

Федосеев В.Я. Краб // Комплексная целевая программа «Дальаквакультура» на 1990-1995 и до 2010 гг. - Владивосток: Научный архив ТИНРО, 1989а. - № 22632. - С.75-88.

Федосеев В.Я. Рекомендации по рациональному промыслу и искусственному воспроизводству крабов (согласно проекту «Дальаквакультура»). - Владивосток: Научный архив ТИНРО, 1989б. - № 22698 - 38 с.

Федосеев В.Я. Вопросы рационального промысла и искусственного воспроизводства краба // Тез. докл. V Всесоюз. конф. по промысл. беспозвоночным. - М.: ВНИРО, 1990. - С. 52-54.

Федосеев В.Я. Комплексная программа научно-исследовательских и экспериментальных работ по воспроизводству промысловых видов крабов дальневосточных морей на 1999-2010 годы. - Владивосток: Научный архив ТИНРО-центра, 1999. - № 23003. - 57 с.

Федосеев В.Я. Способы искусственного повышения продуктивности природных популяций крабов // Экологический вестник Приморья. - 2000. - № 5. - С. 3-9.

Федосеев В.Я., Слизкин А.Г. Воспроизводство и формирование популяционной структуры у краба-стригуна *Chionoecetes orilio* в дальневосточных морях // Морские промысловые беспозвоночные. М.: ВНИРО. - 1980. - С. 24-35.

Федосеев В.Я., Слизкин А.Г., Родин В.Е. Общие закономерности воспроизводства крабов // Сырьевые ресурсы и биол. основы рац-го использ-я промысл. беспоз-ых. Тез. докл. Всес. сов-я 14-16 дек. 1988 г. Владивосток: ТИНРО, 1988. - С. 27-28.

Федосеев В.Я., Григорьева Н.И. Разведение камчатского краба *Paralithodes camtschatica* (Tilesius, 1815) (Decapoda: Lithodidae) на подвесных плантациях / ТИНРО. - Владивосток, 1999. - Деп. во ВНИЭРХ, № 1351 - рх 99.

Федосеев В.Я., Григорьева Н.И. Способы выращивания крабов на искусственных сооружениях // Тез. докл. междунар. науч.-практ. конф. Южно-Сахалинск: СахНИРО, 2001. - С. 119-120.

Федосеев В.Я., Григорьева Н.И. Воспроизводство камчатского краба на подвесных плантациях в заливе Посъет (Японское море) // Рыбное х-во. - 2001а. - № 2. - С. 35-36.

Федосеев В.Я., Григорьева Н.И. Культивирование камчатского краба *Paralithodes camtschatica* Tilesius в заливе Посъет (залив Петра Великого, Японское море) // Изв. ТИНРО. - 2001б. - Т. 128 (в печати).

Пат. № 2174750 Способы выращивания крабов (варианты) / **Федосеев В.Я., Григорьева Н.И.** (Россия). Заявлено 27.07.98. Оpubл. 20.10.2001. Бюл. № 29.

Marukava H. Biological and fishery research on japanese king crab *Paralithodes camtschatica* (Tilesius) // J. Imp. Fish. Exp. St. Tokyo. - 1933. - Vol. 37. - № 4. - P. 1-200.

УДК 574.64:597-1.044

ВОЗДЕЙСТВИЕ КАДМИЯ И ЦИНКА НА ВЫЖИВАЕМОСТЬ ПРЕДЛИЧИНОК ДВУХ ВИДОВ РЫБ ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО (ЯПОНСКОЕ МОРЕ)

*Черкашин С.А., Никифоров М.В., Щеглов В.В.,
Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр,
г. Владивосток*

Исследовано действие кадмия и цинка на выживаемость предличинок японского анчоуса – *Engraulis japonicus* и длиннорылой камбалы – *Limanda punctatissima*. Расчетная недеятельствующая концентрация кадмия при 96 час. экспозиции составила 0,002 и 0,001 мг/л соответственно. Расчетная недеятельствующая концентрация цинка при 96 час. экспозиции составила 0,010 и 0,008 мг/л соответственно.

The impact of cadmium and zinc on survival of the prolarval Japanese anchovy (*Engraulis japonicus*) and longsnout flounder (*Limanda punctatissima*) has been studied. The computed dead concentrations of cadmium under the 96-hour exposition were 0.002 and 0.001 mg/l, respectively. The computed dead concentrations of zinc under the 96-hour exposition were 0.010 and 0.008 mg/l, respectively.

Устойчивость живых организмов к воздействию неблагоприятных факторов в значительной степени зависит от их размеров, этапов и стадий развития (Никольский, 1974; Кушинг, 1979; Патин, 1979). Наиболее уязвимы к загрязнению и другим изменениям условий окружающей среды мелкие гидробионты. К ним относится планктон, в том числе икра и личинки промысловых объектов. Минимальные размеры, а следовательно и наибольшая удельная поверхность контакта с окружающей средой, являются одной из причин их пониженной устойчивости к неблагоприятным воздействиям. Низкая резистентность на ранних стадиях онтогенеза, вероятнее всего, связана и со спецификой морфофизиологических процессов, происходящих в быстро развивающемся организме. Очевидно, что водная среда в первую очередь оказывает определяющее влияние на жизнедеятельность эмбрионов и личинок, не обладающих еще значительным потенциалом резистентности.

В то же время численность поколения вида определяется в основном именно условиями выживания икры и личинок на ранних стадиях развития (Дехник, Расс, 1987) и в меньшей степени – условиями роста и развития молоди (Степаненко, 1983). Максимальная смертность, по мнению Д. Х. Кушинга (1979), происходит в период дрейфа личинок. В некоторых случаях численность поколения определенных видов рыб может зависеть от абиотических условий, например от выноса личинок в районы, где температура, соленость и другие физико-химические параметры, в том числе загрязнение, неблагоприятны для выживания. Развитие икры и личинок, несомненно, обуславливается целым рядом биотических и абиотических факторов, и тем не менее многочисленные данные, полученные в последнее время по целому ряду объектов, свидетельствуют о том, что среди их множества лишь немногие являются определяющими в конкретной ситуации (Степаненко, 1988).

Выживаемость икры и личинок в ряде случаев в большей степени зависит от уровня и скорости изменчивости экологических условий. Например, увеличение временных градиентов температуры и солености приводило к снижению выживаемости икры мерлузы и анчоуса (Степаненко, 1983). Все это свидетельствует о том, что в ряду причин, обуславливающих элиминацию икры и личинок на ранних стадиях развития, величина и частота встречаемости временных и пространственных градиентов океанологических условий может иметь основное значение в определении численности поколения.

Обзор работ по моделированию взаимоотношений личинок рыб с физико-химическими факторами и экосистемами в целом был проведен в 1981 г. Laurence (цит. по Vlaхter J., 1984). В числе доминирующих физико-химических параметров приводятся загрязнение или токсичность, а также и такие абиотические факторы, как температура, соленость, кислород.

Мнение различных авторов о влиянии тех или иных факторов на развитие планктонных организмов неоднозначно, но большинство исследователей полагают, что для обоснованного прогноза трансформации биоценозов целесообразно проведение экспериментальных работ (Федоров, 1983; Черкашин, Кандинский, 1985; Лукьяненко, Черкашин, 1987). Одним из путей установления сравнительного адаптационного потенциала сообществ различных районов Мирового океана является постановка модифицированных экспериментов по схеме доза-эффект (Всесторонний анализ..., 1987). В практике морской экологии такой подход распространен достаточно широко.

После проведения оценки показателей токсичности по их экологической значимости, научной и юридической ценности, применимости ко всем классам соединений

(Mayer et al., 1980) к наилучшим отнесены тесты, основанные на определении острой летальности на эмбрионально-личиночных стадиях, на выявлении нарушений репродуктивной функции, и некоторые другие. Считается, что наиболее серьезные последствия загрязнения, в частности снижение численности и интенсивности пополнения запасов промысловых рыб, могут быть связаны с крупномасштабным нарушением условий естественного воспроизводства (Патин, 1982). Речь идет не только о повышенной уязвимости к загрязнению гидробионтов на ранних этапах развития, но и о приуроченности опасных уровней загрязнения к районам нерестилищ и о локализации токсикантов в биотопах гипонейстона и бентоса.

Эффективность исследований и обоснованность их выводов определяются прежде всего правильным выбором тест-объектов, что само по себе является сложной задачей из-за гетерогенности видовой структуры и многообразия связей в морских экосистемах. Удачность такого выбора может быть оценена только после многочисленных экспериментов с организмами разных систематических и экологических групп. Наиболее верное решение, по крайней мере, при современном состоянии рыбохозяйственной токсикологии состоит в выборе для исследований нескольких тест-объектов, отвечающих определенным требованиям, в том числе доступности и удобству для содержания и применения в биотестах. Кроме того, мониторинг состояния морских экосистем необходимо проводить с использованием массовых видов.

Сравнительный анализ токсикологических данных показал, что в большинстве случаев наиболее слабыми звеньями, которые определяют конечный результат установления предельно допустимых концентраций разнообразных веществ, были планктонные ракообразные, развивающаяся икра, личинки и молодь рыб (Волков, 1998).

Существенную опасность для биоты представляют такие широко распространенные и весьма токсичные загрязнители, как тяжелые металлы. Специалистам хорошо известна повышенная уязвимость к их воздействию эмбрионов и личинок рыб (Патин, 1979; Методы исследований..., 1985). Поэтому целью настоящего исследования являлось изучение устойчивости массовых видов ихтиопланктона залива Петра Великого к приоритетным для южного Приморья поллютантам – кадмию и цинку.

В качестве тест-объектов использовали предличинок японского анчоуса – *Engraulis japonicus* и длиннорылой камбалы – *Limanda punctatissima*. Они широко распространены и многочисленны весной и летом в Японском море.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводились на экспериментальной базе ТИНРО-центра на о-ве Рейнеке в заливе Петра Великого. Икру отлавливали в светлое время суток в июне – августе из поверхностного слоя в районе с экологически благоприятной обстановкой с помощью заякоренной поверхностной планктонной сети типа Джели. Собранный материал доставлялся в лабораторию экспериментальной базы, где в отдельные сосуды объемом 1000 мл, заполненные отстоянной и фильтрованной морской водой, отсаживали икру японского анчоуса (*Engraulis japonicus*) и длиннорылой камбалы (*Limanda punctatissima*) по 50-100 шт. в отдельные стаканы. Через 5-10 и 3-8 час. после завершения массового вылупления соответственно предличинок анчоуса и камбалы рассаживали по 5 шт. в высокие градуированные стеклянные стаканы (объемом >100 мл) с чистой отстоянной и фильтрованной морской водой. Отсаженных предличинок выдерживали в этих стаканах в течение 11-12 час., чтобы исключить из эксперимента травмированных при пересадке особей. Таким образом, в эксперимент попадают только заведомо жизнеспособные предличинки анчоуса и камбалы в возрасте 16-22 и 14-20 час. соответственно.

В целях определения состояния гидробионтов нами в качестве тест-функции была выбрана выживаемость, которая является интегральной характеристикой резистентности организмов. Используемый в острых опытах критерий токсичности – процент выживаемости тест-объектов – достаточно демонстративен, легко учитываемый и поэтому общепризнан.

Диапазон исследуемых концентраций токсиканта устанавливался на основании результатов предварительных экспериментов. При этом следует стремиться к тому, чтобы, по крайней мере, по одной концентрации вызывали эффект менее 50% и более 50%. Всего в основном опыте исследовалось пять концентраций. Каждая из них готовилась трижды. Также в трехкратной повторности ставится параллельная серия с контрольной группой, отличающейся от экспериментальной только отсутствием токсиканта.

Незначительные изменения температуры воды в опыте и контроле соответствовали природному ходу температур. Освещенность повторяла естественные суточные циклы. Продолжительность экспозиции в экспериментах на предличинках составляла 96 час. При температуре 18-20°C в конце опытов происходит рассасывание желточного мешка у обоих тест-объектов. Температура растворов в июньских экспериментах с камбалой составляла 16-17°C, а в опытах на предличинках анчоуса для растворов цинка – 15°C, для кадмия в августе – 21-21,5 °C. Соленость варьировала в пределах 32-33‰. Концентрации металлов в растворах в начале и по окончании экспериментов определяли на атомно-адсорбционном спектрофотометре Nippon Jarrell Ash AA – 855. В расчетах использовались средние концентрации катионов.

Показания о смертности тест-объектов снимали каждые 12 час., погибших предличинок немедленно удаляли из стаканов. Полученные результаты анализировали, учитывая поправку Аббота (Методические указания..., 1989; Методические указания..., 1998). Для выявления зависимости «концентрация – эффект» и расчета параметров токсичности (ЛК₀, ЛК₁₆, ЛК₅₀, ЛК₈₄, и ЛК₁₀₀) использовали несколько вариантов пробит-анализа (Беленький М.Л., 1963; ЕРА, 1995; Методические указания..., 1998).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты исследований показали, что ЛК₅₀ кадмия при 96 час. экспозиции для предличинок японского анчоуса оказалась равной 0,029 мг/л, при этом в максимальной из взятых нами концентраций (0,1 мг/л) гибель тест-объектов составляла лишь 80,5% (табл. 1).

Таблица 1

Гибель предличинок японского анчоуса (%) в различных концентрациях кадмия, экспозиция 96 час., n=90

Концентрация, мг/л	Гибель предличинок, %	Параметры токсичности, мг/л
Контроль	0,0	
0,001	0,0	ЛК ₀ =0,002
0,002	0,0	ЛК ₁₆ =0,007
0,02	59,9	ЛК ₅₀ =0,029
0,05	68,5	ЛК ₈₄ =0,095
0,1	80,5	ЛК ₁₀₀ =0,437

Примечание. Гибель рассчитана с учетом поправки Аббота.

В экспериментах на предличинках длиннорылой камбалы значение ЛК₅₀ составило 0,007 мг/л (табл. 2), а 100%-ная гибель наблюдалась уже при концентрации 0,05 мг/л. Недействующая концентрация кадмия (ЛК₀) для длиннорылой камбалы составила 0,001 мг/л, что в два раза ниже, чем в опытах с японским анчоусом (ЛК₁₆=0,002 мг/л).

Таблица 2

Гибель предличинок длиннорылой камбалы (%) в различных концентрациях кадмия, экспозиция 96 час., n=90

Концентрация, мг/л	Гибель предличинок, %	Параметры токсичности, мг/л
Контроль	0,0	
0,001	0,0	ЛК ₀ = 0,001
0,002	60,1	ЛК ₁₆ = 0,003
0,02	60,1	ЛК ₅₀ = 0,007
0,05	100	ЛК ₈₄ = 0,016
0,1	100	ЛК ₁₀₀ = 0,047

Примечание. Гибель рассчитана с учетом поправки Аббота.

Установлено, что значение 96 ч ЛК₅₀ цинка для предличинок японского анчоуса составило 0,219 мг/л, при этом 100%-ная гибель не наблюдалась даже в максимальной исследованной нами концентрации (табл. 3).

Таблица 3

Гибель предличинок японского анчоуса (%) в различных концентрациях цинка, экспозиция 96 час., n=90

Концентрация, мг/л	Гибель предличинок, %	Параметры токсичности, мг/л
Контроль	0,0	
0,01	0,0	ЛК ₀ =0,010
0,02	9,1	ЛК ₁₆ =0,060
0,06	63,6	ЛК ₅₀ =0,219
0,5	72,7	ЛК ₈₄ =0,832
1,0	81,9	ЛК ₁₀₀ =5,230

Примечание. Гибель рассчитана с учетом поправки Аббота.

В экспериментах на предличинках длиннорылой камбалы 96 час. ЛК₅₀ оказалась равной 0,029 мг/л, а в концентрации 0,14 мг/л наблюдалась 100%-ная гибель организмов (табл. 4). Расчетная недействующая концентрация цинка для предличинок длиннорылой камбалы составила 0,008 мг/л, а для анчоуса – 0,01 мг/л. Эти величины достоверно не отличались при уровне значимости P = 0,05.

Таблица 4

Гибель предличинок длиннорылой камбалы (%) в различных концентрациях цинка, экспозиция 96 час., n=90

Концентрация, мг/л	Гибель предличинок, %	Параметры токсичности, мг/л
Контроль	0,0	
0,01	0,0	ЛК ₀ =0,008
0,02	62,5	ЛК ₁₆ =0,017
0,04	75,0	ЛК ₅₀ =0,029
0,06	87,4	ЛК ₈₄ =0,050
0,14	100	ЛК ₁₀₀ =0,105

Примечание. Гибель рассчитана с учетом поправки Аббота.

Полученные данные показывают, что токсикорезистентность предличинок японского анчоуса и длиннорылой камбалы к исследованным металлам наиболее существенно отличается при максимальном содержании поллютантов. Медианные летальные концентрации кадмия, и цинка при длительности экспериментов 96 час. значительно меньше для камбалы. В то же время расчетные недействующие концентрации близки для предличинок обоих видов рыб и значительно ниже официально утвержденных в Российской Федерации рыбохозяйственных предельно допустимых концентраций (ПДК) этих элементов. Такое расхождение полученных нами и утвержденных государственными ведомствами ПДК кадмия и цинка для морских вод объясняется в основном тем, что токсикологические эксперименты при разработке ПДК проводились на высокорезистентных и нечувствительных тест-объектах. Например, С.А. Патин (1979) предлагал использовать в качестве объектов эколого-токсикологических исследований биологических эффектов загрязняющих примесей в морской воде икру и личинок следующих рыб: *Trachurus trachurus*, *Clupea*, *Tilapia mossambica* и др. В то же время при изучении влияния цинка на икру и личинок этих видов рыб значения LK_{50} данного металла составили от 25 до 80 мкг/л (Патин и др., 1978, цит. по Патин, 1979). Еще более высокие концентрации цинка, свинца и меди (0,1; 1 и 10 мг/л) были использованы в экспериментах с икрой салаки (Кайво, 1983).

Экспериментальное изучение жизнестойкости личинок пяти видов дальневосточных рыб выявили существенное влияние их видовых особенностей на выживаемость в условиях воздействия экстремальных факторов. Наиболее уязвимой к повышенному содержанию цинка оказалась сайра. Концентрация 0,2 мг/л вызывала через сутки гибель всех ее предличинок, выклюнувшихся последними. Для более жизнестойких предличинок этого вида тест-объектов LK_{50} за 24 час. составляла 3,8 мг/л, а 48 час. LK_{50} – 0,7 мг/л. С увеличением длительности воздействия минимальная токсичная концентрация будет значительно меньше, то есть безопасные концентрации этого металла для сайры составляют лишь десятки мкг/л (Черкашин, 2000).

Приведенные нами в этой работе результаты показали, что расчетные недействующие концентрации цинка при 96 час. экспозиции для исследованных предличинок длиннорылой камбалы и японского анчоуса были близки и варьировали в пределах 0,008 мг/л – 0,01 мг/л. Эти значения оказались несколько выше концентрации данного токсиканта, не действующей в экспериментах на эмбрионально-личиночных стадиях развития хитона *Ischnochiton hakodadensis*, включая оседание и начало метаморфоза (Тюрин, 1994).

Недействующая концентрация кадмия на плутеус морских ежей в 96 час. экспериментах составила 0,066 мг/л, а LK_{50} – 0,139 мг/л. В длительных экспериментах с молодью стихеевой рыбы, опистоцентра глазчатого, многочисленного в прибрежных водах залива Петра Великого, 0,05 мг/л кадмия вызывают усиление перекисного окисления липидов, увеличение содержания общих тиолов и снижение концентрации белка. Это свидетельствует о нарушении структуры биологических мембран, мобилизации антиоксидантной системы и общем истощении организма (Мойсейченко, Щеглов, Лукьянова, 2000). Эти концентрации данного токсиканта в 5-6 раз выше недействующей концентрации (0,001 мг/л) в 96 час. экспериментах с использованием хитона *Ischnochiton hakodadensis* (Тюрин, 1994). Полученные нами значения LK_0 кадмия при 96 час. экспозиции составили 0,001 мг/л для длиннорылой камбалы и 0,002 мг/л – для японского анчоуса. Причем ранее нами было показано (Черкашин, в печати), что ис-

пользование функциональных нагрузок значительно понижает устойчивость предличинок японского анчоуса к кадмию, позволяя выявить в острых опытах недействующие концентрации, ниже официально утвержденных в нашей стране ПДК для катионов этого металла, но сопоставимые с данными дальневосточных исследователей (Тюрин, 1994; Тюрин, Христофорова, 1995). Исходя из этого, мы рекомендуем пересмотреть ныне действующие ПДК, и в качестве одних из тест-объектов для этой цели могут быть использованы предличинки японского анчоуса и длиннорылой камбалы.

ЛИТЕРАТУРА

Волков И.В., Заличева И.Н., Моисеева В.П. и др. Региональные аспекты водной токсикологии // Экологические аспекты регламентирования антропогенного загрязнения водоемов России (региональные ПДК). - Ярославль: Верхневолжское отделение Российской экологической академии (ВВО РЭА), 1998. - С. 3-20.

Всесторонний анализ экосистемы Берингова моря (ред. Ю.А.Израэль, А.В.Цыбань). Л.: Гидрометеиздат, 1987. - 264 с.

Дехник Т.В., Расс Т.С. Основные аспекты исследований ихтиопланктона. // Вопр. Ихтиологии, Т. 27. Вып. 5. - 1987. - С. 721-728.

Кайво Т.В. Салака *Clupea harengus membras* в качестве тест-объекта в мониторинге экосистемы Балтийского моря // Теоретические вопросы биотестирования. Волгоград, 1983. - С. 112-114.

Кушинг Д.Х. Морская экология и рыболовство. М.: Пищевая промышленность, 1979. - 288 с.

Лукьяненко В.И., Черкашин С.А. Экспериментальное обоснование возможности использования реакции избегания гидробионтами токсикантов для биотестирования качества водной среды // Физиология и биохимия гидробионтов. Ярославль: Яросл. гос. ун-т, 1987. - С. 48-57.

Методические указания по установлению предельно допустимых концентраций вредных веществ для рыбохозяйственных водоемов и дополнительных характеристик, нужных для расчета ПДС. Ленинград: ГосНИОРХ, КХНП ЭТОКС, 1989. - 51 с.

Методические указания по установлению эколого-рыбохозяйственных нормативов (ПДК и ОБУВ) загрязняющих веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. - М.: ВНИРО, 1998. - 148 с.

Методы исследований токсичности на рыбах. Пер. с нем. - М.: Агропромиздат, 1985. - 119 с.

Мойсейченко Г.В., Щеглов В.В., Лукьянова О.Н. Биологические эффекты тяжелых металлов, содержащихся в буровых растворах // Вопросы рыболовства, 2000. - Т. 1 № 2-3, ч. 2. - С. 59-60.

Никольский Г.В. Экология рыб. М.: Высшая школа, 1974. - 367 с.

Патин С.А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. М.: Пищевая промышленность. - 1979. - 304 с.

Патин С.А. Особенности распределения и биологического действия загрязняющих веществ в Мировом океане. // Человек и биосфера. - М.: МГУ, 1982. - Вып. 7. - С. 62-71.

Степаненко М.А. Экология воспроизводства и межгодовая изменчивость выживаемости икры и личинок оregonской мерлузы и калифорнийского анчоуса. // Изв. Тихоокеанского НИИ рыб. хоз-ва и океанографии. - 1983. - Т. 107. С. 38-46.

Степаненко М.А. Межгодовая изменчивость условий воспроизводства и прогнозирование урожайности поколений оregonской мерлузы и калифорнийского анчоуса // Изменчивость состава ихтиофауны, урожайности поколений и методы прогнозирования запасов рыб в северной части Тихого океана. Владивосток: ТИНРО. - 1988. - С. 28-36.

Тюрин А.Н. Действие ионов металлов и детергентов на развитие хитонов: автореф. дис. канд. биол. наук. Владивосток, 1994. - 22 с.

Тюрин А.Н., Христофорова Н.К. Выбор тестов для оценки загрязнения морской среды. // Биология моря, 1995. - Т. 21, № 6 - С. 361-368.

Федоров В.Д. К стратегии экологического прогноза // Человек и биосфера. - М.: МГУ, 1983. - Вып. 8. - С. 4-30.

Черкашин С.А. Экспериментальная оценка экологической ситуации с помощью изучения выживаемости ихтио- и зоопланктона // Вопросы рыболовства. - 2000. - Т. 1, № 2-3, ч. 2. - С. 168-169.

Черкашин С.А. Биотестирование: терминология, задачи, основные требования и применение в рыбохозяйственной токсикологии // Известия ТИНРО-центра. - 2001 (в печати).

Черкашин С.А., Кандинский П.А. Место экологического мониторинга загрязнения среды при рациональном использовании биоресурсов морей, его основные задачи и направления // Исследование и рациональное использование биоресурсов дальневосточных и северных морей СССР и перспективы создания технических средств для освоения неиспользуемых биоресурсов открытого океана. - Владивосток, 1985. - С. 137-138.

Blaxter J.H.S. Ontogeny, Systematics and Fisheries \ Ontogeny and Systematics of Fishes \ Based on An Intern. Simposium, 1983 California. Lawrence: The Am. Soc. of Ichthyologists and Herpetologists 1984. P.1-6.

Mayer F. L., Mehrle P.M., Schoettger R.A. Trends in aquatic toxicology in the United states: a perspective. // The effect of pollutants upon aquatic ecosystems. EPA. Washington, 1980. P. 44-59.

U.S. Environmental Protection Agency, August 1995. Short-term methods for estimating the chronic toxicity of effluents and receiving waters to west coast marine and estuarine organisms. First edition. G.A.Chapman, D.L.Denton, J.M. Lazorchak (eds.). EPA/600/R-95-136. Cincinnati, Ohio.45268. 661 p.