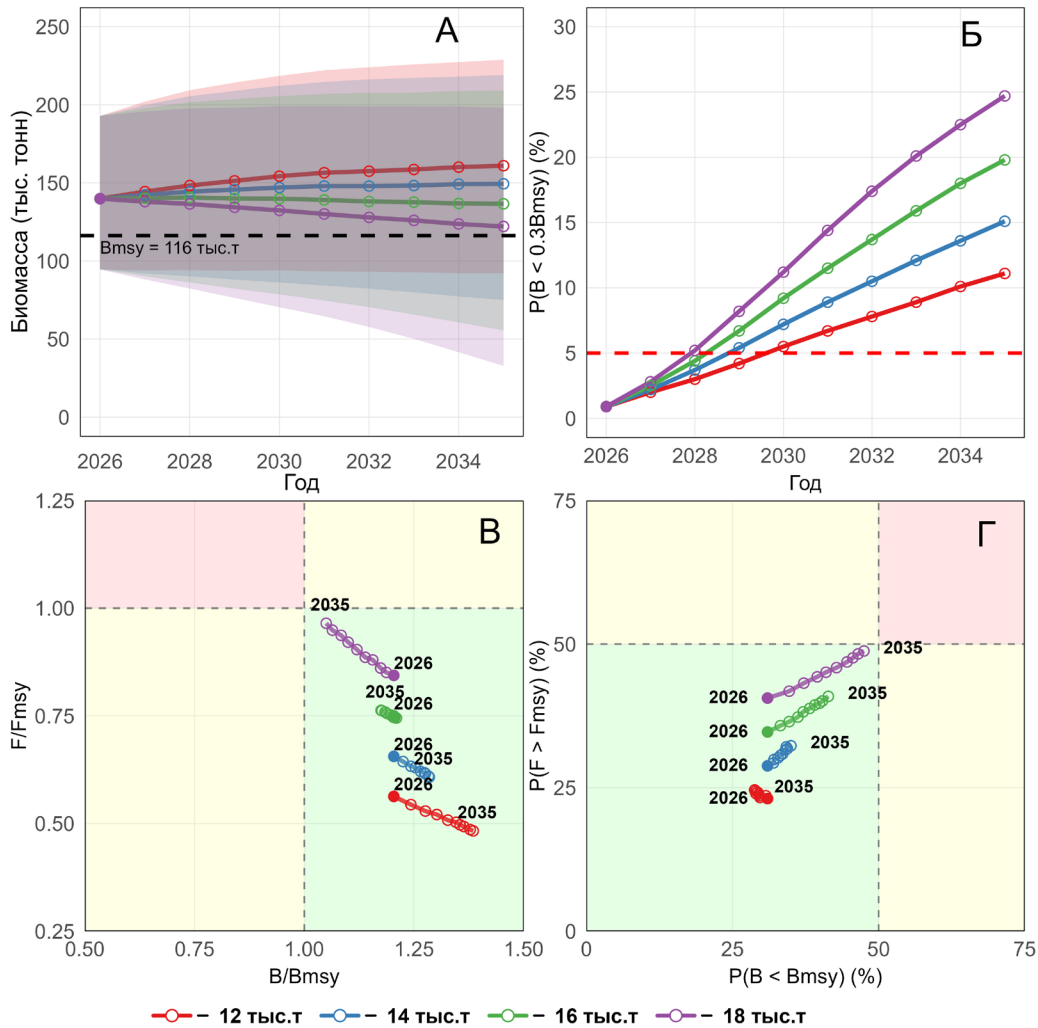


Рис. 7. Прогноз состояния запаса краба-стригуна опилио на 2026–2035 гг. при фиксированных уровнях вылова (12–18 тыс. т): А – динамика абсолютной биомассы B с 50% доверительными интервалами; Б – риск падения биомассы ниже граничного ориентира $P(B < 0,3B_{MSY})$, %; пунктир – уровень 5%; В – фазовая диаграмма Кобе для прогнозных траекторий; Г – вероятностная фазовая диаграмма: зависимость между вероятностью истощения $P(B < B_{MSY})$ и вероятностью перелова $P(F > F_{MSY})$, %.

ная зона слева сверху), что свидетельствует об осторожном режиме эксплуатации.

Панель Г отображает продукционную кривую Шефера в координатах «биомасса – вылов». Медианная оценка максимального устойчивого вылова составляет $MSY = 17,7$ тыс. т и достигается при биомассе $B_{MSY} = 116,2$ тыс. т. Фактические годовые выловы (точки) образуют траекторию, которая первоначально движется вдоль восходящей ветви кривой, достигает области максимальной продукции в 2020–2022 гг. и затем смещается вниз по нисходящей ветви при сокра-

щении биомассы. Расположение точки 2025 г. на продукционной кривой соответствует уровню вылова около 12,6 тыс. т при биомассе 135 тыс. т, что близко к оптимальному соотношению.

На рисунке 7 приведены результаты прогнозного моделирования для четырех сценариев фиксированного вылова (12, 14, 16 и 18 тыс. т) на период 2026–2035 гг. Панель А показывает динамику абсолютной биомассы. При вылове 12 тыс. т биомасса сохраняется на стабильном уровне 140–161 тыс. т на всем протяжении прогноз-

Таблица 4. Вылов, абсолютная и относительная промысловая биомасса и смертность, риски превышения B_{MSY} и B_{lim} промысловой биомассой краба-стригуна опилио в Баренцевом море в 2026 г. при различных сценариях прогнозного вылова

Сценарии	Вылов, тыс.т	B_{2026}	B/B_{MSY}	F	F/F_{MSY}	$Pr(B > B_{MSY})$	$Pr(B > B_{lim})$	$Pr(F > F_{MSY})$
Вылов по правилу управления (ПРП)	19,8	129,5	1,11	0,15	1,00	0,375	0,003	0,625
Сохранение текущего вылова (12,63 тыс. т)	12,6	139,5	1,21	0,10	0,62	0,293	0,008	0,087
Сохранение текущего $F = F_{current}$ (статус-кво)	13,0	139,5	1,21	0,10	0,62	0,293	0,008	0,087
Промысел на уровне F_{MSY}	21,1	131,3	1,12	0,15	1,00	0,351	0,009	0,500
$F = 0$ (мораторий)	0	152,6	1,32	0,00	0,00	0,227	0,006	0,000
Фиксированный ОДУ	12	140,9	1,22	0,09	0,57	0,311	0,016	0,224
	14	138,8	1,21	0,10	0,67	0,325	0,018	0,291
	16	136,7	1,19	0,12	0,76	0,340	0,021	0,361
	18	140,9	1,17	0,14	0,86	0,356	0,023	0,430

ного периода, устойчиво превышая B_{MSY} . Сценарий 14 тыс. т также обеспечивает сохранение биомассы выше целевого ориентира. При вылове 16 тыс. т биомасса снижается с 140 до 137 тыс. т, оставаясь выше B_{MSY} . Сценарий 18 тыс. т приводит к постепенному снижению биомассы до 122 тыс. т к 2035 г., что все еще превышает B_{MSY} . Панель Б демонстрирует риск падения биомассы ниже граничного ориентира $B_{lim}(0,3B_{MSY})$. Для всех четырех сценариев этот риск остается крайне низким: даже при вылове 18 тыс. т вероятность снижения ниже B_{lim} к 2035 г. не превышает 25 %.

Панель В представляет фазовую диаграмму Кобе для прогнозных траекторий, выполненную в увеличенном масштабе. Все сценарии стартуют из общей точки в 2026 г. ($B/B_{MSY} \approx 1,18$, F/F_{MSY} варьирует от 0,57 до 0,86). Траектории сценариев 12 и 14 тыс. т направлены в сторону увеличения B/B_{MSY} при незначительном снижении F/F_{MSY} , оставаясь в

зеленой зоне. Сценарий 16 тыс. т демонстрирует слабое снижение B/B_{MSY} при стабильном F/F_{MSY} , удерживаясь в рамках зеленой зоны. Сценарий 18 тыс. т приводит к снижению B/B_{MSY} до 1,04 и росту F/F_{MSY} до 0,97 к 2035 г., оставаясь в зеленой зоне, но приближаясь к пороговым значениям. Панель Г обобщает результаты вероятностного прогноза в координатах « $P(B < B_{MSY}) - P(F > F_{MSY})$ » с ограничением осей 0–75%. Все сценарии начинают движение из области с вероятностью истощения 28–32% и вероятностью перелома 22–42%. К 2035 г. сценарии 12–16 тыс. т смещаются в сторону снижения обеих вероятностей, тогда как сценарий 18 тыс. т характеризуется ростом вероятности перелома до 49% при сохранении вероятности истощения на уровне 48%.

Количественные оценки прогнозных сценариев на 2026 г. сведены в таблицу 4. Сценарий «Правило регулирования промысла (ПРП)», реализующий обратную связь по

биомассе, приводит к медианному вылову 19,8 тыс. т, биомассе 129,5 тыс. т ($B/B_{MSY} = 1,11$) и промысловой смертности на уровне F_{MSY} . Риск падения биомассы ниже B_{MSY} составляет 37,5%, ниже B_{lim} – пренебрежимо мал (0,3%), риск превышения F_{MSY} – 62,5%. Сценарий «Сохранение текущего вылова» (12,63 тыс. т) фактически соответствует фиксированному вылову 12 тыс. т, что дает медианную биомассу 139,5 тыс. т и минимальные риски. Сценарий «Сохранение текущего F» ($F_{current} = 0,10$) эквивалентен сценарию фиксированного вылова 13,0 тыс. т и характеризуется наименьшей вероятностью перелова (8,7%). Сценарий «Промысел на уровне F_{MSY} » приводит к медианному вылову 21,1 тыс. т и вероятности перелова 50% по определению, что при текущем состоянии запаса ($B > B_{MSY}$) не создает непосредственной угрозы, но требует осторожного применения. Сценарий «Мораторий» ($F = 0$) прогнозирует быстрый рост биомассы до 152,6 тыс. т к 2027 г. Сценарии фиксированного вылова 12, 14, 16 и 18 тыс. т демонстрируют закономерное увеличение рисков: вероятность падения биомассы ниже B_{MSY} возрастает от 31,1% при 12 тыс. т до 35,6% при 18 тыс. т, вероятность превышения F_{MSY} – от 22,4% до 43,0% соответственно. Риск падения биомассы ниже B_{lim} во всех сценариях не превышает 5%.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В результате проведенной ревизии ориентиров управления для двух промысловых видов крабов Баренцева моря реализован последовательный методологический переход от модели, предполагающей стационарность емкости среды и наличие контраста в данных, к модели, осознанно учитывающей акклиматизационную природу группировок, пространственную неоднородность промыслового воздействия и фундаментальную неопределенность абсолютных оценок. Полученные результаты свидетельствуют о завершении фазы экспоненциального роста (III этап по А.Ф. Карпевич, 1998) и вступлении обоих

видов в фазу стабилизации или регулируемого снижения численности. Пиковые значения промысловой биомассы, зафиксированные в 2017–2020 гг., сменились устойчивым трендом к понижению, что в сочетании с отсутствием высокоурожайных поколений и локализацией промысловых скоплений может указывать на приближение эксплуатируемой части промысловых запасов к долгосрочной эффективной емкости среды (K_{fished}).

Ключевым методологическим итогом работы стала адаптация стохастической продукционной модели (JABBA) к специфике акклиматизированных группировок. В условиях заведомого невыполнения классического предположения о начальном равновесном состоянии ($B_0 \approx K$) и низкого контраста временных рядов, абсолютные оценки параметров K и MSY были признаны неидентифицируемыми исключительно по данным наблюдений. Для преодоления этой неопределенности применен двухуровневый подход: (1) использование информативных, но осторожных априорных распределений, калиброванных таким образом, чтобы современное состояние запаса соответствовало уровню, близкому к B_{MSY} при наблюдаемых уловах; (2) разграничение глобальной емкости среды всего ареала (K_{total}) и эффективной емкости районов многолетнего интенсивного промысла (K_{fished}). Приоритет был отдан последней, как наиболее релевантной для предотвращения локального перелова и обеспечения устойчивости промысла в среднесрочной перспективе. Данный подход, хотя и является компромиссным, позволяет получать робастные относительные оценки состояния запаса (B/B_{MSY} , F/F_{MSY}) и формировать управленческие рекомендации, устойчивые к неопределенности исходных предпосылок.

В результате калибровки модели установлены новые референтные точки, существенно отличающиеся от действовавших ранее. Для камчатского краба медианные оценки составили: $K = 181,4$ тыс. т, $MSY = 13,7$ тыс. т, B_{tr} или $B_{MSY} = 91$ тыс. т, $B_{lim} = 27$ тыс. т, F_{tr} или

$F_{MSY} = 0,15$. Для краба-стригуна опилио: $K = 232,5$ тыс. т, $MSY = 17,7$ тыс. т, B_{tr} или $B_{MSY} = 116$ тыс. т, $B_{lim} = 35$ тыс. т, F_{tr} или $F_{MSY} = 0,15$. Предложенные ориентиры полностью соответствуют критериям предосторожного подхода и требованиям «Правил регулирования промысла приоритетных видов крабов и крабоидов» (Приказ ФГБНУ «ВНИРО» № 81 от 10.04.2023).

Полученные оценки отражают не максимальные пиковые значения периода вспышки, а продукционный потенциал эксплуатируемой части запаса в текущих условиях. Ретроспективный анализ подтвердил, что на протяжении всего периода наблюдений оба запаса ни разу не входили в зону перелова (ниже B_{lim}), а современное состояние характеризуется близостью к целевым ориентирам.

Прогнозное моделирование на период до 2035 г. позволило количественно оценить риски различных стратегий управления. Для камчатского краба сценарии фиксированного вылова, превышающие 14 тыс. т, ведут к прогрессирующему снижению биомассы ниже B_{MSY} и значительному росту вероятности перелова. Для краба-стригуна опилио более высокая продуктивность обеспечивает больший запас прочности: даже при вылове 18 тыс. т биомасса остается выше целевого ориентира, хотя риски превышения F_{MSY} возрастают до 43%. Наилучшие результаты с точки зрения баланса между выловом и сохранением запаса демонстрирует динамическое правило регулирования промысла (ПП) с обратной связью по биомассе, которое в 2026 г. рекомендует изъятие на уровне 14,5 тыс. т для камчатского краба и 19,8 тыс. т для краба-стригуна опилио при сохранении запаса в зеленой зоне.

В более широком контексте данное исследование вносит вклад в развитие методологии оценки запасов для видов-вселенцев, проходящих акклиматизационные циклы. Показано, что прямое применение стандартных продукционных моделей без учета исто-

рической траектории интродукции и пространственной структуры промысла может приводить к систематическому завышению ориентиров и создавать иллюзию недоиспользования ресурса. Предложенный подход, основанный на осторожной калибровке априорных распределений по современному состоянию запаса и фокусировке на эффективной емкости эксплуатируемых районов, представляет собой прагматичный и научно обоснованный компромисс, позволяющий гармонизировать требования биологической правдоподобности и управленческой стабильности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

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

Бабаян В.К., Бобырев А.Е., Булгакова Т.И. и др. Методические рекомендации по оценке запасов приоритетных видов водных биологических ресурсов. М.: ВНИРО, 2018. 312 с.

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

Баканев С.В. Динамика популяции камчатского краба в Баренцевом море: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. Мурманск: ПИНРО, 2011. 24 с.

Баканев С.В. Оценка правила регулирования промысла камчатского краба (*Paralithodes camtschaticus*) в российских водах Баренцева моря // Тр. ВНИРО. 2016. Т. 163. С. 25–35.

Баканев С.В. Стандартизация производительности промысла камчатского краба в российских водах Баренцева моря в 2010–2018 гг. с помощью обобщенной линейной модели // Вопр. рыболовства. 2019. Т. 20. № 3. С. 363–373.

Баканев С.В. Пространственно-временной анализ динамики запаса камчатского краба в Баренцевом море с использованием sdm методов // Вопр. рыболовства. 2025. Т. 26. № 4. С. 113–126. DOI: 10.36038/0234-2774-2025-26-4-113-126.

Буяновский А.И., Бизиков В.А., Баканев С.В. и др. Методы оценки запасов крабов и крабоидов с рекомендациями по их применению. М.: ВНИРО, 2023. 244 с.

Карневич А.Ф. Акклиматизация гидробионтов и научные основы аквакультуры. Избранные труды. Т. 2. Памятники исторической мысли: М., 1998. 870 с.

Правила регулирования промысла приоритетных видов крабов и крабоидов: утв. приказом ФГБНУ «ВНИРО» от 10.04.2023 № 81. М.: ВНИРО, 2023.

Приказ Росрыболовства от 06.02.2015 № 104 «О представлении материалов, обосновывающих общие допустимые уловы водных биологических ресурсов...». М.: Росрыболовство, 2015.

Стецько А.В. О перспективах использования запаса камчатского краба в территориальных водах России в Баренцевом море // Тр. ВНИРО. 2024. Т. 196. С. 5–18. DOI: 10.36038/2307-3497-2024-196-5-18.

Baumgartner T.R., Soutar A., Ferreira-Bartrina V. Reconstruction of the history of Pacific sardine and Northern Pacific anchovy populations over the past two millennia from sediments of the Santa Barbara basin // California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports. 1992. V. 33. P. 24–40.

Congdon P. Bayesian Statistical Modelling. Chichester: Wiley, 2001. 556 p.

Cury P., Bakun A., Crawford R.J.M. et al. Small pelagics in upwelling systems: patterns of interaction and structural changes in «wasp-waist» ecosystems // ICES Journal of Marine Science. 2000. V. 57. P. 603–618.

Eriksen E., Gjørseter H., Prozorkevich D. et al. From single species surveys towards monitoring of the Barents Sea ecosystem // Progress in Oceanography. 2018. V. 166. P. 4–14.

Gelman A., Rubin D.B. Inference from iterative simulation using multiple sequences // Statistical Science. 1992. V. 7. № 4. P. 457–472.

Gilks W.R., Richardson S., Spiegelhalter D.J. Markov Chain Monte Carlo in Practice. London: Chapman and Hall, 1996. 486 p.

Haddon M. Using R for Modelling and Quantitative Methods in Fisheries. Boca Raton: CRC Press, 2020. 337 p.

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

Hjelset A.M., Danielsen H.E.H., Jenssen M. et al. Snøkrabbe på norsk sokkel i Barentshavet – Status og rådgivning for 2025 // Rapport fra havforskningen. 2024. № 2024-44. 32 s.

Hjelset A.M., Zimmermann F., Ono K. et al. Kongekrabbe i norsk sone – Status og rådgivning for 2026 // Rapport fra havforskningen. 2025. №. 2025-75. 39 s.

ICES. ICES fisheries management reference points for category 1 and 2 stocks. Technical Guidelines // Report of the ICES Advisory Committee, 2021. ICES Advice 2021, Section 16.4.3.1. 2021. DOI: 10.17895/ices.advice.7891.

ICES. Eleventh workshop on the development of quantitative assessment methodologies based on LIFE-history traits, exploitation characteristics, and other relevant parameters for data-limited stocks (WKLIFE XI) // ICES Scientific Reports. 2023. V. 5. № 21.

Kokkalis A., Berg C.W., Kapur M.S. et al. Good practices for surplus production models // Fisheries Research. 2024. V. 275. Art. 107010. DOI: 10.1016/j.fishres.2024.107010.

McAllister M.K., Kirkwood G.P. Bayesian stock assessment: a review and example application using the logistic model // ICES Journal of Marine Science. 1998. V. 55. № 6. P. 1031–1060.

Pedersen M.W., Berg C.W. A stochastic surplus production model in continuous time // Fish and Fisheries. 2017. V. 18. № 2. P. 226–243.

Pella J.J., Tomlinson P.K. A generalized stock production model // Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission. 1969. V. 13. № 3. P. 421–496.

Schaefer M.B. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries // Bulletin of the Inter-American Tropical Tuna Commission. 1954. V. 1. № 2. P. 27–56.

Spiegelhalter D.J., Thomas A., Best N.G. WinBUGS Version 1.3 User Manual. Cambridge: MRC Biostatistics Unit, 2000. 59 p.

Stergiou K.I., Tsikliras A.C. Fishing down, fishing through and fishing up: fundamental process versus technical details // *Marine Ecology Progress Series*. 2011. V. 441. P. 295–301. DOI: 10.3354/meps09377.

Sundet J.H., Hoel A.H. The Norwegian management of an introduced species: the Arctic red king crab fishery // *Marine Policy*. 2016. V. 72. P. 123–128. DOI: 10.1016/j.marpol.2016.06.021.

Winker H., Carvalho F., Kapur M. JABBA: Just Another Bayesian Biomass Assessment // *Fisheries Research*. 2018. V. 204. P. 275–288. DOI: 10.1016/j.fishres.2018.03.010.

Zheng J., Murphy M.C., Kruse G.H. A length-based approach to estimating population abundance of early juvenile red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in Bristol Bay, Alaska // *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*. 1997. V. 125. P. 167–174.

Приложение 1.

Российский и норвежский вылов (т) камчатского краба и краба-стригуна опилио в Баренцевом море в 1994–2025 гг.

Год	Камчатский краб			Краб-стригун опилио		
	Россия		Норвегия	Россия		Норвегия
	Вылов, т	ОДУ, т	Вылов, т	Вылов, т	ОДУ, т	Вылов, т
1994	22,20	40,7	38,5			
1995	8,50	37,4	38,5			
1996	24,00	60	52,5			
1997	63,00	63	52,5			
1998	90,30	105	87,5			
1999	142,50	142,5	131,25			
2000	112,50	112,5	131,25			
2001	300,00	300	350			
2002	900,00	900	350			
2003	1920,00	1920	700			
2004	1101,82	1500	980			
2005	7295,00	4480	1223			
2006	12653,83	14600	1041			
2007	11188,90	12720	1267			
2008	9291	12480	5199			
2009	6309	10400	5628			
2010	3940	4000	1905			
2011	3702	4000	1782			
2012	5209	5500	1438			22
2013	5531	6000	1321	62		189
2014	5995	6000	1695	4104		2065
2015	6381	6900	2175	8895		4983
2016	8300	8510	2639	7699	1600	6933
2017	9285	9940	1945	7840	7870	3101
2018	9187	9940	2312	9728	9840	2812
2019	9836	9940	1727	9778	9840	4049
2020	10820	10940	2081	13202	13250	4387
2021	11629	11820	2122	14513	14575	6861
2022	12529	12690	1985	15847	15900	7960
2023	10420	12690	2419	13654	15900	7643
2024	12468	12690	928	11729	15900	10464
2025	12473	12690	1176	12627	15900	12725

Нормированные индексы относительного обилия биомассы камчатского краба и краба-стригуна опилио в Баренцевом море в 1994–2025 гг., использованные при настройке продукционной модели (среднее значение каждого ряда приведено к единице)

	Камчатский краб			Краб-стригун опилио	
	CSA	CPUE	SURVEY	BESS	CPUE
1994	0,08	—	—	—	—
1995	0,08	—	—	—	—
1996	0,12	—	—	—	—
1997	0,14	—	—	—	—
1998	0,18	—	—	—	—
1999	0,21	—	—	—	—
2000	0,31	—	—	—	—
2001	0,43	—	—	—	—
2002	1,13	—	—	—	—
2003	2,15	—	—	—	—
2004	2,59	—	—	0,01	—
2005	2,60	—	—	0,02	—
2006	2,45	0,82	—	0,03	—
2007	1,75	0,65	—	0,03	—
2008	1,22	0,41	—	0,16	—
2009	0,72	0,36	—	0,19	—
2010	0,68	0,37	—	0,11	—
2011	0,91	0,45	—	0,40	—
2012	1,25	0,68	—	1,41	—
2013	—	1,11	—	1,28	0,82
2014	—	1,63	—	1,29	1,19
2015	—	1,50	—	1,06	0,71
2016	—	1,18	—	0,16	0,59
2017	—	1,22	1,45	3,19	1,59
2018	—	1,71	1,50	5,69	1,34
2019	—	1,43	1,55	—	1,62
2020	—	1,37	1,08	—	1,35
2021	—	1,43	1,29	—	1,18
2022	—	1,13	0,52	—	0,82
2023	—	0,98	0,66	—	0,57
2024	—	0,80	0,46	—	0,57
2025	—	0,79	0,48	—	0,66

REVISION OF BIOLOGICAL REFERENCE POINTS FOR THE RED KING CRAB AND SNOW CRAB IN RUSSIAN WATERS OF THE BARENTS SEA: ACCOUNTING FOR SPATIAL HETEROGENEITY, ACCLIMATIZATION NATURE AND ASSESSMENT UNCERTAINTY

© 2026 г. S.V. Bakanev, A.V. Stesko

*Polar branch of the State Scientific Center of the «VNIRO»,
Russia, Murmansk, 183038*

The paper presents the results of a revision of biological reference points for the management of red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) and snow crab (*Chionoecetes opilio*) stocks in the Russian exclusive economic zone of the Barents Sea. The work is based on official catch time series and relative abundance indices for the periods 1994–2025 (for red king crab) and 2004–2025 (for snow crab). Using a Bayesian stochastic Schaefer surplus production model implemented in the JABBA package, a retrospective stock dynamics assessment, sensitivity analysis to prior parameter distributions, and projection modeling under various harvest scenarios were performed. Special attention is paid to methodological problems arising when assessing acclimatized populations: violation of the initial equilibrium condition, insufficient contrast in time series, and the need to distinguish between global and effective environmental carrying capacity. It has been established that the decline in commercial biomass of both species observed since 2020 reflects the end of the acclimatization outbreak phase and the transition to a new dynamic equilibrium. New estimates of reference points were obtained: for red king crab, $MSY = 13,7$ ktons, $B_{tr} = 91$ ktons, $B_{lim} = 27$ ktons, $F_{tr} = 0,15$; for snow crab, $MSY = 17,7$ ktons, $B_{tr} = 116$ ktons, $B_{lim} = 35$ ktons, $F_{tr} = 0,15$. Projection scenarios up to 2035 show that exceeding an annual catch of 14 thousand t for red king crab and 18 thousand t for snow crab is accompanied by an increased risk of the stock falling below the target reference point. The best balance between harvest level and stock conservation is provided by a dynamic harvest control rule with biomass feedback. The proposed reference points comply with the precautionary approach principles and are recommended for inclusion in regulatory documents governing crab fisheries in the Barents Sea.

Keywords: red king crab, snow crab, Barents Sea, surplus production model, JABBA, reference points, management benchmarks, acclimatization, spatial heterogeneity, Bayesian analysis, MSY.