

УДК 574.24:595.383.3

Т.С. Пряжевская¹, С.А. Черкашин^{2*}

¹ Дальневосточный государственный технический рыбохозяйственный университет, 690087, г. Владивосток, ул. Луговая, 52б;

² Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр, 690091, г. Владивосток, пер. Шевченко, 4

**ВЛИЯНИЕ МЕДИ НА ВЫЖИВАЕМОСТЬ МИЗИД
NEOMYSIS MIRABILIS И *PARACANTHOMYSIS* SP.
(CRUSTACEA: MYSIDACEA)**

Исследовано влияние меди на мизид из зал. Петра Великого Японского моря. Значения 96 ч ЛК₀, ЛК₁₀ и ЛК₅₀ Cu²⁺ для самок стенобионтной *Paracanthomysis* sp. и эврибионтной *Neomysis mirabilis* в июле 2006 г. составили соответственно 0,9; 1,5; 3,2 мкг/л и 3,4; 4,8; 8,1 мкг/л. Анализ опубликованных данных выявил пониженную устойчивость мизид к меди по сравнению с моллюсками и иглокожими зал. Петра Великого на ранних стадиях онтогенеза. Обсуждается возможное негативное влияние меди на выживаемость мизид в мелководных районах с максимальным антропогенным загрязнением.

Ключевые слова: зал. Петра Великого, загрязнение, Cu, мизиды, выживаемость, медианные летальные, максимальные недеятельные концентрации.

Pryazhevskaya T.S., Cherkashin S.A. Effect of copper on survival of mysids *Neomysis mirabilis* and *Paracanthomysis* sp. (Crustacea: Mysidacea) // Izv. TINRO. — 2014. — Vol. 177. — P. 219–226.

Effect of copper on mysids is investigated for Peter the Great Bay (Japan Sea) in July 2006 and August 2007. High concentrations of Cu²⁺ are dangerous for biota of the coastal waters. Mysids (small crustaceans) are the best test organisms for evaluation of pollutants toxicity and for bioassay of polluted waters because of their wide spreading in the coastal waters, short life cycle, easy collection and cultivation, and high sensitivity to water quality. Two mysid species — *Neomysis mirabilis* and *Paracanthomysis* sp. are common for shallows of Peter the Great Bay in May–October. For the experiment, the mysids were collected in a shallow area from the surface layer (0.05–100 cm). Survival rate was examined for their females with length 12–14 mm (*N. mirabilis*) and 13–14 mm (*P. sp.*), for that 5 individuals of each species were transferred from big aerated tanks into 600 mL glass jars containing 500 mL of different test solutions prepared by adding the necessary amount of copper sulphate, CuSO₄ • 5H₂O dissolved in bidistilled water to the seawater with temperature 20–22 °C and salinity 32–33 ‰. The copper ions concentration in the tested solutions was measured at the beginning and at the end of each experiment using Nippon Jarrell Ash AA-855 atom-absorption spectrophotometer. The mysids were not fed during the testing. Each test was repeated three times for each Cu concentration and for

* Пряжевская Татьяна Сергеевна, кандидат биологических наук, доцент, e-mail: t.pryazhevskaya@mail.ru; Черкашин Сергей Анатольевич, кандидат биологических наук, старший научный сотрудник, e-mail: cherkashin@tinro.ru.

Pryazhevskaya Tatiana S., Ph.D., lecturer, e-mail: t.pryazhevskaya@mail.ru; Cherkashin Sergey A., Ph.D., senior researcher, e-mail: cherkashin@tinro.ru.

the control sample without copper. So, survival of 15 individuals was examined for each of 5 tested concentrations of Cu, that allowed to get the dose-effect equations with good significance. Some mortality of tested animals was observed in control groups, too; this effect was accounted by Abbott correction. Probit-analysis is used for processing of the results obtained in 96 h experiments. *Paracanthomysis* sp. is less tolerant to impact of Cu pollution, as compared with *Neomysis mirabilis*: lethal concentrations for 96 h exposure were LC_0 0.8–0.9, LC_{10} 1.4–1.5 and LC_{50} 3.1–3.2 $\mu\text{gCu/l}$ for *P.* sp. (sampled in July 2006 and August 2007) and LC_0 3.4, LC_{10} 4.8, and LC_{50} 8.1 $\mu\text{gCu/l}$ for *N. mirabilis* (sampled in July 2006). Moreover, *Paracanthomysis* sp. tolerance to copper is similar or lower than the tolerance of other cited tests-objects, as molluscs and sea urchins, though they have a wide range of LC_{50} for copper, depending on the species, life stage, and conditions of the experiment. Variation of tolerance among species could be reasoned by differences in their size and physiology; besides, young organisms are usually less tolerant to pollution than adults. In Peter the Great Bay, a noticeable negative effect of Cu on mysids is observed only in local areas of high anthropogenic pollution in the Amur, Ussuri, Nakhodka, and Posyet Bays where their survival is lowered.

Key words: Peter the Great Bay, pollution, copper, mysid, survival, median lethal concentration, maximal ineffective concentration.

Введение

Большинство металлов, в том числе медь, в определенных концентрациях — необходимые компоненты биологически активных соединений (входят в состав активного центра ферментов, служат регуляторами многих биохимических процессов). Однако при более высоких концентрациях те же металлы могут вызывать разнообразные негативные последствия у животных. В некоторых прибрежных акваториях зал. Петра Великого Японского моря, подверженных значительному антропогенному воздействию, концентрации Cu часто превышали предельно допустимую концентрацию для морских вод рыбохозяйственных водоемов (5 мкг/л) в 3–5 раз (Ковековдова, 1993; Симоконь, 2003; Шулькин, 2004; Наумов, 2006). На основании сопоставления данных фактов и результатов токсикологических экспериментов высказано предположение об отрицательном влиянии Cu на выживаемость предличинок японского анчоуса *Engraulis japonicus* в наиболее загрязненных районах заливов Амурский, Уссурийский, Находка, Посыета (Черкашин и др., 2008). Все это вызывает необходимость изучения влияния этого поллютанта и на других представителей фауны зал. Петра Великого.

Проявление токсичных свойств меди зависит от видовых особенностей и таксономического положения водных организмов. По сравнению с большинством других эстуарных и морских ракообразных некоторые виды мизид обладают пониженной устойчивостью к воздействию многих металлов и металлоидов (Nimmo, Namaker, 1982; Lussier et al., 1985; Cripe, 1994; Roast et al., 2000; Черкашин, 2001; Verslycke et al., 2003; Пряжевская, 2008; Черкашин, Блинова, 2010). Как объекты токсикологических исследований, они отвечают следующим требованиям: высокая чувствительность либо низкая токсикорезистентность, экологическая значимость, массовость, широкая распространенность, доступность.

Цель настоящей работы — оценка влияния ионов меди на выживаемость массовых в прибрежных водах зал. Петра Великого мизид *Neomysis mirabilis* (Czerniavsky, 1882) и *Paracanthomysis* sp. в экспериментальных условиях.

Материалы и методы

Опыты проводили на научно-экспериментальной базе ТИНРО-центра на о. Рейнеке в зал. Петра Великого в июле 2006 и августе 2007 гг. Мизид *N. mirabilis* и *P.* sp. отлавливали в прибрежной зоне у о. Рейнеке на глубине до 1 м гидробиологическим сачком и содержали в 80-литровых аквариумах в течение 48 ч до начала эксперимента. Травмированные животные за это время погибали, а остальные акклиматизировались к лабораторным условиям.

В опытах использовали самок мизид *N. mirabilis* длиной 12–14 мм и *P. sp.* длиной 13–14 мм. Опыты осуществляли согласно методическим указаниям*. Мизид помещали по 5 шт. в стеклянные стаканы с водой из условно фоновой акватории (о. Рейнеке). В течение 96-часового эксперимента рачков не кормили. Опыты проводили при температуре 20–22 °С и солености 32–33 ‰. Содержание кислорода было более 80 % насыщения.

Концентрации ионов Cu^{2+} , используемые в экспериментах, получали добавлением в емкости с рачками необходимого количества маточного раствора сернокислой меди $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, приготовленного на бидистиллированной воде, доводя после этого объем испытуемых сред до 500 мл. В опытах 2006 г. исследовали влияние 2, 4, 6, 12, 16 мкг/л Cu^{2+} и 3, 6, 12, 20, 40 мкг/л Cu^{2+} на выживаемость соответственно *P. sp.* и *N. mirabilis*. В эксперименте 2007 г. оценивали токсичность 2, 3, 6, 12 и 16 мкг/л Cu^{2+} для *P. sp.* Все концентрации тестировались в трех повторностях. Одновременно в трех повторностях ставили контрольный опыт с морской водой без добавления Cu .

Концентрации ионов меди 12, 16, 20 и 40 мкг/л рассчитаны как средние по результатам фактических определений в начале и в конце экспериментов на атомно-абсорбционном спектрофотометре Nippon Jarrell Ash AA–855. Концентрации меди 2, 3, 4 и 6 мкг/л являлись расчетными, так как были ниже предела обнаружения прибора. Они получены добавлением в экспериментальные емкости необходимого количества раствора Cu с учетом среднего фонового уровня этого металла в используемой морской воде (1 мкг/л).

При расчете средней доли погибших мизид в каждой исследуемой концентрации из-за гибели животных в контрольных группах применяли «поправку Аббота»*. Для количественной оценки токсичности Cu использовали пробит-анализ (Беленький, 1963; Методические указания . . . , 2009*), реализованный в MS Excel (Черкашин и др., 2008). При этом определяли следующие токсикометрические параметры:

ЛК_0 — максимальная недеятельная концентрация, при которой в течение заданного срока наблюдений гибели организмов не происходит;

ЛК_{10} и ЛК_{50} — концентрации вещества, вызывающие гибель 10 и 50 % тест-объектов за тот же срок.

В связи с тем что теоретических значений пробитов (единиц вероятности, соответствующих доле смертности тест-объектов) для летальности 0 и 100 % не существует, при оценке зависимости «доза—эффект» находили «исправленное» значение ЛК_0 для максимальной концентрации, не вызывающей гибели с учетом поправки Аббота. Расчет «исправленной» доли летальности для ЛК_0 , ЛК_{100} и ошибки определения ЛК_{50} приведены в ряде работ (Беленький, 1963; и др.). При 15 рачках в каждой исследуемой концентрации «исправленное» значение пробита в случае отсутствия гибели составляло 2,88, а при гибели всех особей — 7,15. Эти величины, наряду с другими пробитами, соответствующими экспериментальным данным, применяли для расчета уравнения линейной регрессии:

$$Y = bLgX + A,$$

где X — концентрация изучаемого вещества, Y — эффект (доля погибших организмов в пробитах), производимый данной концентрацией.

При вычислении ЛК_0 , ЛК_{10} и ЛК_{50} в уравнение вводили значения пробитов 2,88, 3,72 и 5,0. Ошибку ЛК_{50} вычисляли по формуле

$$m = \frac{\sigma}{\sqrt{N}},$$

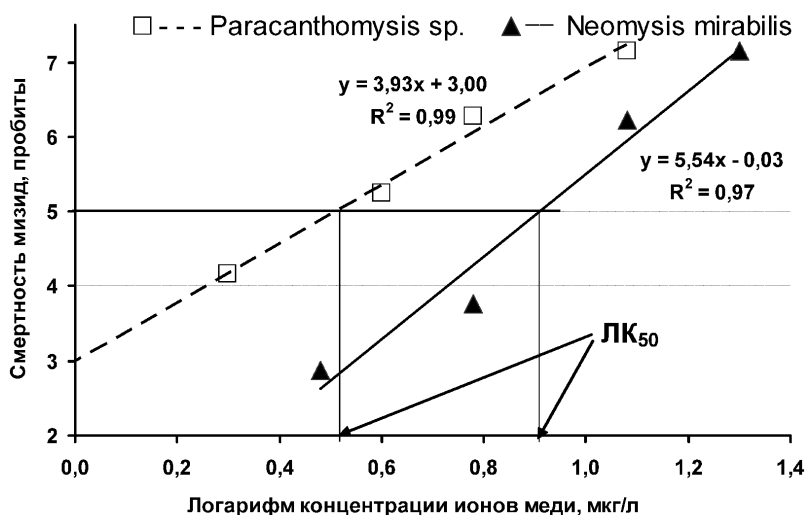
где σ — величина стандартного отклонения, N — общее число животных в группах, летальность в которых была не менее 6,7 % (пробит 3,5) и не более 93,3 % (пробит 6,5).

* Методические указания по разработке нормативов качества воды водных объектов рыбохозяйственного значения, в том числе нормативов предельно допустимых концентраций вредных веществ в водах водных объектов рыбохозяйственного значения. М.: Федеральное агентство по рыболовству, 2009. 136 с.

Результаты и их обсуждение

Эксперименты по оценке влияния меди на выживаемость мизид из зал. Петра Великого выявили меньшую устойчивость к данному поллютанту стенобионтной *P. sp.* по сравнению с эврибионтной *N. mirabilis*. При 96-часовой экспозиции снижение выживаемости *N. mirabilis* происходило в растворах меди начиная с концентрации 12 мкг/л. Концентрация Cu^{2+} 20 мкг/л вызывала достоверное увеличение смертности по сравнению с контролем начиная с 24-часовой экспозиции. В опытах с *P. sp.* за первые 24 ч значимое снижение выживаемости тест-объектов отмечено в растворах, содержащих 6 мкг/л Cu^{2+} . К завершению 96-часового эксперимента достоверное увеличение количества погибших рачков вызывали даже 4 мкг/л Cu^{2+} .

Анализируя графики, отображающие воздействие Cu^{2+} , необходимо отметить смещение диапазона летальных концентраций для *N. mirabilis* (3–20 мкг/л) в область больших значений, что свидетельствует о повышенной токсикорезистентности к Cu^{2+} рачков этого вида в сравнении с *P. sp.* (см. рисунок). Наглядно указывает на меньшую уязвимость *N. mirabilis* и величина медианной летальной концентрации (96 ч LK_{50} = $8,09 \pm 0,63$ мкг/л), которая значительно выше аналогичного показателя для рачков *P. sp.* (табл. 1).



Зависимость гибели мизид от логарифма концентраций ионов меди при 96-часовой экспозиции в июле 2006 г.

Dependence of mysids mortality (probits) on Cu ions concentration (logarithmic scale) for 96-hour exposure; the samples collected in July 2006

Таблица 1
Величины LK_{50} меди для морских и эстуарных мизид при 96-часовой экспозиции

Table 1

LC_{50} of copper for marine and estuarine mysids under 96-hour exposure

Тест-объект	LK_{50} , мкг/л	Источник данных
<i>Paracanthomysis sp.</i> , самки	3	Пряжевская, 2008
<i>Neomysis mirabilis</i> , самки	8	
<i>Neomysis awatschensis</i> , молодь,	2	Kang et al., 1997
половозрелые	11	
<i>N. awatschensis</i> , половозрелые	449	Dou et al., 2008
<i>N. integer</i> , молодь	68	Verslycke et al., 2003
<i>Americamysis (Mysidopsis) bahia</i> , молодь	153	Cripe, 1994
<i>A. bahia</i> , молодь	181	Lussier et al., 1985
<i>Praunus flexuosus</i> , молодь,	21	Garnacho et al., 2000
самки,	23	
самцы	61	
<i>Mysis sp.</i> , половозрелые	1140	Zyadah, Abdel-Baky, 2000
<i>Siriella armata</i> , молодь	47	Pérez, Beiras, 2010

Значения 96 ч LK_{50} Cu^{2+} для *P. sp.* составили $3,23 \pm 0,30$ мкг/л в 2006 г. и $3,10 \pm 0,27$ мкг/л в 2007 г., что свидетельствовало о хорошей воспроизводимости результатов опытов, проводимых в схожих условиях. Эти токсикометрические параметры оказались ниже ве-

личин, полученных исследователями в опытах с медью на половозрелых особях других видов мизид (табл. 1). Значение 96 ч ЛК₅₀ меди в 10-дневных опытах на эвригалинных мизидах *Praunus flexuosus* для летней популяции (самки, самцы, молодежь) в целом составило 30,8 мкг/л (Garnacho et al., 2000). Наиболее уязвимыми были неполовозрелые рачки, для которых величина 96 ч ЛК₅₀ оказалась равной 21 мкг/л. Наиболее устойчивы к меди оказались половозрелые особи *Mysis* sp. Значение 96 ч ЛК₅₀ Cu²⁺ для этого вида достигало 1140 мкг/л (Zyadah, Abdel-Baky, 2000). Минимальные величины 96 ч ЛК₅₀ этого металла (2 мкг/л) отмечены для молодежи *N. awatschensis* (Kang et al., 1997). Анализ опубликованных данных показал, что еще менее устойчивы к воздействию повышенных концентраций Cu науплии креветки *Penaeus japonicus*, для которых величины 48 ч ЛК₅₀ составляли всего лишь 1 мкг/л (Vambang et al., 1995). Однако хорошо известно, что устойчивость животных к действию металлов закономерно возрастает при переходе от ранних этапов развития к половозрелости.

Расчетные максимальные нелетальные концентрации меди (96 ч ЛК₀) для *P. sp.* в 2006–2007 гг. составили 0,79–0,93 мкг/л, а величины 96 ч ЛК₁₀ этого токсиканта в экспериментах двух лет варьировали от 1,4 до 1,5 мкг/л Cu²⁺. Значения 96 ч ЛК₀ и ЛК₁₀ меди для *N. mirabilis* составили соответственно 3,35 и 4,75 мкг/л. Эти токсикометрические параметры оказались ниже аналогичных показателей, полученных исследователями в опытах с медью на большинстве других тест-объектов. Так, значение 96 ч ЛК₁₀ Cu для молодежи мизид *Siriella armata* составляло 9,6 мкг/л (Pérez, Beiras, 2010). Увеличение количества погибшей молодежи мизид *P. flexuosus* по сравнению с контролем отмечено при 7-суточной экспозиции с 5 мкг/л Cu, а при 48-часовой экспозиции — с 25 мкг/л Cu (Garnacho et al., 2000). Безопасная концентрация Cu²⁺ для *N. awatschensis* по данным 96-часовых экспериментов составляла 4,49 мкг/л (Dou et al., 2008). В экспериментах на личиночных стадиях развития краба *Tunicotheres moseri* показано достоверное ускорение гибели наиболее уязвимых зоеа I в концентрациях свыше 0,5 мкг/л Cu (López Greco et al., 2001). Таким образом, приведенные результаты свидетельствуют, что максимальной концентрацией меди в морской воде, не снижающей выживаемость ракообразных при кратковременной экспозиции, будет 0,5 мкг/л.

На большинство других беспозвоночных животных из зал. Петра Великого медь не оказывала токсического действия и при более высоких концентрациях. Так, медь в концентрации 1 мкг/л не проявляла негативного влияния на эмбрионально-личиночных стадиях развития хитонов, включая оседание и начало метаморфоза. Но уже при 2 мкг/л число личинок этих беспозвоночных, осевших и прошедших метаморфоз, снижалось (Тюрин, Христофорова, 1995). Для личинок тихоокеанской мидии *Mytilus trossulus* максимальная недействующая концентрация меди составила 5 мкг/л (Ярославцева, Сергеева, 2005). Такая же концентрация не оказывала выраженного влияния на развитие, поведение и рост личинок брюхоногого моллюска *Cryptonatica janthostoma* в условиях нормальной солености (32 ‰), однако их адаптивные возможности снижались при понижении солености до 24 ‰ (Ярославцева, Сергеева, 2008). В развитии эмбрионов морского ежа *Stongylocentrotus intermedius* из зал. Петра Великого на стадиях дробление-гастрюла аномалии зарегистрированы лишь при содержании Cu²⁺ 20 мкг/л. Для трепанга *Stichopus japonicus* минимальная концентрация Cu²⁺, вызывавшая нарушения в эмбриогенезе, составила 40 мкг/л (Щеглов и др., 1990).

Расчетные значения максимальных нелетальных концентраций Cu²⁺ для мизид *P. sp.* (0,79–0,93 мкг/л) близки к данным 96-часовых экспериментов, где в качестве тест-объекта использовали предличинок анчоуса *E. japonicus* из зал. Петра Великого. Величины ЛК₀ меди для предличинок при 72- и 96-часовой экспозиции в июле 2006 г. и августе 2007 г. варьировали в пределах 0,5–0,9 мкг/л и достоверно не различались при уровне значимости P = 0,05 (Черкашин и др., 2008).

Расчетные максимальные нелетальные концентрации меди для двух видов мизид оказались в 1,5 (*N. mirabilis*) и 6,0 раза (*P. sp.*) ниже утвержденных в России ПДК ее растворенных форм для морской воды акваторий, имеющих рыбохозяйственное значение. Следовательно, мизид целесообразно использовать при разработке регио-

нальных ПДК тяжелых металлов для морских вод. Более низкие значения ЛК₀ меди для исследованных видов мизид по сравнению с официально принятыми в России объясняются в основном тем, что ранее при установлении ПДК токсикологические эксперименты проводились на высокорезистентных тест-объектах, таких как дафнии, артемии, молодь гуппи.

Приведенные результаты экспериментальных работ свидетельствуют, что рассчитанные нами величины 96 ч ЛК₀ меди выше известных концентраций ее растворенных форм в открытых прибрежных водах зал. Петра Великого (табл. 2) и в некоторых акваториях с ограниченным водообменом, таких как зал. Восток, внешняя часть Амурского залива, бухта Врангеля (Шулькин, 2004), т.е. существующее здесь загрязнение Си нетоксично для исследованных гидробионтов. Однако уровень загрязнения растворенными формами меди некоторых локальных мелководных участков заливов Амурский, Уссурийский, Находка, Посъета (Ковековдова, 1993; Симоконь, 2003; Шулькин, 2004; Наумов, 2006) превышает величины 96 ч ЛК₀ для мизид, следовательно, обнаруживаемые концентрации металлов способны увеличить их гибель. Такая ситуация обычна для акваторий вблизи крупных населенных пунктов (г. Владивосток, г. Находка, пос. Славянка и др.) и в некоторых внутренних наиболее неблагоприятных районах зал. Петра Великого. Например, концентрации меди в водах кутовых участков большинства заливов и бухт способны привести к гибели 50 %, а в бухте Находка — до 100 % особей мизиды *P. sp.* Для *N. mirabilis* неблагоприятные условия отмечены лишь в наиболее загрязненных бухтах (Пряжевская, 2008).

Таблица 2

Содержание растворенных форм меди в прибрежных водах зал. Петра Великого, мкг/л
Table 2
Concentration of soluble forms of copper in the coastal waters of Peter the Great Bay, µg/l

Акватория	Концентрация	Источник данных
Юго-запад зал. Петра Великого	0,2–0,3	Шулькин, 2004
Зал. Посъета (в целом по заливу)	< 9	Наумов, 2006
Зал. Посъета		
Бухта Новгородская	0,9–6,0	Ковековдова, 1993
Бухта Экспедиции	0,8–5,0	
Бухта Миноносок	1,2–5,3	
Славянский залив		
Бухта Славянка	0,8–7,2	Ковековдова, 1993
Бухта Наездник	1,0–6,0	
Бухта Миноносок	0,8–5,2	
Амурский залив		
Бухта Западная (о. Попова)	1,7–6,5	Ковековдова, 1993
О. Рейнеке	0,8–6,0	
Амурский залив (внешняя часть)	0,2	Шулькин, 2004
Амурский залив (кутовая часть)	1,2	
Уссурийский залив (кутовая часть)	0,8–2,7	
Зал. Восток (центральная часть)	0,2	
Зал. Находка	0,3–26,1*	Шулькин, 2004; Наумов, 2006*
Бухта Находка	0,3–1,2; < 16*	
Бухта Врангеля	0,2	
Фоновый уровень содержания в открытых прибрежных водах зал. Петра Великого	0,3	Шулькин, 2004

Заключение

Используя общепринятые критерии токсичности (ЛК₀, ЛК₁₀ и ЛК₅₀), удалось показать меньшую устойчивость к меди мизид *P. sp.* по сравнению с эврибионтной *N. mirabilis*. Минимальные летальные концентрации ионов меди для мизид из зал. Петра Великого оказались в 1,5 (*N. mirabilis*) и 6,0 (*P. sp.*) раза ниже утвержденных в

Российской Федерации ПДК для морской воды акваторий, имеющих рыбохозяйственное значение. Анализ опубликованных данных выявил пониженную устойчивость мизид к меди по сравнению с другими представителями биоты зал. Петра Великого (иглокожими и моллюсками) на ранних стадиях развития. Сопоставление результатов экспериментов с содержанием растворимых форм меди в водах залива дает основание предполагать, что в районах с максимальным антропогенным загрязнением имеющиеся концентрации Си оказывают негативное влияние на выживаемость мизид. Поэтому регламентирование антропогенной нагрузки на зал. Петра Великого должно учитывать повышенную уязвимость этих представителей ракообразных по сравнению с большинством других видов.

Авторы выражают благодарность д-ру биол. наук Л.Т. Ковековдовой и канд. биол. наук М.В. Симоконю (ТИНРО-центр) за определение концентраций меди в тестируемых растворах.

Список литературы

Беленький М.Л. Элементы количественной оценки фармакологического эффекта : монография. — Л. : Медиздат, 1963. — 151 с.

Ковековдова Л.Т. Тяжелые металлы в промышленных беспозвоночных залива Петра Великого в связи с условиями существования : автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Владивосток : ДВО РАН, 1993. — 28 с.

Наумов Ю.А. Антропогенез и экологическое состояние геосистемы прибрежно-шельфовой зоны залива Петра Великого Японского моря : монография. — Владивосток : Дальнаука, 2006. — 300 с.

Пряжевская Т.С. Влияние загрязнения вод залива Петра Великого на выживаемость мизид и предличинок японского анчоуса : автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Владивосток : ДВГУ, 2008. — 22 с.

Симоконов М.В. Тяжелые металлы в промысловых рыбах залива Петра Великого в связи с условиями обитания : автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Владивосток : ДВГУ, 2003. — 24 с.

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

Черкашин С.А. Биотестирование: терминология, задачи, основные требования и применение в рыбохозяйственной токсикологии // Изв. ТИНРО. — 2001. — Т. 128. — С. 1020–1035.

Черкашин С.А., Блинова Н.К. Воздействие тяжелых металлов на выживаемость ракообразных (обзор) // Гидробиол. журн. — 2010. — Т. 46, № 4. — С. 84–97.

Черкашин С.А., Пряжевская Т.С., Ковековдова Л.Т., Симоконов М.В. Влияние меди на выживаемость предличинок японского анчоуса *Engraulis japonicus* (Temminck et Schlegel, 1846) // Биол. моря. — 2008. — Т. 34, № 5. — С. 377–380.

Шулькин В.М. Металлы в экосистемах морских мелководий : монография. — Владивосток : Дальнаука, 2004. — 279 с.

Щеглов В.В., Мойсейченко Г.В., Ковековдова Л.Т. Влияние меди и цинка на эмбрионов, личинок и взрослых особей морского ежа *Stonylocentrotus intermedius* и трепанга *Stichopus japonicus* // Биол. моря. — 1990. — № 3. — С. 55–58.

Ярославцева Л.М., Сергеева Э.П. Адаптивные способности личинок морских беспозвоночных при изменении естественных факторов среды как чувствительный тест на загрязнение морской воды // Биол. моря. — 2008. — Т. 34, № 1. — С. 42–46.

Ярославцева Л.М., Сергеева Э.П. Влияние ионов меди на ранние стадии развития тихоокеанской мидии *Mytilus trossulus* (Bivalvia) // Биол. моря. — 2005. — Т. 31, № 4. — С. 267–274.

Bambang Y., Thuet P., Charmantierdaures M. et al. Effect of Copper on Survival and Osmoregulation of Various Developmental Stages of the Shrimp *Penaeus japonicus* Bate (Crustacea, Decapoda) // Aquat. Toxicol. — 1995. — Vol. 33, № 2. — P. 125–139.

Cripe G.M. Comparative acute toxicities of several pesticides and metals to *Mysidopsis bahia* and postlarval *Penaeus duorarum* // Environ. Toxicol. and Chemistry. — 1994. — Vol. 13, № 11. — P. 1867–1872.

Dou Y., Cheng Y., Tang B. et al. Toxic effects of Cu⁽²⁺⁾, Zn⁽²⁺⁾ on *Neomysis awatschensis* // Mar. Environ. Sci. — 2008. — Т. 1. — С. 009. (Кит. яз.)

Garnacho E., Peck L.S., Tyler P.A. Variations between winter and summer in the toxicity of copper to a population of the mysid *Praunus flexuosus* // Mar. Biol. — 2000. — Vol. 137, № 4. — P. 631–636.

Kang J.C., Kim H.Y., Chin P. Toxicity of copper, cadmium and chromium on survival, growth and oxygen consumption of the mysid, *Neomysis awatschensis* // J. Korean Fish. Soc. — 1997. — Vol. 30, № 5. — P. 874–881.

López Greco L.S., Bolaños J., Rodríguez E.M., Hernández G. Survival and molting of the pea crab larvae *Tunicotheres moseri* Rathbun 1918 (Brachyura, Pinnotheridae) exposed to copper // Arch. Environ. Contamin. Toxicol. — 2001. — Vol. 40, № 4. — P. 505–510.

Lussier S.M., Gentile J.H., Walker J. Acute and chronic effects of heavy metals and cyanide on *Mysidopsis bahia* (Crustacea: Mysidacea) // Aquat. Toxicol. — 1985. — Vol. 7. — P. 25–35.

Nimmo D.R., Hamaker T.L. Mysids in toxicity testing — A review // Hydrobiologia. — 1982. — Vol. 93, № 1–2. — P. 171–178.

Pérez S., Beiras R. The mysid *Siriella armata* as a model organism in marine ecotoxicology: comparative acute toxicity sensitivity with *Daphnia magna* // Ecotoxicology. — 2010. — Vol. 19, № 1. — P. 196–206.

Roast S.D., Widdows J., Jones M.B. Mysids and trace metals: disruption of swimming as a behavioural indicator of environmental contamination // Mar. Environ. Res. — 2000. — Vol. 50, № 1–5. — P. 107–112.

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. — Vol. 64, № 3. — P. 307–315.

Zyadah M.A., Abdel-Baky T.E. Toxicity and Bioaccumulation of Copper, Zinc, and Cadmium in Some Aquatic Organisms // Bull. Environ. Contamin. Toxicol. — 2000. — Vol. 64. — P. 740–747.

Поступила в редакцию 26.02.14 г.