

## Сравнительная чувствительность некоторых представителей зоопланктона (Cladocera, Copepoda) к инсектициду сумицидин-альфа

Ю. А. НОСКОВ

Институт систематики и экологии животных СО РАН  
630091, Новосибирск, ул. Фрунзе, 11  
E-mail: yuranoskov@mail.ru

### АННОТАЦИЯ

Проведено исследование чувствительности семи видов зоопланктона к инсектициду сумицидин-альфа: *Daphnia magna*, *D. longispina*, *D. pulex*, *Simocephalus vetulus*, *Scapholeberis mucronata*, *Eudiaptomus graciloides*, *Cyclops strenuus*. Определены значения ЛК<sub>50</sub> при экспозиции 24 ч. Наиболее чувствительными оказались ветвистоусые рачки *Daphnia pulex* и *D. longispina*, наименее – представители природной популяции *Daphnia magna*. Приведены данные по распределению чувствительности видов зоопланктона и рассчитаны концентрации, потенциально опасные для 5 и 50 % видов в сообществе.

**Ключевые слова:** эсфенвалерат, зоопланктон, *D. magna*, токсичность, распределение чувствительности видов.

Оценка воздействия загрязнителей на биоту обычно основывается на результатах стандартных токсических тестов, включающих ограниченное число культивируемых в лабораторных условиях видов [1, 2], хотя известно, что чувствительность разных видов к загрязнителям может значительно варьировать даже среди представителей одного рода [3]. При этом важную роль играет среда, в которой развивались тестируемые организмы. Поэтому изучение чувствительности определенных групп организмов предпочтительнее проводить на их природных популяциях, что позволяет получать наиболее объективные результаты.

Исследовали чувствительность некоторых видов зоопланктона из природных популяций одной ландшафтной зоны к сумицидину-альфа – контактному инсектициду пиретроидного типа с действующим веществом эсфенва-

лерат ((S)-а-циано-3-феноксibenзил (S)-2-(4-хлорфенил)-3-метилбитират). Исследовали следующие виды: *Daphnia magna* Straus (1820), *D. longispina* Müller (1785), *D. pulex* De Geer (1778), *Simocephalus vetulus* Müller (1776), *Scapholeberis mucronata* Müller (1785), *Eudiaptomus graciloides* Lilljeborg (1888), *Cyclops strenuus* Fisher (1851).

Период полураспада эсфенвалерата в воде зависит от многих факторов, главные из которых – температура воды, интенсивность и продолжительность солнечного излучения. Скорость гидролиза эсфенвалерата минимальна, однако в неглубоких водоемах при хорошей освещенности может происходить фотолиз [4]. Период полураспада при фотолизе составляет от 6 до 9 дней. Отмечалась и более высокая скорость дегградации эсфенвалерата – до 4 дней [5]. Эсфенвалерат имеет очень высокий коэффициент адсорбции (log K<sub>oc</sub> варьирует от 4,9 до 5,8 мл/г) [6, 7], в связи с чем при поступлении в открытые

Носков Юрий Александрович

Типы водоемов, используемых для сбора организмов, и гидрохимические показатели озерной воды

Тест-организм	Тип водоема	pH	Электропроводность, mS	Соленость, ppt
<i>Daphnia magna</i>	Постоянный, временный	8,08	1,05	0,52
<i>D. longispina</i>	»	7,92/7,61	0,87/0,82	0,42/0,41
<i>D. pulex</i>	Постоянный	7,92/7,61	0,87/0,82	0,42/0,41
<i>Simocephalus vetulus</i>	»	7,67	0,94	0,46
<i>Scapholeberis mucronata</i>	»	8,34	2,11	1,06
<i>Eudiaptomus graciloides</i>	Временный	6,94	0,29	0,14
<i>Cyclops strenuus</i>	Постоянный	8,02	1,00	0,50

водоемы быстро адсорбируется на взвешенные частицы и донные отложения [8]. Отмечено, что более 90 % инсектицида исчезает из водной фракции в первые 24 ч после его поступления [9], несмотря на это имеются сведения о высокой степени токсичности эсфенвалерата для водных беспозвоночных [10–12].

Чувствительность водных беспозвоночных к эсфенвалерату изучалась ранее, однако представители зоопланктона в этом отношении изучены крайне слабо. В литературе имеются сведения о чувствительности к эсфенвалерату лишь нескольких видов [13–16]. Кроме того, во всех проведенных исследованиях воздействие токсиканта было постоянным на протяжении всего эксперимента, чего не происходит в природных условиях. Очевидно, что имеющихся данных недостаточно для прогнозирования изменений в зоопланктонных сообществах при загрязнении эсфенвалератом. Поэтому цель данной работы – изучение чувствительности различных видов зоопланктона из природных популяций юга Западной Сибири к эсфенвалерату и потенциальной опасности данного вещества для зоопланктонных сообществ в целом.

#### МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Тестируемые организмы отлавливали во временных и постоянных непроточных водоемах, расположенных в окрестностях Карасукского научного стационара ИСиЭЖ СО РАН (Новосибирская область, 53°44'0" с. ш., 78°2'0" в. д.). Тип водоемов и гидрохимические показатели воды приведены в табл. 1.

После отлова рачков помещали в лабораторные условия на сутки до начала опытов. В опытах использовали только взрослые формы зоопланктона и фильтрованную воду из водоемов, в которых отловлены тестируемые организмы. Определение ветвистоусых проводилось с помощью определителя Мануйловой [17], а веслоногих – Боруцкого [18] и Ермолаевой [19].

Все опыты выполнены в лабораторных условиях при естественном освещении. Во всех токсических тестах использовался инсектицид сумицидин-альфа (Sumicidin Alpha EC, BASF SE, Ludwigshafen, Germany), который применялся однократно в начале эксперимента. Для определения чувствительности зоопланктона применяли семь концентраций вещества: 0,003; 0,01; 0,03; 0,1; 0,3; 1; 3 мкг/л. Каждая из них тестировалась в трех повторностях. Период воздействия инсектицидом составлял 24 ч, после чего организмы перемещались в незагрязненную воду и за ними продолжали наблюдение. Длительность опытов составляла 96 ч. Для содержания зоопланктона использовали стеклянные емкости объемом 500 мл, содержащие 250 мл фильтрованной озерной воды. Фильтрация воды производилась с помощью фильтровальной бумаги (диаметр пор 1–2,5 мкм). Во время опытов организмы не обеспечивались пищей с целью создания равных условий для всех особей. Их смерть констатировали по отсутствию движения в ответ на механический раздражитель. По прошествии 96 ч погибшими также считались особи, находящиеся в конвульсивных движениях. Погибшие организмы покрывались белесым налетом, образованным гетеротрофными бактериями.

Т а б л и ц а 2  
Результаты анализа используемых растворов

Проба			
1	2	3	4
<i>Номинальные концентрации</i>			
0,1	0,3	1	3
<i>Полученные концентрации</i>			
0,081	0,290	0,840	2,400

Анализ применяемых растворов проводили в лаборатории аналитической химии Eurofins Analytik GmbH (Лейпциг, Германия). В связи с низким порогом определения токсиканта в растворе анализировали только четыре концентрации (табл. 2). На основе имеющихся результатов анализа можно предположить соответствие номинальных концентраций полученным в опытах для остальных растворов (0,003; 0,01; 0,03 мкг/л).

В качестве показателя степени токсичности в данной работе использовался общепринятый показатель ЛК<sub>50</sub>, рассчитанный на основе метода Спирмена – Карбера (Trimmed Spearman – Karber) [20] с помощью программы Spearman® (Montana State University, Bozeman, MT, USA). Это непараметрический метод, который эффективен при различных формах концентрациозависимых кривых, включая немонотонные. Все значения ЛК<sub>50</sub> рассчитаны с использованием номинальных концентраций инсектицида. Достоверность различий между значениями ЛК<sub>50</sub> определяли анализом перекрытия 95%-х доверительных интервалов при помощи программы SigmaStat®.

Данные по выживаемости видов сравнивали, используя Mantel-Сох тест. Этот анализ выполнен с помощью программы Prism® 5.0 (GraphPad Software, San Diego, CA, USA).

Значения опасных концентраций НС (НС – от англ. hazardous concentrations) [21] для 5 и 50 % видов в сообществе рассчитаны с помощью метода SSD (от англ. species sensitivity distributions – распределение чувствительности видов) [22, 23] и значений ЛК<sub>50</sub>, полученных с помощью токсических тестов. SSD модель построена на основе нормального распределения с помощью критериев Колмогорова – Смирнова, Андерсона – Дарлинга (Anderson – Darling) и Крамера – фон Мизеса (Cramer – von Mises). Результаты представлены графически как накопительная распределительная функция (обычно называемая графиком распределения чувствительности видов). Построение SSD кривой, а также анализ данных выполнены с помощью программы ETX 2.0 (RIVM, Bilthoven, The Netherlands) [24].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

*Сравнение чувствительности организмов.* Выживаемость организмов в контроле во всех опытах составляла более 90 %. Среди исследованных организмов наиболее чувствительными оказались ветвистоусые рачки *Daphnia pulex* и *D. longispina* со значениями ЛК<sub>50</sub> 0,04 и 0,09 мкг/л соответственно (табл. 3). Чувствительность этих видов достоверно не различалась между собой ( $p > 0,05$ ), но достоверно отличалась от других видов ( $p < 0,05$ ). Наименее чувствительными были представители природной популяции *Daphnia magna* – ЛК<sub>50</sub> 1,18 мкг/л. Однако значение ЛК<sub>50</sub> для этого вида не достоверно отличалось от значений ЛК<sub>50</sub> четырех других видов – *S. vetulus*, *Sc. mucronata*, *C. strenuus*, *E. Graciloides*. Сравнение чувствительности *D. magna* из лабораторной культуры и природной популяции показало достоверные различия между ними. Дафнии из лабораторной культуры оказались чувствительнее представителей природной популяции, значения ЛК<sub>50</sub> составляли соответственно 0,47 и 1,18 мкг/л. ЛК<sub>50</sub> лабораторной культуры *D. magna*, полученные нами, соответствуют значениям, представленным в литературе [14]. Обзор наиболее актуальных и подробных баз данных ECOTOX и ECHTOXNET показал, что чувствительность организмов зоопланктона к эсфенвалерату изучена лишь для четырех представителей (табл. 4): *Daphnia magna*, *D. carinata* King (1853), *Ceriodaphnia dubia* Richard (1894), *Chydorus* sp., при этом два из них – *D. magna* и *C. dubia* представлены только лабораторными культурами. Минимальная продолжительность воздействия в этих опытах составляла двое суток, хотя, как уже отмечалось выше, более 90 % токсиканта исчезает из воды в

## Результаты лабораторных опытов по определению токсичности эсфенвалерата для организмов зоопланктона

Тест-организм	ЛК <sub>50</sub> ( $p < 0,05$ ), мкг/л	
	24 ч	96 ч
<i>Daphnia pulex</i> (временный водоем)	0,50 (0,31–0,81)	0,04 (0,02–0,07)
<i>D. pulex</i> (постоянный водоем)	НР	0,07 (0,04–0,12)
<i>D. longispina</i> (постоянный водоем)	1,09 (0,60–1,98)	0,09 (0,05–0,16)
<i>D. longispina</i> (временный водоем)	0,60 (0,40–0,90)	0,10 (0,04–0,26)
<i>D. magna</i> (лабораторная культура)	НР	0,44 (0,29–0,70)
<i>Simocephalus vetulus</i>	0,83 (0,53–1,29)	0,67 (0,44–1,03)
<i>Scapholeberis mucronata</i>	3,00 (НД)	0,84 (0,45–1,55)
<i>Cyclops strenuus</i>	1,24 (0,90–1,70)	0,90 (0,63–1,30)
<i>Eudiaptomus graciloides</i>	4,38 (2,52–7,62)	0,91 (0,62–1,36)
<i>D. magna</i> (природная)	3,00 (НД)	1,18 (0,81–1,71)

П р и м е ч а н и е. НД – доверительные интервалы не достоверны. НР – значения ЛК<sub>50</sub> невозможно рассчитать (слишком низкая смертность).

первые 24 ч после его поступления в водоем. Для экологически реалистичных оценок потенциальной опасности пестицидов в водных экосистемах следует учитывать возможную задержку в развитии токсического эффекта даже после короткого периода воздействия. Тем не менее эти данные также говорят о высокой токсичности эсфенвалерата для организмов зоопланктона.

**Выживаемость организмов и задержка токсического эффекта.** Выживаемость организмов показана на рис. 1. Быстрые летальные эффекты токсиканта в большинстве случаев наблюдались в концентрациях, вызывающих 100%-ю гибель организмов. Это выражалось в гибели большей части организмов в первые 24 ч опыта. При низких концентрациях летальные эффекты проявлялись с задержкой (после 48 ч опыта) и в большинстве случаев не вызывали 100%-ю гибель организмов.

С целью оценки значимости продолжительности наблюдений после экспозиции значения ЛК<sub>50</sub> рассчитывали для разных временных периодов (24, 48, 72, 96 ч). Их сравнение показало, что для разных видов различия в значениях ЛК<sub>50</sub> между наиболее коротким и наиболее длинным из них могут широко варьировать. Так, наименьшая разница наблюдалась у *S. vetulus* (в 1,2 раза), а наибольшая – у *D. longispina* (в 12 раз и более). Для всех видов характерно увеличение рассчитанных значений ЛК<sub>50</sub> при увеличении продолжительности опыта (см. табл. 3, см. рис. 1).

**Распределение чувствительности видов.** График распределения видовой чувствительности зоопланктона построен на основе данных острой токсичности эсфенвалерата для всех исследованных видов (рис. 2). Нормальность распределения данных подтверждена критерием Колмогорова – Смирнова ( $p > 0,01$ ). Концентрации, потенциально опасные для 5

## Литературные данные по чувствительности представителей зоопланктона к эсфенвалерату

Тест-организм	Показатель	Экспозиция, дни	Значения, мкг/л	Источник
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	ЛК <sub>50</sub>	2	0,215	[16]
<i>Daphnia magna</i>	ЛК <sub>50</sub>	2	0,270	[14]
<i>D. carinata</i>	ЭК <sub>50</sub> *	НД	0,050	[15]
<i>Chydorus</i> sp.	ЛК <sub>50</sub>	2	0,150	[13]

П р и м е ч а н и е. НД – нет данных. \* – ЭК<sub>50</sub> (эффективная концентрация) – концентрация, которая оказывает какое-либо воздействие на 50 % организмов, но не приводит к смерти.

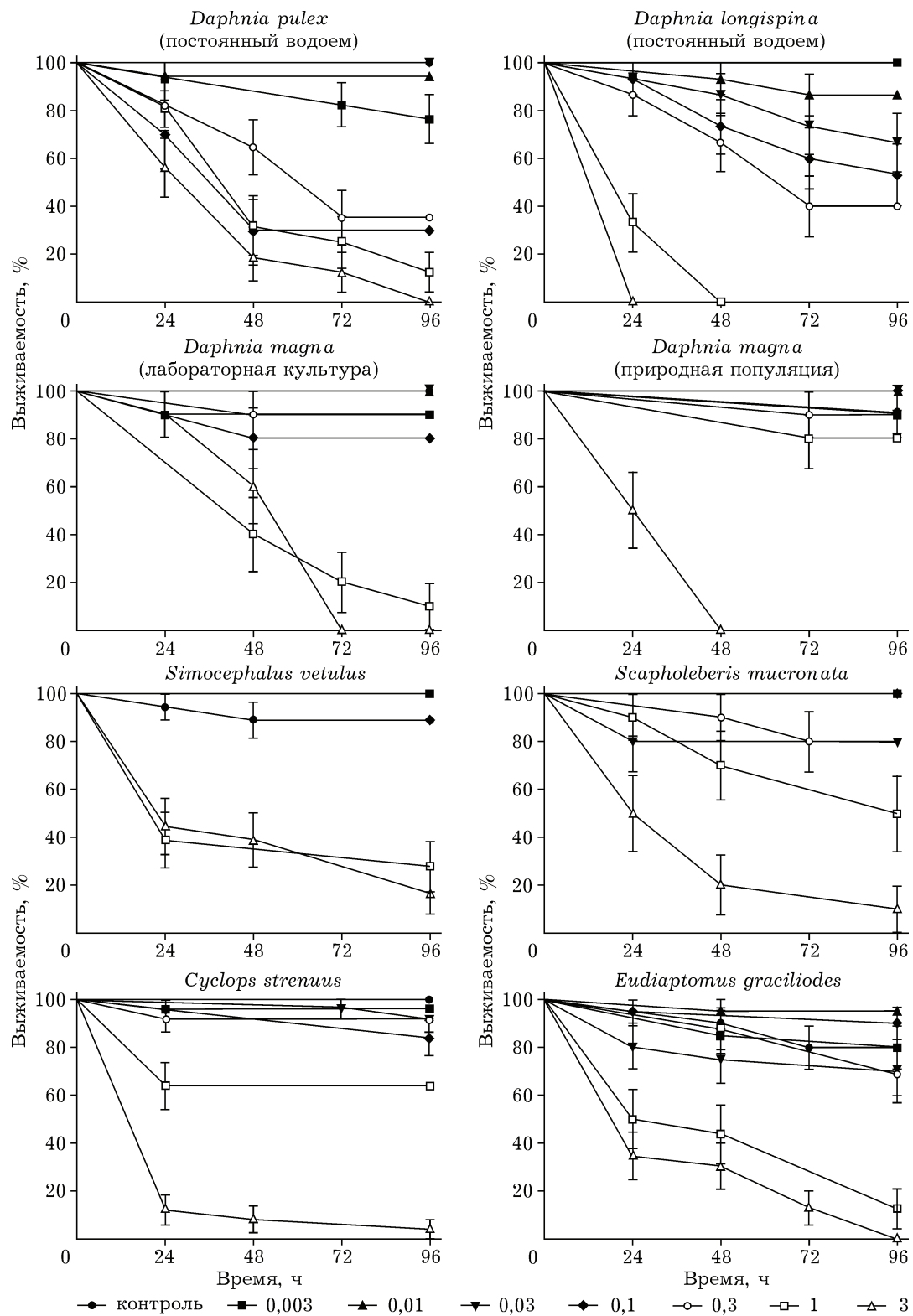


Рис. 1. Выживаемость организмов зоопланктона после 24-часового воздействия эсфенвалератом. Указаны используемые концентрации, мкг/л. Даны средние значения числа живых организмов и 95%-е доверительные интервалы

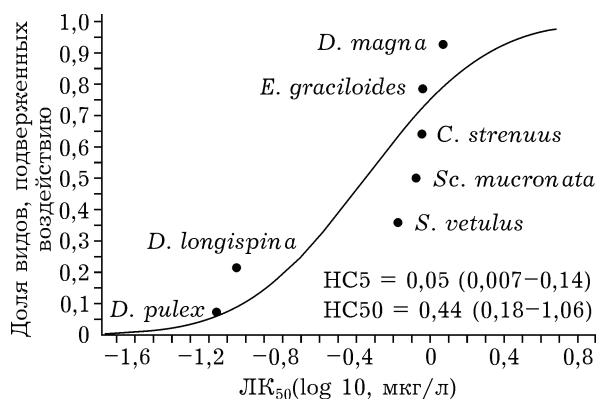


Рис. 2. График распределения видовой чувствительности зоопланктона, основанный на значениях среднелетальных концентраций эсфенвалерата ( $ЛК_{50}$ ) семи исследованных видов. Опасные концентрации (мкг/л) для 5 и 50 % видов даны в правом нижнем углу

и 50 % видов, составляли 0,05 и 0,44 мкг/л соответственно. К настоящему времени не имеется сведений о концентрациях эсфенвалерата, потенциально опасных для сообществ зоопланктона, поэтому нет возможности сравнить данные, полученные в настоящей работе.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Водные растворы эсфенвалерата обладают очень высокой токсичностью для организмов зоопланктона и способны оказывать негативное влияние при концентрациях порядка 0,01 мкг/л. Высокая чувствительность зоопланктона позволяет считать исследованный инсектицид опасным для экосистем непроточных водоемов, так как зоопланктон является важным звеном в трофической цепи данных биоценозов.

Результаты исследования показали, что широко применяемый лабораторный тест-объект *Daphnia magna* малоэффективен при прогнозировании последствий воздействия эсфенвалерата. Чувствительность этого вида из лабораторной популяции достоверно ниже чувствительности двух из семи протестированных представителей зоопланктона из естественных водоемов. В то же время представители природной популяции *D. magna* отличаются более низкой чувствительностью, чем представители лабораторной культуры. Виды *D. pulex* и *D. longispina* обладают наибольшей чувствительностью среди исследованных представителей зоопланктона и могут использо-

ваться в экотоксикологических исследованиях в качестве индикаторных организмов.

Концентрации эсфенвалерата, потенциально опасные для 5 и 50 % видов в сообществе, составляли 0,05 и 0,44 мкг/л соответственно. Если принять безопасным для сообществ зоопланктона выпадение из них не более 5 % видов, то следует считать допустимым содержание эсфенвалерата в воде не более 0,05 мкг/л.

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, проект № 07-04-92280-СИГ\_а.

### ЛИТЕРАТУРА

1. Методика определения токсичности воды по смертности и изменению плодовитости дафний. ПНД ФТ 14.1:2: 3:4.3-99. М.: Государственный комитет Российской Федерации по охране окружающей среды, 1999. 31 с.
2. Methods for Measuring the Toxicity and Bioaccumulation of Sediment-associated Contaminants with Freshwater Invertebrates. Second Edition. US Environmental Protection Agency, EPA 600/R-99/064, 2000. 192 p.
3. Wogram J., Liess M. Rank ordering of macroinvertebrate species sensitivity to toxic compounds by comparison with that of *Daphnia magna* // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 2001. Vol. 67, N 3. P. 360-367.
4. Stevenson I. E. Photodegradation of [chlorophenyl(U)-14C]DPX-GB800] in water at pH 5. DuPont Report No. AMR-686-87. Prepared and submitted by E.I. du Pont de Nemours and Company, Inc., Wilmington, DE. MRID 40443801. 1987.
5. Lutnicka H., Bogacka T., Wolska L. Degradation of Pyrethroids in an aquatic ecosystem model // Water Res. 1999. Vol. 33, N 16. P. 3441-3446.
6. Laskowski D. A. Physical and chemical properties of pyrethroids // Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. 2002. Vol. 174. P. 49-170.
7. Ohm M. Adsorption/Desorption of (Carbon 14)-esfenvalerate at a single concentration in six soils: Lab Project Number: DUPONT-3438. Prepared by E. I. du Pont de Nemours and Company. MRID 45555102. 2001.
8. Samsoe-Petersen L., Gustavson K., Madsen T., Mogenssen B. B., Lassen P., Skjernov K., Christoffersen K., Jorgensen E. Fate and effects of esfenvalerate in agricultural ponds // Environmental Toxicology and Chemistry. 2001. Vol. 20, N 7. P. 1570-1578.
9. Heinis L. J., Knuth M. L. The mixing, distribution and persistence of esfenvalerate within littoral enclosures // Environmental Toxicol. Chemistry. 1992. Vol. 11, N 1. P. 11-25.
10. Maciorowski A. F. Hazard Assessment of Esfenvalerate (ASANA) Mesocosm. Memorandum From to G. LaRocca. February 1, 1993. Ecological Effects Branch. Environmental Fate and Effects Division. Office of Pesticide Programs. US Environmental Protection Agency. 1993.

11. Бекетов М. А. Сравнительная чувствительность к инсектицидам дельтаметрин и эсфенвалерат ряда амфибионтных насекомых (Ephemeroptera и Odonata) и *Daphnia magna* // Экология. 2004. № 3. С. 229–234.
12. White K., Thurman N. Problem Formulation for the Environmental Fate, Ecological Risk, and Endangered Species Assessments in Support of the Registration Review of Esfenvalerate. United States Environmental Protection Agency. Washington D.C., 20460. 2009. P. 21.
13. Lozano S. J., Brazner J. C., Knuth M. L., Heinis L. J., Sargent K. W., Tanner D. K., Anderson L. E., O'Halloran S. L., Ber S. L. Effects, Persistence and Distribution of Esfenvalerate in Littoral Enclosures. Rep. No. DU E104/PPA 06/7592A, U.S. EPA, Duluth & Univ. of Wisconsin-Superior, Superior. 1989. P. 5.
14. Fairchild J. F., La Point T. W., Zajicek J. L., Nelson M. K., Dwyer F. J., Lovely P. A. Population-, Community- and Ecosystem-Level Responses of Aquatic Mesocosms to Pulsed Doses of a Pyrethroid Insecticide // Environ. Toxicol. Chem. 1992. Vol. 11, N 1. P. 115–129.
15. Barry M. J., Logan D. C., Ahokas J. T., Holdway D. A. Effect of Algal Food Concentration on Toxicity of Two Agricultural Pesticides to *Daphnia carinata* // Ecotoxicol. Environ. Saf. 1995. Vol. 32, N 3. P. 273–279.
16. Bouldin J. L., Milam C. D., Farris J. L., Moore M. T., Smith S. Jr., Cooper C. M. Evaluating Toxicity of Asana XL (Esfenvalerate) Amendments in Agricultural Ditch Mesocosms // Chemosphere. 2004. Vol. 56, N 7. P. 677–683.
17. Мануйлова Е. Ф. Определитель. Ветвистоусые рачки фауны СССР. М.; Л.: Наука, 1964. 327 с.
18. Боруцкий Е. В. Определитель свободноживущих пресноводных веслоногих раков СССР и сопредельных стран по фрагментам в кишечниках рыб. М.: Изд-во АН СССР, 1960. 219 с.
19. Ермолаева Н. И. Веслоногие рачки семейства Cyclopidae водоемов Обь-Иртышского бассейна. Новосибирск: Новосиб. гос. ун-т, 2007. 90 с.
20. Hamilton M., Russo R., Thurston R. Trimmed Spearman-Kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays // Environ. Sci. Technol. 1977. Vol. 11, N 7. P. 714–719.
21. Van Straalen N. M., Denneman C. A. J. Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria // Ecotoxicology and Environmental Safety. 1989. Vol. 18, N 3. P. 241–251.
22. Posthuma L., Suter G. W., Traas T. P. Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Lewis, Boca Raton, FL, USA. 2002. 587 p.
23. Aldenberg T., Jarowska J. S. Uncertainty of hazardous concentrations and fraction affected for normal species sensitivity distributions // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2000. Vol. 46, N 1. P. 1–18.
24. Van Vlaardingen P. L. A., Traas T. P., Wintersen A. M., Aldenberg T. ETX 2.0. A program to calculate hazardous concentrations and fraction affected, based on normality distributed toxicity data. Report 601501028/2004 // National Institute for Public Health and the Environment / Bilthoven, The Netherlands. 2004. 68 p.

## Comparative Sensitivity of Some Representatives of Zooplankton (Cladocera, Copepoda) Sumicidin-Alpha Insecticide

Yu. A. NOSKOV

*Institute of Systematics and Ecology of Animals SB RAS  
630091, Novosibirsk, Frunze str., 11  
E-mail: yuranoskov@mail.ru*

Investigation of the sensitivity of seven zooplankton species *Daphnia magna*, *D. longispina*, *D. pulex*, *Simocephalus vetulus*, *Scapholeberis mucronata*, *Eudiaptomus graciloides*, *Cyclops strenuus* to sumicidin-alpha insecticide was carried out. The values of LC<sub>50</sub> for 24 h exposure were determined. The most sensitive species turned out to be *Daphnia pulex* and *D. longispina*, the least sensitive ones – representatives of natural population of *Daphnia magna*. The data on the distribution of zooplankton species sensitivity are presented. The concentrations potentially dangerous for 5 and 50 % of species in the community were calculated.

**Key words:** esfenvalerate, zooplankton, *D. magna*, toxicity, distribution of species sensitivity.