

УДК 574.24:595.3

С. А. Черкашин<sup>1</sup>, Н. К. Блинова<sup>2</sup>**ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ  
ТОКСИЧНОСТИ ФЕНОЛА ДЛЯ РАКООБРАЗНЫХ  
(ОБЗОР)**

Показано, что величины ЛК<sub>50</sub> фенола для различных представителей ракообразных (Branchiopoda, Ostracoda, Phyllopora, Copepoda, Malacostraca) варьируют от 1 до 200 мг/л. Наиболее уязвимыми среди эстуарных и морских ракообразных являются некоторые виды семейства Mysidae и личинки креветки *Penaeus chinensis* (Penaeidae). Животные с функционально зрелой обонятельной системой способны избегать сублетальные растворы фенола и привлекаться нетоксичными. Реакция избегания поллютанта в определенном диапазоне токсичных концентраций усиливается с увеличением продолжительности его воздействия, но при длительном контакте или после предварительной экспозиции может прекратиться. Наиболее эффективно избегают фенола половозрелые животные. Отмечено тормозящее действие фенола в широком диапазоне концентраций (0,001—1 мг/л) на импульсную активность хемосенсорных нейронов, ее увеличение остроотоксичными концентрациями (10—100 мг/л).

**Ключевые слова:** фенол, ракообразные, выживаемость, хеморецепция, поведение.

К настоящему времени накоплен большой фактический материал, показывающий, что существенную опасность для гидробионтов представляют повышенные по сравнению с фоновой концентрации повсеместно распространенных и весьма токсичных органических загрязняющих веществ — фенолов. По происхождению их можно разделить на три группы: 1) образующие гидробионтами; 2) поступающие в водоем в результате первичного загрязнения и 3) как продукты процессов вторичного загрязнения [12]. Развитие промышленности, сопровождающееся увеличением объемов сточных вод, внесло в естественный круговорот фенольных соединений серьезные изменения. Одним из главных антропогенных источников фенолов в водной среде является деятельность промышленных предприятий целлюлозно-бумажного и нефтеперерабатывающего производства, химической, лакокрасочной, фармацевтической промышленности. Существенная часть этих соединений образуется при трансформации нефтяных углеводородов, попавших в воду как в результате естественных процессов, так и антропогенным путем — при добыче, транспортировке и вследствие эксплуатации различных видов транспорта.

© С. А. Черкашин, Н. К. Блинова, 2013

В поверхностных водах фенолы находятся в растворенном состоянии в виде фенолятов, фенолят-ионов и свободных фенолов [13]. Они могут вступать в реакции конденсации и полимеризации, образуя сложные гумусоподобные и другие довольно устойчивые соединения. Распад фенольных производных в водоемах сопровождается существенным поглощением кислорода, что приводит к нарушению кислородного режима и гибели водных организмов.

Фенолы способны накапливаться в гидробионтах и передаваться по трофической цепи. Между тем, различные фенольные соединения эндогенного происхождения широко распространены в живых организмах. Как активные метаболиты они играют существенную роль в регуляции биосинтетических процессов. Соединения фенола являются неотъемлемой частью естественного круговорота органических веществ в водоемах. В то же время показано, что фенолы обладают высокой степенью токсичности по отношению к водным организмам [8, 12, 19], которая обусловлена их физико-химическими свойствами — хорошей растворимостью как в водной среде, так и в органическом субстрате, низким давлением паров, высокой реакционной способностью. Увеличение длины и количества алкильных заместителей в бензольном ядре уменьшает токсичность, но увеличивает персистентность и способность фенолов к накоплению в живых организмах [12]. Присутствие галогенов повышает токсичность фенолов. Соединения фенольного ряда — нервно-паралитические яды вызывают нарушения функций центральной нервной системы. В порядке увеличения ПДК для водных организмов фенольные соединения располагаются в следующий ряд: нитрофенолы, орто-хлорфенол (0,0001 мг/л), гидрохинон, пирогаллол, фенол (0,001 мг/л), орто-крезол (0,003 мг/л), резорцин (0,004 мг/л), ксилолы, нафтолы (0,05 мг/л) [2, 17]. Фенолы оказывают не только острое общетоксическое воздействие, но также могут вызывать генотоксические, мутагенные эффекты и канцерогенез [18, 39]. Они характеризуются местным раздражающим и анестезирующим действием, могут приводить к денатурации белков.

Среди водных беспозвоночных наименее устойчивыми, или наиболее чувствительными, к воздействию большинства поллютантов являются ракообразные [6, 14, 16, 24], отдельные виды которых уже давно и успешно используются для оценки токсичности загрязняющих веществ, их смесей и водной среды в целом [1, 10, 21, 23, 26, 33, 37]. Однако ряд важнейших вопросов, касающихся минимальных токсичных концентраций фенола, видовых особенностей чувствительности и устойчивости различных групп ракообразных к этому поллютанту, требует дальнейшего исследования. Этим проблемам и посвящен настоящий обзор.

### ***Экспериментальные исследования влияния фенола на выживаемость ракообразных***

Для оценки токсичных концентраций, видовых особенностей устойчивости животных к фенольным соединениям целесообразно использовать такие тест-функции, которые просты для регистрации и хорошо воспроизводимы. До настоящего времени в качестве основной тест-функции использу-

ется выживаемость, которая является интегральной характеристикой толерантности организмов. Традиционно результаты экспериментов сопоставляют между собой по медианной летальной ( $ЛК_{50}$ ) или средней эффективной концентрации ( $ЭК_{50}$ ), вызывающей смертность 50% подопытных животных или изменение фиксируемой реакции на 50%. К основным токсикометрическим параметрам относится и величина  $ЛК_0$  — максимальная недеятельная концентрация, при которой за время опыта гибели организмов не происходит.

Анализ результатов острых опытов на коловратках, водорослях, пиявках, червях, рыбах, водных клещах, двусторчатых моллюсках, ракообразных, бактериях и насекомых показал, что ракообразные (креветки и дафнии), наряду с некоторыми рыбами наименее толерантны к воздействию фенола [41]. Сопоставление других данных [40] выявило снижение токсичности фенола в ряду: рыбы *Oncorhynchus mykiss* (48 ч  $ЛК_{50} = 13$  мг/л), дафнии *Daphnia pulex* (48 ч  $ЭК_{50} = 25$  мг/л), водоросли *Scenedesmus quadricauda* (24 ч  $ЭК_{50} = 403$  мг/л), бактериальная культура (120 ч  $ЭК_{50} = 510$  мг/л). Анализ токсикорезистентности некоторых пресноводных видов ракообразных и рыб показал, что величины 48 ч  $ЛК_{50}$  фенола для ракообразных изменялись от 3 до 200 мг/л. Для рыб этот диапазон был более ограниченным и составил 7—64 мг/л [32].

В симптомокомплексе фенольной интоксикации рыб и ракообразных существует ряд последовательных фаз: резкое увеличение двигательной активности, в том числе антенн, антеннул и жабр у рачков, наступающее через 1—10 мин, в зависимости от видовых особенностей и концентрации поллютанта, со стремительными бросками (скачкообразными движениями у рачков) и кратковременным заваливанием на бок с последующим выходом из бокового положения; стойкое нарушение рефлекса равновесия, опрокидывание на бок, конвульсивные судороги, импульсивное перемещение в боковом положении; полная потеря подвижности (иммобилизация), с сохранением реакции на механические раздражители и гибель. Более подробное описание симптомов отравления рачков в остротоксичных растворах приведены для четырех отрядов ракообразных [1]. Потеря рефлекса равновесия, опрокидывание на бок и перемещение в боковом положении являются наиболее характерными признаками фенольного отравления [8].

Как и для многих других поллютантов, на степень токсичности фенолов для ракообразных влияют видовые особенности, стадия онтогенеза животного, длительность эксперимента. Результаты токсикологических острых опытов на 10 пресноводных видах из четырех отрядов показали, что наименьшую резистентность проявили листоногие (*Polyphemus*, *Daphnia*) и равноногие раки (*Asellus*), а также весенние формы некоторых видов веслоногих рачков [1]. Первые имеют большую жаберную поверхность; в то же время известно, что именно кутикула жабр водных насекомых обладает наибольшей по сравнению с кутикулой других участков тела проницаемостью для токсикантов. К тому же большинство видов листоногих раков являются фильтраторами, а такой способ питания и соответствующая ему двигательная активность увеличивают контакт с токсикантом. Повышенная устойчивость к фенолу ракушковых рачков *Cypris pubera* (табл. 1), по-види-

### 1. Пороговые и летальные концентрации (ЛК) фенола (мг/л) для ракообразных в острых опытах

Тест-объекты (длина, мм)	ЛК <sub>0</sub>	ЛК <sub>50</sub>	ЛК <sub>100</sub>	Литературные источники
24-часовая экспозиция				
<i>Neomysis mirabilis</i>				
молодь (5—6)	< 0,1	17,0 ± 15,9*	> 25	[27]
самки (9—12)	0,1—0,5	2,4 ± 0,6*	44	
48-часовая экспозиция				
<i>Streptocephalus torvicornis</i>	10,0	30,0	50	[20]
<i>Asellus aquaticus</i>	12,0	75,0	140	[20]
<i>A. aquaticus</i> (8,2)	< 10	15,0	140	[1]
молодь (4)	20	78	180	
<i>Daphnia pulex</i> (4,5)	< 10	18	100	[1]
<i>D. longispina</i> (4)	< 10	14	60	
<i>Acanthodiaptomus dendicornis</i>				
весенняя форма (3,2)	20	38	60	[1]
летняя форма (1,7)	60	110	160	
<i>Cypris pubera</i> (2,1)	20	132	240	

\* Доверительный интервал.

тому, связана с наличием у этих организмов относительно толстостенных раковин. Однако высокую токсикорезистентность в острых опытах проявили и креветки *Pandalus montagui*, для которых значение ЛК<sub>50</sub> фенола достигало 175 мг/л [38]. Для краба *Panopeus herbstii* величина 96 ч ЛК<sub>50</sub> фенола составила 52,8 мг/л [33]. Исследованные виды мизид сем. Mysidae (*Archaeomysis kokuboi* и *Neomysis mirabilis*) менее устойчивы к фенолу [10, 27, 34, 35], чем водяной ослик *Asellus aquaticus* [20, 38] и гаммариды, для которых при экспозиции 72 ч минимальная летальная концентрация составляла 18 мг/л, а значение ЛК<sub>50</sub> — 43 мг/л фенола [11].

Острые опыты по изучению выживаемости ракообразных в растворах фенола показали, что на ранних стадиях онтогенеза и с увеличением длительности опытов устойчивость организмов значительно снижается. Так, величина 24 ч ЛК<sub>50</sub> для молоди мизид *Archaeomysis kokuboi* составляла 3,65 мг/л, а для половозрелых особей — 14,87 мг/л [34]. Аналогичные значения ЛК<sub>50</sub> для 72-часовой экспозиции снизились соответственно до 0,97 и 2,24 мг/л. Другие исследования токсикорезистентности этого вида мизид подтвердили меньшую устойчивость молоди по сравнению с половозрелыми рачками [34]. Например, для этих тест-объектов значения ЛК<sub>50</sub> фенола при 24-, 72- и 96-часовой экспозиции составили соответственно 6,90 и 31,31, 1,35 и 7,88, 0,71 и 4,53 мг/л. В экспериментах с мизидой *Neomysis mirabilis*

(молодь с длиной тела 5—6 мм и самки — 9—12 мм) максимальная нелетальная концентрация для молоди оказалась меньше, чем для самок (см. табл. 1). Однако, выявленные различия в устойчивости к фенолу — 24 ч ЛК<sub>50</sub> для молоди —  $16,96 \pm 15,87$  мг/л и для самок —  $2,36 \pm 0,56$  мг/л — были статистически недостоверными [29]. Лишь личинки креветки *Penaeus chinensis* по устойчивости к фенолу были близки к молоди мизид *N. mirabilis*. Несколько большие величины токсикометрических параметров получены в опытах с жаброногими рачками *Artemia salina* [15]. В 72-часовых экспериментах показано, что значения пороговой и медианной летальных концентраций для яиц, науплий и половозрелых особей составляли соответственно 2 и 12 мг/л, 60 и 90 мг/л, 50 и 70 мг/л фенола. Это свидетельствует о том, что в данных исследованиях наиболее уязвимыми оказались яйца *A. salina*, а степень токсикорезистентности науплий была выше, чем половозрелых рачков. Однако известно, что эмбрионы ракообразных на стадии покоя очень устойчивы для большинства загрязняющих веществ. В опытах, продолжавшихся в течение 5 сут, максимально переносимыми концентрациями фенола для *A. salina* и трех видов ветвистоусых раков являлись соответственно 156 и 31—125 мг/л [28].

Таким образом, анализ результатов острых опытов выявил существенную зависимость устойчивости ракообразных к фенолу от видовых особенностей животных. Наименее толерантными к его воздействию оказались мизиды и личинки креветки *P. chinensis*. Однако максимальные нелетальные концентрации фенола в кратковременных экспериментах и для них не превышают утвержденной в России и Украине ПДК для воды объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. Рассмотренные данные не позволили сделать однозначный вывод о различиях в токсикорезистентности тест-объектов в зависимости от их возраста и размеров.

### **Влияние фенола на поведение ракообразных**

Изменение поведенческих реакций происходит при существенно меньших концентрациях токсикантов и значительно быстрее, чем проявление большинства других сублетальных эффектов. Поэтому регистрация нарушения поведения служит оперативным чувствительным тестом для определения их негативного воздействия [9, 21, 22, 26, 30]. В то же время аномалии поведения могут оказываться решающими для дальнейшего существования популяций гидробионтов.

Традиционно для оценки действия загрязняющих веществ используют поведенческие реакции, связанные с химической чувствительностью организмов — хемотаксис, обнаружение и избегание токсикантов, пищевое поведение [4, 21, 26, 30]. В токсикологических исследованиях важное место занимает изучение избегания или предпочтения гидробионтами различных концентраций поллютантов, поскольку они неоднозначно влияют на поведение животных [10, 20—22, 24, 26].

Мизиды избегают сублетальных концентраций фенола, так же как и целого ряда других загрязняющих веществ (дизельное топливо, цинк, медь). Рачки начинают уходить из растворов при концентрации фенола 1 мг/л

(табл. 2). Однако если, как правило, реакция усиливалась с увеличением концентрации токсикантов, то эффективность ухода рачков из растворов фенола снижалась при содержании этого вещества 10 мг/л [9, 10]. Для других видов ракообразных подобный эффект не обнаружен. Реакция избегания фенола водяным осликом *A. aquaticus* и жаброногом *Streptocephalus torvicornis* нарастает с увеличением концентрации от 1—10 до 100 мг/л [20]. Кроме того, у *A. aquaticus* этот поллютант при 0,01 мг/л вызывает привлечение или предпочтение. Аналогичных ответов у мизид нами не выявлено. Воздействие низких концентраций фенола (0,001—0,1 мг/л) на рачков *Neomysis mirabilis* привело к увеличению двигательной активности сразу после контакта, но к завершению 10-минутного опыта состояние вернулось к контрольным значениям. Существенного изменения в распределении мизид в ходе эксперимента не отмечено, однако начиная с концентрации фенола 0,01 мг/л некоторые рачки полностью утрачивали подвижность. У байкальского гаммаруса *Eulimnogammarus verrucosus* такая концентрация фенола, гидрохинона, пирогаллола и этилмеркаптана в ходе 2—3-часовых экспериментов не вызывала реакции предпочтения или избегания [5]. Однако отмечена реакция предпочтения рачками растворов 1 мг/л этилмеркаптана и резорцина. Сублетальные концентрации фенола, гидрохинона, пирогаллола и пирокатехина (1 и 10 мг/л) вызывали у гаммарусов ярко выраженную реакцию избегания, усиливающуюся с увеличением содержания в растворах исследуемых веществ.

Отмечено ухудшение избегания мизидами высоких концентраций фенола по мере возрастания длительности его воздействия [9, 22]. Как правило, избегание токсикантов рачками стабилизировалось на 7—10-й минутах после начала их подачи, но при концентрации фенола 10 мг/л реакция к этому времени уменьшалась.

Десятиминутное пребывание рачков в растворе, содержащем 10 мг/л фенола, приводило к потере ими способности избегать другие токсиканты (50 мг/л цинка). Воздействие 0,1 мг/л фенола на самок мизид в течение 24 ч и на молодь (4—5 мм) в течение 48 ч не оказывало существенного влияния на избегание цинка. Избегание мизидами фенола оказалось менее эффективным, чем других токсикантов [9].

Значительное практическое и теоретическое значение представляет выявленное нами становление реакции избегания в процессе онтогенеза гидробионтов. Зависимость реакции гидробионтов на токсиканты от возраста показана в опытах с молодью креветок *Pandalus kessleri* и мизидами *N. mirabilis*. Двадцатидневная *P. kessleri*, выращенная в лабораторных условиях, не уходила от растворов фенола в концентрации 0,1, 0,5, 1,0, 10, 20 и 50 мг/л [9]. Вероятно, это объясняется тем, что хемосенсорные системы, инициирующие реакцию избегания, к концу личиночного развития еще не являются функционально зрелыми [26]. Молодь креветок длиной 30—41 мм избегала растворов фенола, начиная с сублетальных концентраций. Минимальная пороговая концентрация для подросших более крупных однолетних особей была меньше, а диапазон избегаемых концентраций — больше, чем для мелкоразмерных креветок (см. табл. 2). Молодь мизид *N. mirabilis* длиной 5—6 мм не покидала растворы фенола 0,5, 1, 5, 10 и 25 мг/л, а более крупная

## 2. Сравнительная характеристика тест-реакций ракообразных на воздействие фенола

Тест-объекты	Тест-реакции	Концентрация, вызывающая реакции, мг/л	Экспозиция	Литературные источники
<i>Asellus aquaticus</i>	Избегание	1, 10, 100	3—30 мин	[20]
	Гибель, ЛК <sub>50</sub>	75	48 ч	
<i>Streptocephalus torvicornis</i>	Избегание	10, 50, 100	3—30 мин	[20]
	Гибель, ЛК <sub>50</sub>	30	48 ч	
<i>Palaeomonetes pugio</i>	Избегание	0,1—0,5	×	[36]
	Гибель, ЛК <sub>50</sub>	50	24 ч	
<i>Neomysis mirabilis</i> молодь, 7—8 мм	Избегание	1, 5, 10	3—10 мин	[9, 10, 22]
	Гибель, ЛК <sub>50</sub>	1,6	24 ч	
<i>Pandalus kessleri</i> молодь, 30—32 мм				[25]
	Избегание	1	3—10 мин	
	Гибель, ЛК <sub>50</sub>	3,9	24 ч	
молодь, 38—41 мм	Избегание	0,5, 1, 5	3—10 мин	

Примечание. × — не указана.

(7—8 мм) уходила от относительно низких уровней токсиканта. Следовательно, поведение организмов при контакте с поллютантами может определяться не только видовыми особенностями гидробионтов, концентрацией и продолжительностью воздействия фенола, методическим подходом к проведению экспериментов, а также развитием их сенсорных систем. Поведенческие реакции более чувствительны, чем острые тесты на летальность, но пороговые избегаемые концентрации выше минимальных летальных в хронических экспериментах [21, 26]. Обычно ракообразные покидают растворы фенола, в которых они могут погибнуть после 24—48-часовой экспозиции. Однако необходимо учитывать, что избегание или предпочтение проявляется у гидробионтов в течение первых минут контакта с тестируемыми растворами или донными отложениями, то есть намного быстрее возможной гибели животных, особенно в хронических опытах.

Сопоставление медианных летальных и пороговых избегаемых концентраций (см. табл. 2) показало, что водяной ослик, жаброног, креветка *Palaeomonetes pugio*, подростки мизиды длиной 7—8 мм и молодь креветки *P. kessleri* длиной 38—41 мм способны уходить от сублетальных концентраций фенола. Пороговая концентрация для водяного ослика и креветки *P. pugio* была более чем на порядок ниже величин ЛК<sub>50</sub>, а для жабронога, молодежи мизид и креветок *P. kessleri* — в несколько раз. Поэтому оценка реакции избегания тестируемых растворов половозрелыми ракообразными была рекомендована в качестве одного из элементов разработки нормативов предельно допустимых концентраций загрязняющих веществ для вод рыбохозяйст-

венных водоемов и как экспресс-метод биотестирования природных и сточных вод [9, 22, 23]. Однако фенол не входит в число наиболее эффективных раздражителей для водных организмов и избегается лишь при концентрациях, многократно превышающих его содержание в водоемах. Серьезным препятствием к внедрению таких систем биотестирования является изменение реакции рачков на фенол в течение опыта. Для понимания вариабельности ответов необходимо учитывать механизмы его влияния на поведение животных.

### *Влияние фенола на хеморецепцию ракообразных*

Сенсорной основой многих жизненно важных форм поведенческих ответов ракообразных на загрязняющие вещества, включая реакции избегания, является хеморецепция. Однако сведений, подтверждающих возможность нарушений функции хеморецепторных нейронов при воздействии фенола, крайне мало. Электрофизиологическим методом нами изучено действие фенола в широком диапазоне концентраций (0,001—100 мг/л) на функционирование хеморецепторов антеннул креветки *P. kessleri* [3]. Токсикант в низких концентрациях (0,001—1 мг/л) оказывал тормозящее, анестезирующее действие и уменьшал чувствительность рецепторов к пищевому раздражителю. Фенол в концентрации 1 мг/л снижал суммарную электрическую активность нерва антеннулы и вызывал наибольшую депрессию электрофизиологического ответа на пищевой раздражитель. Более высокие концентрации возбуждали хемосенсорные структуры, увеличивая импульсную активность клеток. Подобный эффект наблюдали при воздействии фенола на контактные хеморецепторы *Musca domestica*: с увеличением в растворе содержания фенола все большее число нейронов реагировало на него возбуждением [7]. Автор считает, что токсическое действие фенола на хемочувствительные клетки проявляется в увеличении их импульсной активности и связано с изменением свойств рецепторных мембран.

Все исследованные растворы фенола в различной степени снижали амплитуду электрофизиологического ответа хеморецепторов на пищевой стимул. Максимальная исследуемая концентрация фенола — 100 мг/л — вызывала меньшую реакцию обонятельных рецепторов *P. kessleri*, чем 10 мг/л, и незначительно снижала реакцию на пищевой раздражитель. Такое нарушение можно объяснить парадоксальной реакцией сенсорной системы и отнести к дизосмии (ложная обработка информации). С увеличением продолжительности действия фенола до 25 мин подавление функции рецепторов усиливалось. Промывание хемочувствительных щетинок эстетасков очищенной морской водой в некоторых случаях восстанавливало величину реакции на естественный химический стимул. Обратимость эффекта зависела от концентрации фенола и продолжительности его воздействия: растворы 1 мг/л — в течение 15 мин, 10 и 100 мг/л — в течение 10 мин вызывали необратимое нарушение электрофизиологического ответа на пищевой раздражитель.

Поскольку хеморецепция инициирует многие формы поведения гидробионтов, можно предположить, что изменение импульсной активности обонятельных рецепторов связано с теми или иными поведенческими реакциями животного. Действительно, сеголетки креветки *P. kessleri* длиной 30—



32 мм уходили из растворов фенола, начиная с концентрации 1 мг/л, однако уже при 5 мг/л реакция избегания подавлялась. Более крупная молодь (38—41 мм) начинала покидать загрязненную зону экспериментальной установки при концентрации 0,5 мг/л. Реакция нарастала с повышением концентрации фенола, но нарушение избегания происходило лишь на 7—10-й минуте подачи раствора токсиканта в концентрации 10 мг/л, как и в опытах с мизидами [25]. Фенол в концентрации 10 мг/л вызывал максимальную реакцию хеморецепторов антеннул *P. kessleri*, но после кратковременного воздействия их чувствительность к пищевому раздражителю значительно подавлялась. Вероятно, концентрации фенола 5—10 мг/л вызывали нарушение обоняния креветок, так как начальным звеном реакции избегания является именно обонятельная рецепция. Известно, что животные, лишённые антеннул с эстетасками, переставали избегать токсикант [20, 25]. Однако следует отметить, что не всегда существует соответствие между регистрируемым функциональным состоянием рецепторов и поведенческими актами [31]. Восприятие химических сигналов в водной среде, последующая передача, обработка сенсорной информации в центральной нервной системе, а также формирование ответных физиологических (вегетативных, двигательных) и поведенческих реакций представляют собой сложную цепочку, каждое звено которой уязвимо для воздействия токсикантов.

### Заключение

Анализ экспериментальных работ показал, что токсикорезистентность различных представителей ракообразных (Branchiopoda, Ostracoda, Phyllopora, Sorperoda, Malacostraca) характеризуется достаточно широким диапазоном: величины ЛК<sub>50</sub> фенола в острых опытах варьируют от 1 до 200 мг/л. Наиболее уязвимыми среди эстуарных и морских ракообразных являются некоторые виды семейства Mysidae и личинки креветки *Penaeus chinensis* (Penaeidae). Ракообразные могут избегать одних концентраций фенолов, но привлекаться другими, обычно сублетальными. Реакция избегания поллютанта в определенном диапазоне токсичных концентраций усиливается с увеличением продолжительности его воздействия, но при длительном контакте или после предварительной экспозиции может прекратиться. Начиная со стадий развития, которые характеризуются функциональной зрелостью хемосенсорных систем (молодь), животные способны избегать сублетальных растворов фенола. Наиболее эффективно избегают данный токсикант половозрелые животные.

Поведенческие и физиологические ответы ракообразных на воздействие фенола существенно отличаются от реакций на многие другие загрязняющие вещества. Среди особенностей токсических свойств фенола можно выделить:

— проявление зависимости «доза — эффект» лишь в ограниченном диапазоне концентраций;

— даже кратковременное пребывание животных в растворах фенола в ряде случаев приводит к потере способности избегать как фенола, так и других токсикантов;

— тормозящее действие фенола в широком диапазоне концентраций (0,001—1 мг/л) на импульсную активность хемосенсорных нейронов, ее увеличение остротоксичными концентрациями, такими как 10 мг/л, и проявление парадоксальных реакций на высокие (100 мг/л);

— высокая степень обратимости большинства эффектов после кратковременного воздействия.

Сопоставление значений пороговых избегаемых, минимальных и медианных летальных концентраций показало, что поведенческие реакции более чувствительны, чем острые тесты на выживаемость. Избегание фенола, в зависимости от видовых и размерно-возрастных особенностей, отмечено либо в широком диапазоне, начиная с сублетальных, но токсичных концентраций, либо ограничено узкими рамками концентраций летальных, при большей, чем в поведенческих опытах, экспозиции. Поэтому для разработки надежных и достаточно адекватных способов биотестирования качества сточных вод, токсичности фенола и его отдельных производных, а также их смесей важно исследовать механизм воздействия фенолов на поведение. Учитывая, что сенсорной основой реакции избегания является обонятельная система, необходимо продолжить изучение изменений, которые протекают в ней под воздействием токсикантов.

\*\*

*На основі літературних даних та результатів власних досліджень розглядається вплив фенолу на виживання, поведінку та хеморецепцію ракоподібних.*

\*\*

*On the basis of data from the literature and author's own experience the review of information about the influence of phenol on the survival, behaviour and chemoreception of crustaceans are considered.*

\*\*

1. Алексеев В.А., Антипин Б.И. Токсикологическая характеристика и симптомокомплекс острой фенольной интоксикации некоторых пресноводных ракообразных и моллюсков // Гидробиол. журн. — 1976. — Т. 12, № 2. — С. 37—44.
2. Безопасные уровни содержания вредных веществ в окружающей среде. — ВНИИТБХП. — Северодонецк, 1990. — 300 с.
3. Блинова Н.К., Черкашин С.А. Влияние фенола на хеморецепцию антеннул травяного чилима // Биол. науки. — 1987. — № 2. — С. 44—48.
4. Блинова Н.К., Черкашин С.А. Обоняние как сенсорная основа поведенческих реакций ракообразных на загрязняющие вещества // Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы: Материалы IV Всерос. конф. по водн. экотоксикологии, Борок, 24—29 сент. 2011 г. — Борок: ИБВВ РАН, 2011. — Ч. 1. — С. 76—79.
5. Волков В.М. Исследование реакции избегания байкальским гаммарусом некоторых компонентов сточных вод // IV Всесоюз. симп. «Поведение водных беспозвоночных»: Тез. докл., Борок, 18—20 окт. 1983 г. — Андропов: ИБВВ РАН, 1986. — С. 100—101.

6. 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: Верхневолж. отд. Рос. экол. акад. (ВВО РЭА), 1998. — С. 3—20.
7. Лапкина Л.Н. Действие фенола на контактные рецепторы *Musca domestica* // Информ. бюл. Ин-та биологии внутр. вод АН СССР. — 1974. — № 22. — С. 39—43.
8. Лукьяненко В.И. Общая ихтиотоксикология. — М.: Лег. и пищ. пром-сть, 1983. — 320 с.
9. Лукьяненко В.И., Черкашин С.А. Экспериментальное обоснование возможности использования реакции избегания гидробионтами токсикантов для биотестирования качества водной среды // Физиология и биохимия гидробионтов. — Ярославль: Изд-во Яросл. ун-та, 1987. — С. 48—57.
10. Лукьяненко В.И., Черкашин С.А., Кандинский П.А. Поведение молоди рыб и мизид в растворах токсикантов органического происхождения // Гидробиол. журн. — 1987. — Т. 23, № 4. — С. 64—69.
11. Миронов О.Г., Супрунов А.П. Влияние фенола на морские организмы // Биология моря. — 1979. — Вып. 50. — С. 2—10.
12. Моисеенко Т.И. Водная экотоксикология: Теоретические и прикладные аспекты. — М.: Наука, 2009. — 400 с.
13. Молчанова Я.П., Заика Е.А., Бабкина Э.И., Сурнин В.А. Гидрохимические показатели окружающей среды / Под ред. Т. В. Гусевой. — М.: Форум-инфра, 2007. — 192 с.
14. Мур Дж., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах: Контроль и оценка влияния: Пер. с англ. — М.: Мир, 1987. — 288 с.
15. Никоненко Е.М. Влияние фенола на гидробионтов разных трофических уровней // Экологические аспекты химического и радиоактивного загрязнения водной среды. — М.: Лег. и пищ. пром-сть, 1983. — С. 23—25.
16. Патин С.А. Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана. — М.: Пищ. пром-сть, 1979. — 304 с.
17. Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. — М.: ВНИРО, 1999. — 304 с.
18. Тарасов В.Г., Кияшко С.И., Агрианов А.В. Проблемы оценки влияния антропогенного загрязнения на функционирование прибрежных морских экосистем // Динамика морских экосистем и современные проблемы сохранения биологического потенциала морей России. — Владивосток: Дальнаука, 2007. — С. 239—276.
19. Флеров Б.А. Экспериментальное исследование фенольного отравления у рыб // Влияние фенола на гидробионтов: Тр. Ин-та биологии внутр. вод — Л.: Наука, 1973. — Вып. 24. — С. 5—38.
20. Флеров Б.А. Сравнительное изучение реакции избегания токсических веществ у некоторых водных животных // Физиология и паразитология пресноводных животных. — Л.: Наука, 1979. — С. 81—87.

21. Флеров Б.А. Эколого-физиологические аспекты токсикологии пресноводных животных. — Л., 1989. — 144 с.
22. Черкашин С.А. Реакция избегания гидробионтами (молодь рыб и ракообразные) некоторых токсикантов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. — Севастополь, 1986. — 17 с.
23. Черкашин С.А. Биотестирование: терминология, задачи, основные требования и применение в рыбохозяйственной токсикологии // Изв. ТИНРО. — 2001. — Т. 128, Ч. III. — С. 1020—1035.
24. Черкашин С.А. Отдельные аспекты влияния углеводородов нефти на рыб и ракообразных // Вестн. ДВО РАН. — 2005. — № 3. — С. 83—91.
25. Черкашин С.А., Терновенко В.А. Избегание загрязнителей рыбами и ракообразными в экспериментальных условиях // Прикладная этология: Материалы III Всесоюз. конф. по поведению животных, Москва, 1983г. — М.: Наука, 1983. — Т. 3. — С. 151—153.
26. Черкашин С.А., Блинова Н.К. Влияние тяжелых металлов на хеморецепцию и поведение ракообразных (обзор) // Гидробиол. журн. — 2011. — Т. 47, № 2. — С. 89—101.
27. Черкашин С.А., Пряжевская Т.С. Экспериментальная оценка влияния загрязнения залива Петра Великого на ракообразных // Актуальные проблемы освоения биологических ресурсов Мирового океана: Материалы II Междунар. науч.-техн. конф., Владивосток, 22—24 мая 2012 г. — Владивосток: Дальрыбвтуз, 2012. — Ч. 1. — С. 262—266.
28. Alekseev V., Makrushin A., Hwang J.-S. Does the survivorship of activated resting stages in toxic environments provide cues for ballast water treatment? // Mar. Poll. Bull. — 2010. — Vol. 61, N 4—6. — P. 254—258.
29. Chen B., Chen M. Acute Toxicity of Arsenic, Phenol, Mercury and Chromium to the Larvae of *Penaeus orientalis* // Mar. Sci. (Qingdao). — 1990. — Vol. 3. — P. 51—53.
30. Cherry D.S., Cairns J.Jr. Biological monitoring. Part V. — Preference and avoidance studies // Water Res. — 1982. — Vol. 16, N 3. — P. 263—301.
31. Derby C.D., Atema J. Influence of drilling muds on the primary chemosensory neurons in walking legs of the lobster *Homarus americanus* // Canad. J. Fish. Aquat. Sci. — 1981. — Vol. 38, N 3. — P. 268—274.
32. IPCS (International Programme on Chemical Safety) Phenol Environmental Health Criteria. — Geneva WHO, 1994. — 151 p.
33. Key P.B., Scott G.I. Lethal and sublethal effects of chlorine, phenol, and chlorine-phenol mixtures on the mud crab, *Panopeus herbstii* // Environ. Health Perspect. (United States). — 1986. — Vol. 69. — P. 307—312.
34. Kim J.S., Chin P. Acute and chronic toxicity of phenol to mysid, *Archaeomysis kokuboi* // Bull. of the Korean Fish. Society = Han'guk Susan Hakhoe Chi. — 1995. — Vol. 28 — P. 87—97.
35. Kovachev S., Uzunov I. Toxic effect of phenol on several freshwater invertebrates // Khidrobiologiya. — 1975. — Vol. 1. — P. 65—74.
36. Matthews G.A. The reaction of the grass shrimp, *Palaemonetes pugio* Holthuis (1952), to phenol in bio-assay and behavioral tests. Thesis. — Colledge Station: Texas A & M University, 1969. — 56 p.

37. *Minier C., Forget-Leray J., Bjurnstad A., Camus L.* Multixenobiotic resistance, acetyl-choline esterase activity and total oxyradical scavenging capacity of the Arctic spider crab, *Hyas araneus*, following exposure to bisphenol A, tetra bromo diphenyl ether and diallyl phthalate // *Mar. Poll. Bull.* — 2008. — Vol. . — P. 1410—1415.
38. *PAN Pesticide Database.* — <http://www.pesticideinfo.org/DetailChemical.jsp?Rec>.
39. *Sutterlin A.M.* Pollutants and the chemical senses of aquatic animals - perspective and review // *Chem. Senses.* — 1974. — Vol. 1. — P. 167—178.
40. *Tišler T., Zagorc-Končan J.* Comparative assessment of toxicity of phenol, formaldehyde, and industrial wastewater to aquatic organisms // *Water, Air, Soil Poll.* — 1997. — Vol. 97, N 3—4. — P 315—322.
41. *Walker J.D.* Relative sensitivity of algae, bacteria, invertebrates, and fish to phenol: Analysis of 234 tests conducted for more than 149 species // *Toxicity Assessment.* — 1988. — Vol. 3, N 4. — P. 415—447.

<sup>1</sup> Тихоокеанский научно-исследовательский  
рыбохозяйственный центр, Владивосток, РФ

<sup>2</sup> Технологический институт Восточноукраинского  
Национального университета, Северодонецк

Поступила 14.01.13