

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ БИОДИАГНОСТИКА СОСТОЯНИЯ ПРИБРЕЖНЫХ АКВАТОРИЙ ЗАЛИВА ПЕТРА ВЕЛИКОГО НА РАКООБРАЗНЫХ: ИСТОРИЯ И ОСНОВНЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ

Черкашин С.А. (ТИНРО-Центр, sergey.cherkashin@tinro-center.ru)

ВВЕДЕНИЕ

Особое место среди морских водоемов занимают прибрежные мелководные, благодаря своей исключительной роли в создании биопродукции и самоочищении гидросферы. Вместе с тем они испытывают наибольшее антропогенное воздействие и часто становятся приемниками сточных вод береговых источников и загрязненного речного стока со всего водосборного бассейна. Среди прибрежных акваторий дальневосточных морей России максимальному антропогенному воздействию подвержены внутренние участки зал. Петра Великого. Этот залив относится к 21 акватории, рекомендованной для долгосрочного (в течение 50 лет) ежегодного мониторинга в разных странах Западной Пацифики (Адрианов, 2004). Он является наиболее богатым районом морей России по видовому и таксономическому разнообразию организмов. Многие районы залива имеют большое значение для развития марикультуры и прибрежного промысла рыб, беспозвоночных животных и макрофитов.

Незаменимую роль в оценке состояния окружающей среды играет биодиагностика, так как получить представление о способности поллютантов вызывать какие-либо нарушения состояния компонентов водных экосистем можно только с помощью подходов, базирующихся на регистрации откликов биоты. Гидробионты реагируют на все значимые изменения качества вод. Биодиагностика использует методы биотестирования (экспериментальные) и биоиндикации (натурные исследования и биомаркеры). Многочисленные исследования свидетельствуют о повышенной уязвимости к токсикантам многих ракообразных (Crustacea), прежде всего это относится к высшим ракообразным с малыми размерами тела (Патин, 1979, 2001; Nimmo, Namaker, 1982; Черкашин, 1986, 2001, 2005; Verslycke et al., 2004; Черкашин, Блинова, 2010, 2013; Черкашин, Пряжевская, 2016). Отдельные виды ракообразных уже давно и успешно используются для оценки токсичности отдельных веществ, их смесей, водной среды, донных отложений (Черкашин, Кандинский, 1978; Nimmo et al., 1978; Патин, 1979; Черкашин, Мясников, 1982; Лукьяненко и др., 1987; Черкашин, 2001). Цель данной работы – экспериментальная биодиагностика влияния загрязнения на качество вод зал. Петра Великого, выживаемость широко распространенных в Японском море ракообразных.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

На 1-ом этапе экспериментальных работ (1977-1993 гг.) проводили выбор наименее устойчивых к загрязнению животных и наиболее перспективных тест-объектов для оценки качества вод зал. Петра Великого (Черкашин, 1986, 2001). Исследования влияния тяжелых металлов на мизид и веслоногих ракообразных двух видов, креветок *Pandalus kessleri* из залива

показали, что наименее устойчивы к цинку мизиды, особенно, учитывая медианные летальные концентрации для самок, *Paracanthomysis shikhotaniensis* (таблица).

Таблица. Видовые особенности устойчивости ракообразных к цинку (мкг/л Zn^{2+})

Тест-объект	Условия опытов	Регрессионное уравнение	R ²	ЛК ₅₀	ЛК ₁
<i>Neomysis mirabilis</i> , молодь, 2-3 мм	48 ч, 15°C	$Y = 2,21x - 0,18$	0,95	221±96	20
Самки, 15-16 мм	48 ч, 15°C	$Y = 0,63x + 2,84$	0,91	2683±410	1
Самки, 13-15 мм	48 ч, 18°C	$Y = 1,52x + 0,24$	0,97	1354±122	40
<i>Paracanthomysis shikhotaniensis</i> , самки, 16-18 мм	48 ч, 18°C	$Y = 1,14x + 1,52$	0,99	1129±98	40
<i>Neocalanus plumchrus</i> , 8-9 мм	24 ч, 11-12°C	$Y = 7,09x - 0,51$	0,98	5986±344	3000
<i>Calanus glacialis</i> , 3-4 мм	24 ч, 14°C	$Y = 4,75x + 2,46$	0,96	3426±290	1107
<i>C. glacialis</i> , 3-4 мм	48 ч, 14°C	$Y = 2,34x - 2,02$	0,99	1000±670	101
<i>Pandalus kessleri</i> , личинки, 3-4 мм	48 ч, 12°C	$Y = 2,01x - 0,67$	0,99	662±97	39
Молодь, 18-21 мм	48 ч, 17°C	$Y = 1,31x - 0,31$	0,99	11309±198	188

Минимальные летальные концентрации цинка (ЛК₁) для мизид *N. mirabilis* и *P. shikhotaniensis* находятся в диапазоне 1–40 мкг/л, что ниже ПДК для морской воды объектов, имеющих рыбохозяйственное значение, составляющей 50 мкг/л. Для широко используемых при биотестировании копеподид веслоногих ракообразных величина 48 ч ЛК₁ Zn составляла 101 мкг/л для *Calanus glacialis*, а 24 ч ЛК₁ для *Neocalanus plumchrus* – 3000 мкг/л. Эксперименты с медью выявили ее большую токсичность для мизид по сравнению с цинком. Так, минимальные летальные концентрации для мизид *P. shikhotaniensis* составили 40 мкг/л цинка и 0,8 мкг/л меди и оказались ниже утвержденных в России ПДК растворенных форм этих металлов для морской воды акваторий, имеющих рыбохозяйственное значение. Лабораторная культура науплиев (личинки) рачков *Artemia salina* в 96-часовых опытах оказалась в 100 раз токсикорезистентнее молоди *N. mirabilis*. Следовательно, мизид целесообразно использовать для биодиагностики последствий загрязнения металлами морских вод.

Расчетные величины 96 ч ЛК₁ меди и цинка для мизид выше содержания их растворенных форм в открытых прибрежных водах зал. Петра Великого (Шулькин, 2004), то есть существующее здесь загрязнение этими металлами не токсично для исследованных видов. Уровень загрязнения растворенными формами Zn и Cu некоторых локальных участков внутренних акваторий превышает величины 96 ч ЛК₁ для мизид, следовательно в этих районах возможна их гибель. Подобная ситуация обычна для акваторий вблизи крупных населенных пунктов, таких как г. Владивосток и г. Находка. Наибольшую опасность для ракообразных представляет загрязнение залива растворенными формами меди.

Состояние прибрежных вод изменчиво в пространстве и времени, поэтому большое значение имеет экспериментальная биодиагностика качества этих вод, подверженных комплексному загрязнению. Исходя из того, что токсические уровни загрязнения обычно встречаются в прибрежной зоне, особенно в поверхностном слое вод, где концентрации всех

поллютантов повышены в десятки и сотни раз, в качестве тест-организмов использовали широко распространенных и многочисленных в этих биотопах мизид *P. shikhotaniensis* и *N. mirabilis*, личинок краба *Dorippe granulata*.

Биотестирование на мизидах входит в комплекс экотоксикологических исследований ТИПРО-Центром состояния зал. Петра Великого с 1984 г. (Черкашин, 1986; Вейдеман и др., 1987; Черкашин, 2001). Практика биотестирования показала, что зачастую причиной изменения реакций и даже гибели организмов может являться не только присутствие токсикантов, но и изменение основных абиотических параметров среды. Особенно сложно проводить оценку качества эстуарных вод, так как экосистемам этих районов, испытывающих интенсивную антропогенную нагрузку, свойственна значительная изменчивость абиотических условий. В данном случае для адекватной оценки качества вод требуется отсеять воздействие абиотических факторов и вычленить таким образом антропогенное воздействие из совокупного влияния всех факторов среды. Для этого необходимо установить ответ тест-организма на изменение важнейших абиотических факторов. Попыткой в этом направлении явилось изучение реакции мизид на комплекс абиотических факторов с выраженным градиентом в прибрежных акваториях – соленость, взвешенное вещество и загрязнение цинком. По результатам опытов получены линейные уравнения множественной регрессии, из которых следовало, что наибольшее влияние на поведение рачков оказывали цинк и взвешенное вещество (Вейдеман и др., 1987). При экспериментальной биодиагностике мизиды избегали как воду кутовой части Амурского залива, в которую впадает крупная р. Раздольная, пребывание в которой вызывало их гибель в кратковременных опытах, так и ее сублетальные разведения (Черкашин, 2001; Черкашин, Вейдеман, 2005). Зачастую причиной изменения реакций и даже гибели организмов являлось не только присутствие токсикантов, но и изменение основных абиотических параметров среды. Нередко на тест-функции доминирующее влияние оказывали опреснение и взвешенное вещество. В этих условиях лишь использование подхода, включающего элементы моделирования, позволило установить токсичность вод части Амурского залива, обусловленную загрязненностью речного стока.

Экспериментальная биодиагностика влияния загрязнения на качество вод зал. Петра Великого показала, что мизиды являются более перспективными тест-организмами, по сравнению с личинками краба *D. granulata*, несмотря на меньшие размеры последних. Значительные, но кратковременные повышения загрязнения после залповых сбросов, случавшиеся за последнее десятилетие, незамедлительно сказывались на выживаемости мизид. Так, биотестирование, проведенное в сентябре 2008 г. после массовой гибели многих видов рыб и ракообразных во внутренней части залива, выявило и увеличенную смертность мизид в водах из этих акваторий. Но качество вод более загрязненной зоны в целом достоверно не отличалось от условно-фоновой зоны. Достоверная токсичность вод выявлена лишь у нефтебазы и в бухте Новик о. Русский. В воде у о. Рейнеке гибель мизид увеличилась в 1,5 раза по сравнению с предыдущим годом, но оставалась меньше, чем в других районах.

Спад промышленного производства в Приморском крае в 1990-е гг. способствовал заметному снижению объёмов сброса загрязненных вод и, как следствие, ослаблению экологической напряженности состояния зал. Петра Великого (Черкашин, Вейдеман, 2005; Лукьянова и др., 2012). Однако и после этого в кратковременных опытах удалось выявить негативное влияние загрязненных вод отдельных, обычно внутренних, акваторий Амурского залива на выживаемость мизид (рисунок).



Рис. Временная изменчивость состояния вод открытых и внутренних районов Амурского залива

Максимальная гибель мизид характерна именно в водах внутренних акваторий. В этих районах определяемые концентрации ряда металлов и нефтяных углеводородов способны существенно снизить выживаемость исследованных нами видов. Дополнительные физиологические нагрузки, такие как преждевременный нерест под влиянием загрязнения и резкое изменение температуры воды, значительно увеличивают смертность даже эврибионтных видов, например *N. mirabilis*. Отмечаемая в опытах токсичность воды, обычно превышающая ожидаемую от воздействия лишь повышенных концентраций исследованных металлов и углеводородов, вероятно, связана с влиянием всего комплекса поллютантов. Многолетнее биотестирование продемонстрировало, что наиболее стабильные экотоксикологические условия характерны для открытой части залива. Однако в ряде опытов установлено кратковременно снижение качества вод и в этих районах. В целом, состояние вод зал. Петра Великого после 2009 г. улучшилось, но в последние годы дальнейшего снижения негативного влияния загрязнения на экотоксикологическую обстановку в заливе не отмечено.

ВЫВОДЫ

Поскольку в 1977-1999 гг. нами доказана повышенная уязвимость двух массовых видов мизид для поллютантов по сравнению с большинством тест-организмов из дальневосточных

морей России и с широко используемой многими организациями лабораторной культурой рачков *Artemia salina*, то именно эти виды мизид являются наиболее перспективными тест-объектами при биотестировании качества вод прибрежных морских акваторий Приморья. В то же время для объективной диагностики состояния водоема в целом биотестирование желательно проводить одновременно на нескольких тест-объектах – представителях различных трофических звеньев, отобранных из природных популяций в условно чистых (фоновых) участках исследуемого водоема. В настоящее время целесообразно разработать национальные стандарты методов биотестирования на ракообразных, рыбах и бентосных организмах из дальневосточных морей России.

Проблема оценки качества эстуарных вод с максимальной изменчивостью условий среды может быть эффективно решена лишь с использованием функционального моделирования. В случае незначительного загрязнения и для учета возможного влияния колебаний факторов водной среды в естественном водоеме (в сторону их ухудшения) на устойчивость животных к загрязнению рационально использовать метод функциональных нагрузок, то есть создавать не оптимальные для жизни подопытных животных уровни факторов водной среды (температуры, солености), а их пороговые величины.

Поскольку экспериментальная биодиагностика показала отсутствие токсичности вод большинства исследованных акваторий залива для двух массовых видов мизид, обладающих повышенной уязвимостью для поллютантов по сравнению с большинством тест-организмов, то в этих районах качество вод в настоящее время вполне благоприятно и для других промысловых видов. Одновременно биоиндикация свидетельствовала, что состояние массовых видов ракообразных, личинок и молоди исследованных видов рыб в зал. Петра Великого, за исключением наиболее загрязненных внутренних районов, вполне благополучно. Сопоставление данных экспериментальной биодиагностики и регистрируемых концентраций ряда металлов и углеводов в водах залива выявило наибольшую опасность для мизид и других тест-организмов загрязнения биодоступными формами меди отдельных районов, имеющих в заливах: Амурский, Уссурийский, Находка, Посыета. Однако негативные последствия загрязнения в последние годы существенно уменьшились.

ЛИТЕРАТУРА

- Адрианов А.В. Стратегия и методология изучения морского биоразнообразия // Биол. моря. 2004. Т. 30. № 2. С. 91-95.
- Вейдемман Е.Л., Черкашин С.А., Щеглов В.В. Комплексные исследования воздействия загрязнения на морские прибрежные экосистемы. // Труды ДВНИИ: Вопросы мониторинга природной среды. Л.: Гидрометеиздат, 1987. Вып. 131. С. 30-40.
- Лукьяненко В.И., Черкашин С.А., Кандинский П.А. Поведение молоди рыб и мизид в растворах токсикантов органического происхождения // Гидробиол. журн. 1987. Т. XXIII, №4. С. 64-69.
- Лукьянова О.Н., Черкашин С.А., Симоконов М.В. Обзор современного экологического состояния залива Петра Великого (2000-2010 гг.) // Вестник ДВО РАН. 2012. № 2. С. 55-63.

- Патин С.А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. М.: Пищевая промышленность. 1979. – 304 с.
- Патин С.А. Экологические проблемы освоения нефтегазовых ресурсов морского шельфа. М.: Изд-во ВНИРО, 1997. 350 с.
- Черкашин С.А. Реакция избегания гидробионтами (молодь рыб и ракообразные) некоторых токсикантов: автореф. дис. канд. биол. наук. Севастополь, 1986. 17 с.
- Черкашин С.А. Биотестирование: терминология, задачи, основные требования и применение в рыбохозяйственной токсикологии // Изв. ТИНРО. 2001. Т. 128, ч. III. С. 1020-1035.
- Черкашин С. А. Отдельные аспекты влияния углеводородов нефти на рыб и ракообразных // Вестник ДВО РАН. 2005. №. 3. С. 83-91.
- Черкашин С.А., Кандинский П.А. Влияние цинка на поведение мизид // Тез. докл. научно-практической конференции «Проблемы защиты моря от загрязнения». Владивосток 25-27 октября 1978 г. С. 38.
- Черкашин С.А., Мясников В.Г. Влияние температуры на поведение и выживаемость мизиды удивительной в присутствии цинка // Экология и условия воспроизводства рыб и беспозвоночных дальневосточных морей и северо-западной части Тихого океана Владивосток: ТИНРО, 1982. С. 157-163.
- Черкашин С.А., Вейдеман Е.Л. Экотоксикологический анализ состояния прибрежных экосистем залива Петра Великого (Японское море) // Вопр. рыб-ва. 2005. Т. 6, №4(24). С. 637-652.
- Черкашин С.А., Блинова Н.К. Влияние тяжелых металлов на выживаемость ракообразных (обзор) // Гидробиол. журн. 2010. Т. 46, № 4. – С. 84-97.
- Черкашин С.А., Блинова Н.К. Экспериментальные исследования токсичности фенола для ракообразных (обзор) // Гидробиол. журн. 2013. Т. 49, № 3. С. 61-74.
- Черкашин С.А., Пряжевская Т.С. Влияние углеводородов нефти на морских ракообразных // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. 2016. № 12. С. 40-44.
- Nimmo D.R., Rigby R.A., Bahner L.H., Sheppard M. The acute and chronic effects of cadmium on the estuarine mysid *Mysidopsis bahia* // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 1978. V. 19. P. 80–85.
- Nimmo D.R., Hamaker T.L. Mysids in toxicity testing - A review // Hydrobiologia. 1982. V. 93, № 1–2. P. 171–178.
- Verslycke T., Vangheluwe M., Heijerick D. et al. The toxicity of metal mixtures to the estuarine mysid *Neomysis integer* under changing salinity // Aquat. Toxicol. 2003. V. 64, № 3. P. 307-315.