

МЕТОДИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ РЫБОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ

УДК 597–152.6

ОГРАНИЧЕНИЯ И ВОЗМОЖНОСТИ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ВЕРОЯТНОСТНОЙ
КОГОРТНОЙ МОДЕЛИ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ЧИСЛЕННОСТИ РЫБ

© 2019 г. А. К. Матковский

Тюменский филиал ФГБНУ «ВНИРО» («Госрыбцентр»), Тюмень, 625023

E-mail: gosrc@gosrc.ru

Поступила в редакцию 03.08.2018 г.

Рассматриваются ограничения использования предложенной автором ранее вероятностной когортной модели. Показано, что модель имеет ограничения по интенсивности промысла. Она дает адекватные оценки численности, когда коэффициент суммарного последующего использования запаса превышает 0,4. Ограничения связаны с недоучетом естественной смертности, которая отсутствует во входных данных модели. Приводятся алгоритмы по корректировке результатов. Показано, что при наличии данных по естественной смертности ошибки расчета численности отсутствуют.

Ключевые слова: вероятностная когортная модель, естественная смертность, область применения.

Одной из составляющих метода восстановления запаса рыб (Матковский, 2014а) является использование вероятностного подхода в учете убыли рыб от естественных причин. Предложенная вероятностная когортная модель предельно проста и для ее реализации требуется минимум исходной информации. С одной стороны, простота модели делает ее доступной для применения, с другой — минимум исходной информации ограничивает возможности использования.

Вся входная информация рассматриваемой модели связана с выловом рыбы, поэтому показатель интенсивности промысла становится ключевым в точности определения численности рыб. Учитывая, что для большинства запасов основным действующим фактором служит промысел, такой подход способен вполне удовлетворительно отражать происходящие изменения в динамике численности рыб (Державин, 1922). Кроме того, следует заметить, что простые модели — это не всегда плохо, так как они имеют ряд определенных преимуществ (Бабаян, 2015). Поэтому если модель планируется использовать, то необходимо знать о ней как можно больше, причем особую

важность представляет информация об ограничениях метода и точности получаемых результатов.

Цель статьи — показать ограничения по применению вероятностной когортной модели.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Прежде чем перейти непосредственно к анализу работы модели, кратко рассмотрим, на каких принципах она основана, какие включает параметры и насколько последние влияют на конечный результат. Как отмечалось ранее (Матковский, 2014а), модель базируется на следующих трех положениях: 1) численность генерации, полностью завершившей свой жизненный цикл, складывается из суммарной гибели рыб от промысла и прочих причин; 2) все, что не поймано, погибает от иных причин, не связанных с промыслом; 3) гибель рыбы есть вероятностный процесс.

Численность генерации через величину вылова можно выразить как:

$$N_i = V_i + N_i \left(1 - \frac{V_i}{N_i} \right), \quad (1)$$

где N_i — численность генерации в год i , экз.; V_i — виртуальная численность генерации или ее минимальный используемый запас в год i , экз.

Виртуальная численность генерации определяется как:

$$V_i = \sum_{j=i}^n C_j, \quad (2)$$

где C_j — улов генерации в год j , экз.

В случае если показатель естественной выживаемости является величиной постоянной, то численность через уловы можно выразить следующим образом (Хилборн, Уолтерс, 2001):

$$N_t = \sum_{i=t}^{i=t+n} \frac{C_i}{s^{i-t+1}}, \quad (3)$$

где s — темп естественной выживаемости от t до $t+1$; t — индекс года.

Поскольку величина естественной смертности с возрастом есть величина переменная (Тюрин, 1972; Засосов, 1976; Блинов, 1979), то это необходимо учитывать при определении численности.

Уравнение 1 представляет собой тождество, которое, к сожалению, нельзя рассчитать, так как в левой и правой его частях используется неизвестный параметр. Однако из данного уравнения становятся очевидны две вещи, а именно: если промысел интенсивный, то значительная часть численности учитывается в виде уловов, а во-вторых, количество рыб, погибающих от естественных причин, зависит от того, какая ее часть численности не будет поймана.

Удобно использовать вероятностный подход в определении убыли от естественных причин. Вероятностная когортная модель имеет следующий вид:

$$N_i = V_i + V_{i+1}(1 - P_{i+2}) + \dots \\ \dots + V_{n-1}(1 - P_n) + 2C_n, \quad (4)$$

где P_i — вероятность гибели от промысла в год i . P_i можно выразить как:

$$P_i = \frac{C_i}{N_i}, \quad (5)$$

Для длинноцикловых видов рыб P_i рекомендуется рассчитывать как:

$$P_i = \frac{V_i}{N_i}$$

Уравнение (4), как любая вероятностная модель, дает ориентировочную оценку численности, и точность расчета в значительной мере зависит от полноты определения необловленной части запаса, которая рассчитывается через минимальный неиспользуемый запас:

$$S_i = V_{i+1} = V_i - C_i = \sum_{j=i+1}^n C_j, \quad (6)$$

где S_i — минимальный неиспользуемый запас в год i , экз.

Вероятностная гибель рыб от естественных причин связана с неопределенностью: погибнет рыба от промысла или нет. Причем оценка этого события, как следует из уравнения (4), определяется только для части промыслового запаса, которая поддается фактическому учету. В этой связи модель часто дает заниженную величину численности. Однако это занижение, как будет показано, при определенных условиях не столь существенно, что важно для анализа состояния запаса. Тем не менее надежность результатов напрямую зависит от интенсивности использования биоресурса. В этой связи при низкой степени эксплуатации ресурса для определения минимального неиспользуемого запаса предлагалось применять не фактические, а теоретические уловы, рассчитанные исходя из различных зависимостей (Матковский, 2014б). При использовании же только фактической информации наилучший результат достигается только при условии, если суммарный коэффициент последующего использования запаса более 0,4.

$$E_t = \frac{V_t}{N_t}, \quad (7)$$

где E_t — коэффициент суммарного последующего использования запаса с возраста t ; t — возраст, с которого происходит устойчивое снижение вылова генерации.

Как свидетельствует практика применения модели, точность расчета численности зависит не только от полноты учета минимального неиспользуемого запаса, но и от уровня самой естественной смертности и продолжительности участия генерации в промысле. Все это наглядно иллюстрируется при сравнении результатов тестирования на примерах шестилетней и девятилетней продолжительности эксплуатации генераций промыслом. При сравнительно близких величинах естественной смертности в обоих тестах точность расчетов возрастает с увеличением длительности участия генерации в промысле и интенсивности ее изъятия (Матковский, 2014а, б). По девятилетнему тесту данные приведены в табл. 1.

Исходя из последнего, можно заключить, что, независимо от того как изменяются коэффициенты смертности по годам, можно получать удовлетворительные оценки численности при условии, что в какой-либо период жизни генерации промысел становится интенсивным. Это происходит, как отмечалось, в силу более полного учета минимального неиспользуемого запаса, от величины которого рассчитывается естественная убыль. При этом, исходя из структуры модели, расчеты по ней не могут приводить к серьезному завышению численности, так как минимальный неиспользуемый запас и даже его суммарная по годам величина начиная с возраста массового вступления поколения в промысел, как правило, ниже абсолютной численности.

Любая математическая модель построена на определенных допущениях, которые необходимо знать и учитывать в работе. Вероятностная когортная модель не является исключением и основным условием ее применимости, как отмечалось, служит то, что биоресурс должен интенсивно использоваться промыслом. Модель может существенно занижить численность при низкой степени эксплуатации ресурса (Матковский, 2014б), а также в случае высокой естественной смертности, что, например, свойственно короткоцикловым видам рыб (Монастырский, 1953; Рикер, 1979).

Упрощенная форма модели принята, прежде всего, исходя из двух обстоятельств: во-первых, из необходимости использования исключительно доступной информации и, во-вторых, для исключения применения низко достоверных коэффициентов естественной смертности, которые, как известно, могут существенно влиять на конечный результат (Бабаян и др., 1984; Борисов, 1985).

Итак, для выяснения поставленных задач, прежде всего, следует разобраться, почему при высокой интенсивности промысла метод дает адекватные оценки численности. Для этого нужно численность выразить через уловы и посмотреть, какая часть уловов остается недоучитываемой. Такой расчет можно выполнить, если задать условие, при котором естественная смертность равна промысловой. В этом случае численность генерации будет равна удвоенной величине виртуальной численности:

$$N_i = 2V_i, \quad (8)$$

так как промысловая убыль равна естественной.

Поскольку в вероятностной когортной модели гибель рыбы от промысла учитывается полностью, то интерес представляет оценка расхождения по показателю естественной смертности. Рассмотрим результаты такого расчета для случая, когда действительный коэффициент естественной смертности (φ_M) равен 0,25, (один из часто встречаемых вариантов).

Фактическую величину гибели от естественных причин в нашем примере при $\varphi_M = 0,25$ и шестилетнем участии генерации в промысле можно представить как:

$$N_{Mi} = 0,25N_i + \dots + 0,25N_n. \quad (9)$$

В первый год через показатель виртуальной численности при шестилетней эксплуатации генерации эта формула принимает следующий вид:

$$N_{M1} = 0,5V_1 + 0,5V_2 + 0,5V_3 + 0,5V_4 + 0,5V_5 + 0,5V_6. \quad (10)$$

Таблица 1. Относительные ошибки расчета численности по вероятностной когортной модели для модельных генераций, участвующих в промысле на протяжении девяти лет

Год	E	Ошибка, %		
		по N_1	по годам	по поколениям
2001	0,32	-15,5	-12,5	-11,2
2002	0,32	-11,8	-10,6	-8,9
2003	0,30	-16,0	-11,6	-13,7
2004	0,31	-16,2	-11,6	-12,0
2005	0,32	-11,9	-9,8	-8,8
2006	0,30	-15,2	-10,2	-13,1
2007	0,31	-16,8	-10,6	-12,7
2008	0,32	-12,2	-9,9	-8,8
2009	0,30	-14,4	-11,4	-12,3
2010	0,31	-17,2	-12,6	-13,3
2011	0,32	-12,6	-10,9	-9,0
2012	0,30	-13,6	-10,4	-11,5
2013	0,30	-17,4	-10,7	-13,8
2014	0,32	-13,3	-9,5	-9,3
2015	0,31	-12,9	-9,9	-10,7
2016	0,30	-17,4	-11,9	-14,1
2017	0,32	-14,0	-11,6	-9,9
2018	0,31	-12,7	-10,9	-10,5
2019	0,30	-15,4	-11,2	-11,1
2020	0,32	-12,3	-9,4	-7,3
2021	0,32	-9,2	-7,6	-5,2
2022	0,31	-9,3	-7,3	-4,1
2023	0,34	-5,3	-4,9	-0,9
2024	0,34	-0,5	-1,4	1,8
2025	0,34	-1,0	0,4	-1,0

Примечание. E — коэффициент суммарного последующего использования запаса (уравнение 7); N_1 — численность в первый год. Продолжительная эксплуатация генерации и высокая интенсивность ее изъятия приводят к более полному учету минимального неиспользуемого запаса, а следовательно, и к более точному результату. Для генерации, эксплуатируемой промыслом в течение девяти лет, адекватные оценки численности получаются даже при $E > 0,3$. Здесь необходимо сказать, что у рассматриваемого метода есть одно важное свойство — интегрированность промежуточных результатов. Данное свойство приводит к тому, что независимо от ежегодных, порой даже значительных колебаний смертности рыб, как это, например, представлено в девятилетнем тесте (рисунок), на выходе получаем относительно невысокое отклонение от исходной численности (табл. 1).

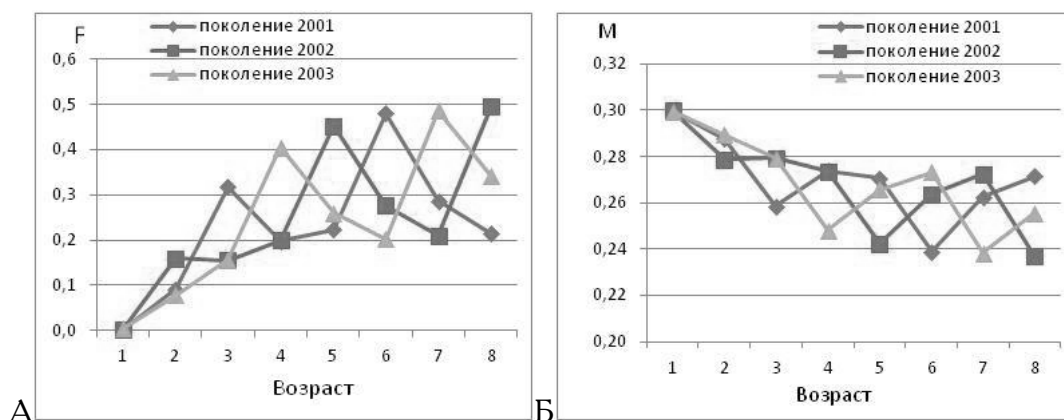


Рис. 1. Изменение в анализируемом тесте мгновенных коэффициентов смертности рыб: А — промысловая смертность; Б — естественная смертность.

Аналогичная гибель по вероятной когортной модели будет выглядеть как:

$$N_{M1} = 0,75V_2 + \dots + 0,75V_5 + 2V_6 \quad (11)$$

Соответственно, разность между значениями уравнений (10) и (11) будет равна следующим остаткам:

$$\diamond N_{M1} = 0,5V_1 - 0,25V_2 - \dots - 0,25V_5 - 1,5V_6 \quad (12)$$

Поскольку значение $0,5 V_1$ через V_2 можно представить как:

$$0,5 V_1 = 0,5(V_2 + C_1), \quad (13)$$

то используя подобный алгоритм в последующих преобразованиях уравнения 12, можем прийти к следующему конечному

выражению, отражающему соотношение остатков:

$$\diamond N_{M1} = 0,5C_1 + 0,25C_2 - 0,25C_4 - 0,5C_5 - 2C_6. \quad (14)$$

Исходя из него следует, что ошибка по первому году рассматриваемого примера относительно невысокая, так как остаток выражен всего в доле недоуценного улова. Как известно, доля улова несопоставимо мала по сравнению с величиной численности, и это можно проследить на конкретном примере, если в качестве стартового значения численности принять величину равную 1000 экз. (табл. 2).

Таблица 2. Пример расчета остатка недоуценной численности генерации с помощью вероятностной когортной модели в первый год вступления в промысел

Год	N, экз.	φ_F	φ_M	C, экз.	Недоуценная величина	
					доля улова	остаток, экз.
2001	1000	0,25	0,25	250	0,50	125
2002	500	0,25	0,25	125	0,25	31
2003	250	0,25	0,25	63	0	0
2004	125	0,25	0,25	31	-0,25	-8
2005	63	0,25	0,25	16	-0,50	-8
2006	31	0,25	0,25	8	-2,00	-16
Итого						124

Примечание. N — численность, экз.; φ_F и φ_M — действительные коэффициенты промысловой и естественной смертности; C — улов, экз.

Необходимо отметить, что в рассматриваемом примере поколение не полностью обловлено, непогибшими остались 16 экз. рыб. Тем не менее недоучтенная численность составляет всего 124 экз., или 12,4%. Много это или мало — судить сложно, так как критерии точности расчета численности для определения состояния биоресурса отсутствуют. По-видимому, в данном вопросе следует руководствоваться ценностью биоресурса, информационным обеспечением, а также возможностью применения иных методов расчета.

Поскольку модель способна давать адекватные оценки численности при сравни-

тельно высокой интенсивности промысла, то возникает вопрос: насколько часто мы сталкиваемся с подобной ситуацией, когда коэффициент суммарного последующего использования запаса выше 0,4. Как выяснилось, для многих важных промысловых запасов такое условие соблюдается. В частности, рассмотрим это на примере популяций сиговых рыб Обского бассейна (табл. 3).

В табл. 3 коэффициент общей смертности рассчитывали по методу Бивертон — Холта (Beverton, Holt, 1956) через показатели роста рыб уравнения Берталанфи. Надо отметить, что сравнительно близкие оценки смер-

Таблица 3. Некоторые показатели генераций сиговых рыб Обского бассейна

Вид	Год рождения поколения	Предельный возраст в уловах, лет	Z	Показатели возраста					E
				максимальной продуктивности		начала снижения уловов, тыс. экз.			
				t, лет	M	C, тыс. экз.	V, тыс. экз.	N, тыс. экз.	
<i>Coregonus muksun</i> (Pallas)	1989	16	0,39	6,2	0,23	74,1	226,2	528,6	0,43
<i>Stenodus leucichthys nelma</i> (Pallas)	2000	17	0,49	6,3	0,19	5,3	9,2	22,3	0,41
<i>Coregonus nasus</i> (Pallas)	2000	10	0,36	4,2	0,18	196,7	659,5	1301,3	0,51
<i>Coregonus peled</i> (Gmelin)	2006	9	0,53	3,8	0,26	769,1	2066,6	3675,9	0,56
<i>Coregonus lavaretus pidschian</i> (Gmelin)	2000	10	0,36	4,5	0,16	490,6	1434,4	2921,0	0,49
<i>Coregonus sardinella</i> Valensiennes	2010	6	0,52	3,1	0,23	2099,3	3058,1	12914,4	0,23

Примечание. Z — мгновенный коэффициент общей смертности, 1/год; t — возраст, лет; M — мгновенный коэффициент естественной смертности, 1/год; C — улов, тыс. экз.; V — виртуальная численность, тыс. экз.; N — численность, тыс. экз.; E — коэффициент суммарного последующего использования запаса.

ности для муксуна (35,5%) и пеляди (41,2%) ранее были получены Полымским (1986) на основе мечения рыб. Исходя из рассчитанного коэффициента E следует, что для большинства популяций сиговых видов рыб Обского бассейна вероятностную когортную модель использовать можно. Относительно ряпушки следует заметить, что запас этого вида действительно слабо эксплуатируется в Обской губе, поскольку промысел ведется главным образом в нерестовых реках, при этом в губе наряду с полупроходной обитает и жилая форма ряпушки (Матковский и др., 2016).

Рассмотренное занижение численности по вероятностной когортной модели можно исключить, если известен коэффициент естественной смертности. Алгоритмы корректировочного расчета простые и сводятся к следующему:

1. Уточнение количества рыб, погибающих от естественных причин,

$$a_i = \frac{b_i}{1 - d_i}, \quad (15)$$

где a_i — новое значение количества рыб генерации, погибающих от естественных причин в год i , экз.; b_i — исходное количество рыб генерации, погибающих от естественных причин в год i , экз.; d_i — доля отклонения расчетного значения коэффициента естественной смертности от его фактического значения в год i .

$$d_i = \frac{\varphi_{Mfi} - \varphi_{Mi}}{\varphi_{Mfi}}, \quad (16)$$

где φ_{Mfi} — фактическая величина действительного коэффициента естественной смертности генерации в год i ; φ_{Mi} — расчетная величина действительного коэффициента естественной смертности генерации в год i .

2. Определение суммарного значения рыб, погибающих от естественных причин,

$$N_{Mi} = \sum_{j=i}^n a_j, \quad (17)$$

где N_{Mi} — суммарное количество рыб генерации, погибающих от естественных причин за все последующие годы, начиная с года j , экз.

3. Определение новых значений N_i , φ_{Mi} и b_i

$$N_i = V_i + N_{Mi}, \quad (18)$$

$$b_i = N_{Mi} - N_{Mi+1}, \quad (19)$$

$$\varphi_{Mi} = \frac{b_i}{N_i}. \quad (20)$$

Вычисления по уравнениям 15–20 повторяются до соблюдения равенства между расчетными значениями коэффициентов естественной смертности и их фактическими величинами. Поскольку это цикл вычислений, то после выполнения расчета по уравнению 15 b_i становится равным a_i и расчет по уравнению (19) можно не проводить. Данное уравнение приводится лишь в качестве пояснения.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Представленные материалы подтверждают, что упрощенные модели при соблюдении условий их применения способны давать объективное представление об изучаемых процессах.

Для реализации вероятностной когортной модели требуется минимум исходной информации. Однако своеобразной платой за простоту служат ограничения по условиям применения модели, в частности, ресурс должен интенсивно использоваться промыслом ($E > 0,4$). В противном случае значительная часть рыб, погибающих от естественных причин, будет недоучитываться. Аналогично модель нельзя применять и для короткоцикловых видов рыб, у которых естественная смертность относительно высокая.

Рассмотренные ограничения по применению вероятностной когортной модели могут быть устранены в случае знания коэффициентов естественной смертности.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Бабаян В.К., Булгакова Т.Н., Бородин Р.Г., Ефимов Ю.Н. Методические рекомендации. Применение математических

методов и моделей для оценки запасов рыб. М.: ВНИРО, 1984. 156 с.

Бабаян В.К. О некоторых особенностях математического моделирования в сырьевых рыбохозяйственных исследованиях // *Вопр. рыболовства*. 2015. Т. 16. № 4. С. 428–439.

Блинов В.В. Зависимость коэффициента естественной смертности рыб от их возраста // *Рыб. хоз-во*. 1979. № 1. С. 14–16.

Борисов В.М. Естественная смертность как фактор динамики численности промысловых популяций рыб // *Теория формирования численности и рационального использования стад промысловых рыб*. М.: Наука, 1985. С. 158–166.

Державин А.Н. Севрюга. Биологический очерк // *Изв. Бакин. ихтиол. лаб.* 1922. Т. 1. 112 с.

Засосов А.В. Динамика численности промысловых рыб. М.: Пищ. пром-сть, 1976. 312 с.

Матковский А.К. Определение смертности и численности рыб с использованием стандартизированного улова, данных по селективности и интенсивности промысла // *Вестн. рыбохоз. науки*. 2014а. Т. 1. № 4 (4). С. 35–68.

Матковский А.К. Возможность применения метода восстановленного запаса рыб (ВЗР) при низкой интенсивности промысла // *Матер. Междунар. науч. конф. «Рыбохозяйственные водоемы России: фун-*

даментальные и прикладные исследования». СПб., 2014б. С. 536–547.

Матковский А.К., Семенченко С.М., Степанов С.И. и др. Изучение нерестилищ сиговых рыб (*Coregonidae*) в Обской губе // *Вестн. рыбохоз. науки*. 2016. Т. 3. № 2 (10). С. 39–68.

Монастырский Г.Н. О типах нерестовых популяций у рыб // *Очерки по общим вопросам ихтиологии*. М.; Л.: Изд-во АН СССР, 1953. С. 295–305.

Полымский В.Н. Естественная и промысловая смертность полупроходных сиговых рыб Обского бассейна в период анадромной миграции // *Сб. науч. тр. ГосНИОРХ*. 1986. Вып. 243. Динамика численности промысловых рыб Обского бассейна. С. 30–33.

Рикер У.Е. Методы оценки и интерпретация биологических показателей популяций рыб. М.: Пищ. пром-сть, 1979. 408 с.

Тюрин П.В. «Нормальные» кривые переживания и темпов естественной смертности рыб, как теоретическая основа регулирования рыболовства // *Изв. ГосНИОРХ*. 1972. Т. 71. С. 71–128.

Хилборн Р., Уолтерс К. Количественные методы оценки рыбных запасов // *Выбор, динамика и неопределенность (избранные главы)*. СПб.: Политехника, 2001. 225 с.

Beverton R.J.H., Holt S.J.. A review of methods for estimating mortality rates in fish populations, with special reference to sources of bias in catch sampling *Rapp. P. – V. Reun. Cons. Perm. Int. Explor. Mer*. 1956. № 140. P. 67–83.

LIMITATIONS AND OPPORTUNITIES FOR THE USE OF A PROBABLE COHORT MODEL FOR DETERMINING FISH NUMBERS

© 2019 y. A. K. Matkovskiy

State Scientific-and-Production Centre for Fisheries, Tyumen, 625023

The article considers the limitations of using the probabilistic cohort model. It is shown that the model has limitations on fishing intensity. The model provides an adequate estimate of the population when the coefficient of total subsequent use of the stock exceeds 0.4. Restrictions are associated with the underestimation of natural mortality, which is absent in the input data of the model. Algorithms for correcting the results are given. It is shown that in the presence of data on natural mortality, there are no errors in the calculation of numbers.

Key words: probabilistic cohort model, natural mortality, scope of application.