

Научная статья  
УДК 504.054  
doi: 10.17223/7783494/3/8

## Диапазон резистентности водных организмов к контаминации среды искусственными наночастицами

Юрий Николаевич Моргалёв<sup>1</sup>, Сергей Юрьевич Моргалёв<sup>2</sup>,  
Оксана Владимировна Кондратова<sup>3</sup>, Тамара Григорьевна Моргалёва<sup>4</sup>

<sup>1, 2, 3, 4</sup> *Национальный исследовательский Томский государственный университет, Томск, Россия*

<sup>1</sup> *yu.morgalev@gmail.com*

<sup>2</sup> *s.morgalev2@gmail.com*

<sup>3</sup> *kov-2710@yandex.ru*

<sup>4</sup> *tg.morgaleva@gmail.com*

**Аннотация.** Наряду с вопросами безопасности высокодисперсных материалов непосредственно для человека и сельскохозяйственных животных одинаково важным является их возможное влияние на более низкие звенья пищевых цепей, формирующих экосистему обеспечения трофической безопасности. Согласно закону равнозначности, все условия среды, необходимые для поддержания жизни, имеют равную роль. Поэтому нарушения в низших, обычно менее устойчивых элементах пищевых цепей могут критически ограничить существование человечества. В процессе жизненного цикла наноматериалов одним из наиболее массовых путей попадания в биосферу является перенос в виде аэрозолей с последующим осаждением на поверхностные воды или почву, либо непосредственный перенос почвенными водами из мест складирования или захоронения. Поэтому одними из первых звеньев, контактирующих с наночастицами, являются гидробионты. Проведена оценка экологических и биологических эффектов искусственных металлических и бинарных наночастиц (NPs) различной химической природы и структурных характеристик. На основе экспресс-методов оценки токсичности с использованием водных тест-организмов различных трофических уровней (*Escherichia coli*, *Chlorella vulgaris* B., *Paramecium caudatum*, *Daphnia magna* S., *Danio rerio*) установлен диапазон резистентности к NPs никеля (nNi), платины (nPt), оксида цинка (nZnO) и оксида церия (nCeO<sub>2</sub>). Установлено, что тест-реакция на контаминацию водной среды NPs и развитие комплекса неблагоприятных последствий для фито- и зоопланктона зависит от физико-химических свойств NPs и чувствительности гидробионтов. Определены концентрации NPs, не вызывающие видимых изменений тест-реакций организмов. Выявлено, что наиболее чувствительным к контаминации среды NPs гидробионтом является одноклеточная зелёная водоросль *Chlorella vulgaris* B., наиболее чувствительным параметром – содержание фотосинтетических пигментов: для nCeO<sub>2</sub> L(E)C<sub>10</sub> = 0,0007 мг/л, для nNi L(E)C<sub>10</sub> = 0,0015 мг/л, для nZnO L(E)C<sub>10</sub> = 0,0048 мг/л, для nPt L(E)C<sub>10</sub> = 0,033 мг/л. Наиболее устойчивы (L(E)C<sub>10</sub> > 100 мг/л) к контаминации nPt оказались *E. Coli*, *D. magna* S., *D. rerio*, к контаминации nNi и nZnO – *D. rerio*, к контаминации nCeO<sub>2</sub> – *E. Coli*, *P. caudatum*, *D. rerio* по показателю «эмбриотоксичность». Выявлены наиболее уязвимые звенья трофической структуры сообществ и возможность нарушения пищевой пирамиды водной экосистемы. Показано, что интегральной характеристикой воздействия NPs на экосистему может служить «диапазон резистентности» – диапазон концентраций, в рамках которого сохраняется резистентность биоты.

**Ключевые слова:** резистентность, наночастицы, гидробионты, тест-организм, тест-реакция, дисперсные системы

**Благодарности:** исследование выполнено при финансовой поддержке программы развития Томского государственного университета (Приоритет-2030).

**Для цитирования:** Моргалёв Ю.Н., Моргалёв С.Ю., Кондратова О.В., Моргалёва Т.Г. Диапазон резистентности водных организмов к контаминации среды искусственными наночастицами // Технологии безопасности жизнедеятельности. 2023. № 3. С. 67–77. doi: 10.17223/7783494/3/8

Original article  
doi: 10.17223/7783494/3/8

## The range of resistance of hydrobionts to medium contamination with manufactured nanoparticles

Yuri N. Morgalev<sup>1</sup>, Sergey Yu. Morgalev<sup>2</sup>, Oksana V. Kondratova<sup>3</sup>, Tamara G. Morgaleva<sup>4</sup>

<sup>1, 2, 3, 4</sup> *National Research Tomsk State University, Tomsk, Russian Federation*

<sup>1</sup> *yu.morgalev@gmail.com*

<sup>2</sup> *s.morgalev2@gmail.com*

<sup>3</sup> *kov-2710@yandex.ru*

<sup>4</sup> *tg.morgaleva@gmail.com*

**Abstract.** In addition to the safety issues of highly dispersed materials directly for humans and farm animals, of equal importance is their possible impact on the lower links of the food chains that form the ecosystem of trophic security. According to

the law of equivalence, all environmental conditions necessary to sustain life have an equal role to play. Therefore, disturbances in the lower, usually less resilient elements of food chains can critically limit humanity's existence. During the life cycle of nanomaterials, one of the most common pathways of entry into the biosphere is through aerosol transport with subsequent deposition on surface water or soil, or direct transport by soil water from storage or disposal sites. Therefore, hydrobionts are among the first links in contact with nanoparticles. An assessment was performed to estimate ecological and biological effects of metallic and binary nanoparticles (NPs) of various chemical nature and structural characteristics. Application of rapid toxicity tests using hydrobionts of various trophic levels (*Escherichia coli*, *Chlorella vulgaris* B., *Paramecium caudatum*, *Daphnia magna* S., *Danio rerio*) allowed to determine resistance range to NPs Ni, Pt, ZnO and CeO<sub>2</sub>. It was established that test reaction to contamination of water with NPs and development of adverse effects to phyto- and zooplankton is contingent on NPs physicochemical properties and sensitivity of hydrobionts. Concentrations of NPs not causing observed change of test reactions were determined. *C. vulgaris* B. was established to be the most vulnerable to contamination of medium with NPs; photosynthetic pigment quantity was determined to be the most sensitive parameter: nCeO<sub>2</sub> L(E)C<sub>10</sub> = 0.0007 mg/l, nNi L(E)C<sub>10</sub> = 0.0015 mg/l, nZnO L(E)C<sub>10</sub> = 0.0048 mg/l, nPt L(E)C<sub>10</sub> = 0.033 mg/l. The highest resistance (L(E)C<sub>10</sub> > 100 mg/l) to contamination shown by: *E. Coli*, *D. magna* S., *D. rerio* to nPt; *D. rerio*. to nNi and nZnO, *E. coli*, *P. caudatum* to nCeO<sub>2</sub>; and *D. rerio* by the parameter 'embryotoxicity'. The most vulnerable chains of trophic structure of communities were revealed as well as ways of disrupting food pyramid of an aquatic system. Range of resistance or range of concentrations within which biota retains resistance was shown to be an integral characteristic of NPs effects on ecosystems.

**Keywords:** resistance, nanoparticles, hydrobionts, test-organism, test-reaction, dispersed systems

**Acknowledgments:** This study was supported by the Tomsk State University Development Programme (Priority-2030).

**For citation:** Morgalev, Yu.N., Morgalev, S.Yu., Kondratova, O.V. & Morgaleva, T.G. (2023) The range of resistance of hydrobionts to medium contamination with manufactured nanoparticles. *Tekhnologii bezopasnosti zhiznedeyatel'nosti – Life Safety / Security Technologies*. 3. pp. 67–77. doi: 10.17223/7783494/3/8 (In Russian).

## Введение

В последние десятилетия развитие нанотехнологий привело к быстрому росту разнообразия искусственных наночастиц (NPs) и наноматериалов (NM), многие из которых принципиально отличаются от естественных NPs по своим физико-химическим характеристикам, в том числе более высокой дисперсностью, элементным составом, внутренней структурой и сложной пространственной организацией. В отличие от естественных искусственно полученные NPs, во всё больших масштабах применяемые в различных сферах жизнедеятельности, могут представлять потенциальную опасность для окружающей среды.

Нарастающие объёмы производства высокодисперсных материалов (SFM) в связи с развитием нанотехнологий и экспоненциальный рост количества товаров, содержащих искусственные NPs, с одной стороны, открывают новые возможности использования SFM в области биомедицины, фармакологии, производстве продуктов питания, при решении экологических и сельскохозяйственных проблем. С другой стороны, как показывают многочисленные исследования, интенсивное использование NM в разных сферах потребления ведёт к их массовому поступлению в водные экосистемы, являющиеся конечной принимающей средой веществ, загрязняющих биоту, где их судьба и потенциальные последствия неизвестны. Уникальными NM, промышленное производство которых исчисляется уже сотнями тонн в год, а практическое применение охватывает различные отрасли индустрии, являются nPt, nNi, nCeO<sub>2</sub> nZnO. Особую значимость приобретает изучение NPs Ni, поскольку

nNi является перспективным NM, в том числе для замены nPt в разнообразных каталитических процессах. NPs CeO<sub>2</sub> всё чаще используются в автомобильной промышленности в качестве катализаторов (в системах дожигания топлива в выхлопных системах, как присадки к топливу, как электролиты в твёрдоокисных топливных элементах, для полировки и покрытий), как лакокрасочные покрытия, защитные покрытия для дерева (wood care products), в биомедицинской промышленности (при лечении воспалений, рака, противорадиационной защиты), в солнцезащитных кремах [1–4]. Широкий спектр применения NPs nZnO в области косметологии, медицины, материаловедения [5–8] обусловлен антибактериальными, поверхностно-активными и каталитическими свойствами [9, 10].

Уникальные свойства NPs могут нести в себе потенциальную опасность для окружающей среды. Наличие биологических эффектов при контакте NPs с представителями биоты ставит в число приоритетных задач изучение диапазона резистентности водных организмов к контаминации среды искусственными NPs, определение рисков для водной среды и обеспечение биобезопасности и является необходимой составляющей в развитии нанотехнологий. Использование гидробионтов перспективно при исследовании водных экосистем, которые подвержены антропогенному загрязнению SFM с множественными путями их поступления в гидросферу. Согласно литературным и собственным данным, большинство искусственно созданных NPs способно оказывать вредное воздействие и аккумулироваться в гидробионтах преимущественно в начальных звеньях трофических цепей [3, 4, 11], что в итоге может привести к

нежелательной трансформации трофических связей и нарушению трофического каскада.

Имеющиеся литературные сведения относительно влияния NPs металлов и их оксидов на рост и развитие гидробионтов малочисленны, противоречивы и трудно сопоставимы по дозам, размерностям NPs и видам водных растений и животных. Вопросы исследования физиологических функций и поведения организмов в условиях загрязнения водных экосистем SFM практически не изучены.

### Материалы и методы

Биологические эффекты и экотоксичность тестируемых NPs определяли по ингибированию бактериальной биолюминесценции рекомбинантного люминесцирующего штамма *E. coli*, рекомендуемого для медико-биологической оценки NM действующим национальным нормативом [12], и по характерным для водных организмов тест-реакциям: одноклеточная водоросль *C. vulgaris* B. – рост массы (оценка по оптической плотности суспензии) и концентрации суммы хлорофиллов [13, 14], одноклеточные животные *P. caudatum* – хемотаксическая реакция [15], низшие ракообразные *D. magna* S. – показатели смертности и подвижности [16, 17], рыбы *D. rerio* – показатели смертности и эмбриотоксичности [18, 19]. Оценку степени токсичности проводили в соответствии с критериями аттестованных методик и нормативными документами [20, 21].

Резистентность гидробионтов оценивали по верхнему пределу концентраций дисперсных систем (DS) NPs, вызывающих 10% ингибирование тест-реакций или гибель организма ( $L(E)C_{10}$ ), по сравнению с контролем.

Наночастицы nNi ( $\Delta 50 = 5$  nm, Ssp = 80–100 м<sup>2</sup>/г), nPt ( $\Delta 50 = 5$  nm, Ssp = 36 м<sup>2</sup>/г), nZnO ( $\Delta 50 = 12$  nm, Ssp = 47 м<sup>2</sup>/г) и nCeO<sub>2</sub> ( $\Delta 50 = 16$  nm, Ssp = 20–40 м<sup>2</sup>/г) получены в лаборатории новых материалов и перспективных технологий СФТИ (зав. В.А. Светличный) методом лазерной абляции в дистиллированной воде из брусков металлов высокой степени чистоты. При воздействии на брусок излучением импульсного лазера происходили абляция и разбрызгивание материала мишени в окружающую среду. Вне мишени удаляемый материал организмовывался в NPs.

Характеристики наночастиц получены с помощью метода TEM («Phillips CM-12», France), метода динамического рассеивания света («Zetasizer Nano ZS», USA) и метода BET («TriStar 3000», USA).

Стабильность DS NPs сохранялась в течение срока инкубации. Уменьшение концентрации взвешенных частиц составляло не более 5%.

DS NPs создавали по разработанной нами методике [22], включающей этапы разведения исходной DS культивационной средой для конкретного вида тест-организмов и ультразвукового редиспергирования (30 W/l, 5 мин). Биологические эффекты и экотоксичность NPs изучали в концентрациях (C) 0,0001; 0,001; 0,01; 0,1; 1,0; 5,0; 10,0; 20,0 мг/л и в отдельных сериях – 30,0; 40,0 и 50,0 мг/л.

Статистическая обработка полученных данных выполнена в программе Excel 2010. С помощью пробит-анализа рассчитаны значения  $L(E)C_{10}$ ,  $L(E)C_{20}$  и  $L(E)C_{50}$ . Работы проведены с применением метрологически поверенного оборудования: Autolumat LB953, фотоэлектроколориметр ИПС-03, концентратометр БИОТЕСТЕР-2, спектрофлуориметр CM 2203, дифрактометр XRD 6000.

### Результаты и обсуждение

В настоящее время искусственные металлосодержащие NPs являются приоритетными NM для исследований. Не вызывает сомнения тот факт, что наиболее чувствительными и адекватными индикаторами оценки неблагоприятных последствий контаминации водной среды SFM являются методы биотестирования, предполагающие оценку экотоксичности по изменению информативных тест-параметров на основе экспресс-методов с использованием водных тест-организмов различных трофических уровней на модельных тест-системах (лабораторных и полевых). Поведение, состояние и жизнедеятельность организмов разных систематических групп позволяют констатировать факт токсичности среды независимо от того, какие вещества и в каком сочетании её обуславливают. Методы биотестирования позволяют определить интенсивность и качество реакций живых организмов на изменение среды обитания.

В данном исследовании использован разработанный нами (в результате выполнения в 2008–2013 гг. грантов ыедеральных целевых программ) алгоритм оценки экологической токсичности, ориентированный, главным образом, на одновременное изучение тест-реакций совокупности организмов разных систематических групп в зависимости от сферы возможного размещения, использования и утилизации нанопродукции.

При оценке диапазона резистентности гидробионтов к контаминации среды основной акцент сделан на испытываемые концентрации (C) NPs, не дающие наблюдаемого эффекта, –  $C < L(E)C_{10}$ , т.е. концентрации NPs, на которые реакции водных организмов идентичны контрольным. Использование границы  $L(E)C_{10}$  связано с тем, что и-за естественной флуктуации состояния живых объектов точность регистрации исследуемых показателей тест-организмов

практически никогда не превосходит 10%. Исследованы тест-реакции гидробионтов при контаминации среды NPs с различными физико-химическими характеристиками. Установлено, что люминесцентные бактерии менее чувствительны к nPt и nCeO<sub>2</sub>, чем к nZnO (табл. 1). С повышением С NPs увеличивается негативное воздействие nPt на бактерии – L(E)C<sub>20</sub> = 7,757 мг/л, и при достижении С = 79,86 мг/л люминесценция гасится у половины испытуемых бактерий. Люминесцентные бактерии менее резистентны к контаминации среды nZnO. Ингибирование люминесценции у 10 и 20% испытуемых бактерий зарегистрировано при концентрациях, практически в 100 раз более низких, чем при контаминации nPt. Гашение люминесценции у 50% бактерий отмечено при С в 266 раз ниже (С = 0,300 мг/л), чем nPt. Установлено, что nCeO<sub>2</sub> не оказывает негативного воздействия на люминесцирующие бактерии *E. coli* в диапазоне изученных концентраций – L(E)C<sub>10-50</sub> > 100 мг/л.

Следовательно, диапазон резистентности люминесцирующих бактерий к контаминации среды зависит от физико-химических свойств NPs и для тестируемых nZnO, nPt и nCeO<sub>2</sub> соответствует С < 0,028 мг/л, С < 2,306 мг/л и С > 100 мг/л.

Т а б л и ц а 1

**Критерии воздействия наночастиц на биосенсор «Эколюм» по изменению уровня флюоресценции**

№ п/п	Критерии	NPs			
		Pt	Ni	ZnO	CeO <sub>2</sub>
1	L(E)C <sub>10</sub> [мг/л]	2,306	–	0,028	>100
2	L(E)C <sub>20</sub> [мг/л]	7,757	–	0,063	>100
3	L(E)C <sub>50</sub> [мг/л]	79,86	–	0,300	>100

Большую чувствительность к изменению факторов внешней среды в силу своих физиологических особенностей проявляют простейшие. При контаминации среды NPs Pt и CeO<sub>2</sub> отмечен положительный хемотаксис *P. caudatum*. В отличие от nPt и nCeO<sub>2</sub>, в контаминированной среде nNi и nZnO хемотаксическая реакция инфузорий угнеталась. Установлено, что инфузории *P. caudatum* менее резистентны к nNi, чем к nZnO: угнетение хемотаксиса на 10 и 20% отмечено в менее концентрированных DS nNi (в 100 раз), чем в DS nZnO, а на 50% – в 10 раз (табл. 2).

Многочисленность группы простейших в водных объектах, в частности инфузорий (до 70% численности гетеротрофного микропланктона организмов), экологическая значимость её в процессах самоочищения, трофических связях и в продукционных процессах определяет её значимость как составной части

естественной кормовой базы зоопланктона и молоди рыб.

Т а б л и ц а 2

**Критерии воздействия наночастиц на простейших *P. caudatum* по хемотаксической реакции**

№ п/п	Критерии	NPs			
		Pt	Ni	ZnO	CeO <sub>2</sub>
1	L(E)C <sub>10</sub> [мг/л]	>100	0,0018	0,012	>100
2	L(E)C <sub>20</sub> [мг/л]	>100	0,0042	0,033	>100
3	L(E)C <sub>50</sub> [мг/л]	>100	0,023	0,239	>100

Важнейшую группу организмов-продуцентов в водных экосистемах, как и высшие водные растения, представляют планктонные одноклеточные водоросли (фитопланктон). Как правило, влияние вещества на одноклеточные водоросли оценивается по показателям изменения численности клеток водорослей (снижение или увеличение) в опытной среде по сравнению с контролем.

В отличие от простейших, чувствительность водоросли *C. vulgaris* B. к контаминации среды NPs (по критерию L(E)C<sub>10</sub>) уменьшалась в ряду: nCeO<sub>2</sub> > nNi > nZnO > nPt (табл. 3). Указанная последовательность изменялась при ингибировании роста *C. vulgaris* B. на 20%: nNi > nCeO<sub>2</sub> > nZnO > nPt. Выявлены концентрации NPs, воздействие которых соответствуют 50% ингибированию роста *Chlorella v. B.*: для nNi концентрация соответствует 0,1534 мг/л, для nZnO выше практически в 2 раза (0,2943 мг/л) и для nCeO<sub>2</sub> выше почти в 6 раз (0,868 мг/л). Эффективная концентрация nPt (L(E)C<sub>50</sub> = 52,197 мг/л), воздействие которой соответствует 50% ингибированию роста хлореллы, существенно превышает концентрации остальных протестированных DS NPs.

К вспомогательным показателям следует отнести содержание фотосинтезирующих пигментов (хлорофилла и каротиноидов). Установлено, что показатель содержания фотосинтезирующих пигментов (по сумме хлорофиллов а и б) более чувствительный к контаминации среды NPs. Эффект в виде 10 и 20% снижения концентрации хлорофиллов все тестируемые NPs вызывают в более низких концентрациях (см. табл. 3), чем снижение прироста массы.

В качестве типичного представителя звена зоопланктона и важнейшего кормового объекта наиболее широко применяемыми в стандартных биотестах у нас в стране и за рубежом являются низшие ракообразные *D. magna* S. Наиболее часто в водной токсикологии используются показатели смертности и как дополнительный параметр – подвижность ветвистых ракообразных.

Таблица 3

**Критерии воздействия наночастиц на одноклеточные водоросли *Chlorella vulgaris* B. по изменению прироста массы и изменению концентрации хлорофиллов**

№ п/п	Критерии	NPs							
		Pt		Ni		ZnO		CeO <sub>2</sub>	
		Δm	C <sub>chl</sub>	Δm	C <sub>chl</sub>	Δm	C <sub>chl</sub>	Δm	C <sub>chl</sub>
1	L(E)C <sub>10</sub> [мг/л]	0,067	0,033	0,0042	0,0015	0,0068	0,0048	0,0012	0,0007
2	L(E)C <sub>20</sub> [мг/л]	3,485	0,1169	0,0354	0,0128	0,0637	0,0323	0,059	0,0272
3	L(E)C <sub>50</sub> [мг/л]	52,197	1,3504	0,1534	0,0563	0,2943	0,1184	0,868	0,3322

Примечание. Δm – прирост массы [мг/л], C<sub>chl</sub> – изменение концентрации хлорофиллов [мкг/л].

Однако диапазон резистентности *D. magna* S. целесообразно определять по параметру «ингибирование подвижности», который в большинстве случаев является alarm-signal воздействия NPs, а смертность наступает при более высоких концентрациях NPs и то только в среде, контаминированной nNi или nZnO. Снижение активности *D. magna* S. отмечено в трёх из четырёх исследованных DS NPs, т.е.

чувствительность низших ракообразных, вероятнее всего, обусловлена физико-химическими свойствами NPs. Установлено, что резистентность низших ракообразных к nZnO (L(E)C<sub>10</sub> < 0,016 мг/л) существенно ниже, чем для nNi (L(E)C<sub>10</sub> < 0,548 мг/л) и nPt (L(E)C<sub>10</sub> < 26,96 мг/л). В контаминированной NPs CeO<sub>2</sub> среде выживаемость и подвижность рачков идентичны контрольным (табл. 4).

Таблица 4

**Критерии воздействия наночастиц на низших ракообразных *D. magna* S. по смертности и ингибированию подвижности**

№ п/п	Критерии	NPs							
		Pt		Ni		ZnO		CeO <sub>2</sub>	
		Dead	Ing	Dead	Ing	Dead	Ing	Dead	Ing
1	L(E)C <sub>10</sub> [мг/л]	>100	26,96	3,395	0,548	0,030	0,016	>100	>100
2	L(E)C <sub>20</sub> [мг/л]	>100	34,27	19,48	3,020	0,082	0,045	>100	>100
3	L(E)C <sub>50</sub> [мг/л]	>100	54,38	>100	80,30	0,638	0,314	>100	>100

Примечание. Dead – гибель, Ing – ингибирование подвижности.

В области конечного звена трофической цепи водных экосистем находятся рыбы (наряду с водными млекопитающими) и включают две трофические группы – мирных и хищных видов рыб, из которых хищники занимают высшее звено по сравнению с мирными. В качестве тест-организма для определения диапазона резистентности использовалась икромечущая аквариумная рыба *D. rerio* по показателям «гибель» и «эмбриотоксичность». Определение токсичности искусственных NPs на ранних стадиях эмбриогенеза и на взрослых рыбах важно с двух точек зрения – установления опасности SFM для существования популяции рыб в водном объекте и угрозы здоровью человека при употреблении их в пищу. Эти особенности рыб учитываются при выборе тест-

организмов, параметров и критериев токсичности, установлении кумулятивных свойств, патологических изменений и отдалённых последствий действия исследуемых SFM.

Выявлена зависимость чувствительности рыб *D. rerio* от их стадии развития и физико-химических характеристик, тестируемых NPs (табл. 5):

- а) nPt не вызывает гибели мальков и видимых нарушений в развитии эмбрионов рыб *D. rerio*;
- б) nNi и nZnO не вызывают гибели мальков, но вызывают нарушение в эмбриональном развитии рыб при C ≥ 0,019 и C ≥ 7,50 мг/л соответственно;
- в) nCeO<sub>2</sub> не влияет на развитие эмбрионов, но вызывает гибель мальков рыб *D. rerio* в диапазоне концентраций 9,071 ≥ C ≥ 1,585 мг/л.

Таблица 5

**Критерии воздействия наночастиц на рыб *D. rerio* по гибели и эмбриотоксичности**

№ п/п	Критерии	NPs							
		Pt		Ni		ZnO		CeO <sub>2</sub>	
		Dead	Embrtox	Dead	Embrtox	Dead	Embrtox	Dead	Embrtox
1	L(E)C <sub>10</sub> [мг/л]	>100	>100	>100	0,019	>100	7,504	1,585	>100
2	L(E)C <sub>20</sub> [мг/л]	>100	>100	>100	>100	>100	17,909	9,071	>100
3	L(E)C <sub>50</sub> [мг/л]	>100	>100	>100	>100	>100	95,351	>100	>100

Примечание. Dead – гибель, Embrtox – эмбриотоксичность.

Следовательно, установлен диапазон резистентности основных представителей трофических уровней к контаминации водной среды искусственными NPs. В то же время не менее актуальным является вопрос о безопасности SFM при поступлении в водную среду, который до сих пор остаётся практически открытым. В проведённых нами исследованиях токсичности водных DS NPs с использованием оптимального, научно обоснованного и ранее апробированного набора биотестов установлена зависимость

степени токсического воздействия на флюоресценцию бактериального биосенсора «Эколюм-13», хемотаксическую реакцию инфузорий *P. caudatum*, скорость роста одноклеточной водоросли *Chlorella v. B.*, смертность низших ракообразных *D. magna S.* и рыб *D. rerio* от концентрации NPs. В табл. 6 представлены данные максимальных значений индекса токсичности ( $I_{max}$ , %) для тестируемых NPs, полученных в настоящем и ранее проведённых нами исследованиях [23–25].

Т а б л и ц а 6

Максимальное значение индекса токсичности ( $I_{max}$ , %) для nPt, nNi, nZnO и nCeO<sub>2</sub>

№ п/п	Тест-организм	$I_{max}$ [%]			
		nPt	nNi	nZnO	nCeO <sub>2</sub>
1	Биосенсор «Эколюм» (флюоресценция бактерий)	91,8±1,3	–	93,8±6,5	–40,9±0,3
2	<i>P. caudatum</i> (хемотаксическая реакция)	–31,8±1,4	100,0±0,0	94,4±1,1	–15,0±2,7
3	<i>C. vulgaris B.</i> (оптическая плотность)	67,9±2,9	100,2±1,1	95,7±0,7	88,4±2,2
4	<i>C. vulgaris B.</i> (концентрация хлорофиллов)	88,6±3,6	99,1±0,2	99,5±0,04	92,8±1,5
5	<i>D. magna S.</i> (смертность)	13,3±2,4	80,0±4,1	100,0±0,0	13,3±2,4
6	<i>D. magna S.</i> (ингибирование подвижности)	23,3±2,4	80,0±4,1	100,0±0,0	13,3±2,4
7	<i>D. rerio</i> (эмбриотоксичность)	0	0	5,0±0,3	30,0±4,5
8	<i>D. rerio</i> (смертность)	12,5±0,01	37,5±0,01	37,5±0,01	12,5±0,01

Разноречивость имеющихся в литературе заключений о степени токсичности NM вполне обоснована при исследовании разных по физико-химическим характеристикам NPs [26–28], на разных представителях одноклеточных водорослей (*Chlorella vulgaris B.*, *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Scenedesmus dimorphus*, *Chlorella sp.*) и низших ракообразных (*Daphnia Pulex*, *Ceriodaphnia dubia*) [29–31], с различной продолжительностью экспозиции тест-организмов в контаминированной среде (от 24 ч до 24 сут.) [32, 33] в DS с различными концентрациями [23, 24, 30].

Имеются данные о токсичности промышленных NPs для водорослей, которая снижается в ряду nZnO, nAl<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, nTiO<sub>2</sub>, nCeO<sub>2</sub> и nCuO [26], о токсическом воздействии nNiO на рост и морфологические изменения *C. vulgaris B.* [34], причём авторы установили, что nNiO вызывает плазмолиз клеток и разрушение клеточных мембран хлореллы. Выявлена токсичность nNi с размером частиц 6 nm по отношению к рачкам *D. Pulex*, *C. dubia* и водорослям *P. subcapitata* [35]. В хроническом эксперименте на взрослых рыбах *D. rerio* наблюдались накопление nNiO в организме рыб и его высокая токсичность [36].

Зарегистрирована зависимость повреждающего воздействия nZnO на водные виды бактерий (*V. fischeri*) от концентрации nZnO [32]. Токсическое действие nZnO размером 50–70 nm на инфузорий *T. thermophila*, по мнению Mortimer et. al. [37], может быть связано с переходом NPs в ионную форму и агрегацией nZnO.

Ингибирующий эффект на прирост клеток *C. vulgaris B.* и *S. dimorphus*, который проявлялся уже через 24 ч после контаминации среды nZnO размером 20 nm, исследован Pendashte H. et. al. [30]: число клеток уменьшалось по мере увеличения концентрации nZnO; при концентрации 1,0 мг/л отмечено наиболее значительное снижение прироста клеток. Авторами установлена зависимость степени токсичности nZnO от вида водорослей: nZnO более токсичен для *C. vulgaris B.*

Liu et. al. [28] и Lopes S. et. al. [27] оценивали токсическое действие nZnO с размером частиц 30, 50 и 80–100 nm на выживаемость *D. magna S.* и на развитие эмбрионов рыб *D. rerio*. Значения L(E)C<sub>50</sub> для nZnO соответствовали 1,02±0,24 и 1,10±0,05 мг/л, что свидетельствует об острой токсичности тестируемых NPs. Авторами установлено, что nZnO с размером частиц 30 nm более токсичен, чем nZnO с размером частиц 50 nm. В данных исследованиях не отмечено связи между токсичностью и начальным размером частиц. Авторы предполагают, что при проведении эксперимента вследствие седиментации nZnO дафнии подвергаются воздействию не отдельных частиц, а агломератов, которые, вероятно, модифицируют токсичность. Кроме того, по мнению авторов, nZnO может выступать в качестве источника поступления ионов Zn в окружающую среду, вызывая изменения репродуктивной функции дафний.

Также имеются разноречивые заключения о токсичности SFM, связанные с использованием различных тест-организмов. Авторы [26] не наблюдали

острой токсичности для ракообразных *D. magna* S., *Thamnocephalus platyurus* и эмбрионов *D. rerio*. В отличие от этого, наблюдали хроническую токсичность для одноклеточных зелёных водорослей *P. subcapitata* (L(E)C<sub>10</sub> в диапазоне от 2,6 до 5,4 мг/л).

### Заключение

Интегральной характеристикой воздействия NPs на экосистему может служить «диапазон резистентности» – диапазон концентраций, в рамках которого сохраняется резистентность биоты к присутствию данного вещества.

Этот диапазон является суперпозицией диапазонов резистентности отдельных видов тест-организмов. Исходя из принципа «лимитирующего звена», он определяется наименьшим значением L(E)C<sub>10</sub>, полученным во всем наборе используемых тест-организмов и параметров их жизнедеятельности.

Проведённые нами исследования показали, что диапазон резистентности представителей фитопланктона (одноклеточных водорослей) и зоопланктона (простейших, низших ракообразных и рыб) обусловлен физико-химическими свойствами NPs. Выявлены «уязвимые звенья» устойчивости экосистемы к искусственным NPs. Наиболее уязвимым звеном водной экосистемы к контаминации среды nPt, nNi, nZnO и nCeO<sub>2</sub> являются одноклеточные зелёные водоросли. Контаминация водной среды nPt, nNi, nZnO и nCeO<sub>2</sub> снижает содержание фотосинтетических пигментов и прирост массы зелёной водоросли *Chlorella v. B.*

Наименьший диапазон резистентности одноклеточной водоросли *C. vulgaris* B. зарегистрирован для nCeO<sub>2</sub>, причём лимитирующим параметром является активность фотосинтетического аппарата (по Chl он составляет C < 0,0007 мг/л), а не прирост массы (C < 0,0012 мг/л). Наибольший диапазон резистентности зарегистрирован для nPt (по Chl C < 0,033 мг/л, по Δm C < 0,067 мг/л).

Ответные реакции представителей зоопланктона (инфузорий, низших ракообразных, рыб) на контаминацию водной среды искусственными NPs неоднозначны:

– nPt и nCeO<sub>2</sub> вызывают положительный хемотаксис инфузорий *P. caudatum*, смертность и

ингибирование подвижности *D. magna* S., гибель мальков и нарушение эмбрионального развития рыб *D. rerio*;

– nNi и nZnO вызывают ингибирование хемотаксической реакции инфузорий *P. caudatum*, смертность и ингибирование подвижности *D. magna* S. и гибель мальков рыб *D. rerio*.

Наименьший диапазон резистентности простейших *P. caudatum*. отмечен для nNi (C < 0,0018 мг/л). Определён диапазон концентраций DS nZnO, к которому инфузории резистентны: для nZnO – C < 0,028 мг/л; для DS nPt и nCeO<sub>2</sub> диапазон резистентности соответствует C > 100 мг/л.

Диапазон резистентности низших ракообразных лимитируется параметром «подвижность». Минимальный диапазон резистентности характерен для nZnO (C < 0,016 мг/л), максимальный – для nCeO<sub>2</sub> (C > 100 мг/л).

Диапазон резистентности рыб *D. rerio* к nCeO<sub>2</sub> лимитируется параметром «гибель» мальков рыб (C < 1,585 мг/л), к nNi и nZnO – параметром «эмбриональное развитие» (C < 0,019 и C < 7,504 мг/л соответственно). Наименьший диапазон резистентности характерен для nZnO (C < 0,016 мг/л), максимальный – для nCeO<sub>2</sub> (C > 100 мг/л).

Таким образом, диапазон резистентности гидробионтов для nCeO<sub>2</sub> не превышает 0,0007 мг/л, для Ni – 0,0015 мг/л, для ZnO – 0,0048 мг/л, для Pt – 0,033 мг/л.

Снижение резистентности водных организмов отражается на видовом составе сообществ и соотношении численности слагающих их виды, и в зоне риска оказывается фито- и зоопланктонное сообщество гидросферы, что непременно приведёт к перестройке или нарушению трофических и метаболических взаимоотношений, повреждению целостности естественного биоценоза, его способности к восстановлению и нарушению экосистемы в целом. Для определения наиболее чувствительных (уязвимых) звеньев среди разных групп водных организмов параметры токсичности следует определять по наиболее чувствительным к SFM видам и возрастным группам, актуален поиск наиболее чувствительных тест-реакций. Целесообразно использовать виды, широко распространённые в местных водных объектах, потенциально подверженных контаминации наночастицами в процессе их жизненного цикла.

### Список источников

1. Brar S.K., Verma M., Tyagi R.D., Surampalli R.Y. Engineered nanoparticles in wastewater and wastewater sludge—Evidence and impacts // Waste management. 2010. Vol. 30 (3). P. 504–520. doi: 10.1016/j.wasman.2009.10.012
2. Karakoti A.S., Munusamy P., Hostetler K., Kodali V., Kuchibhatla S., Orr G., Pounds J.G., Teeguarden J.G., Thrall B.D., Baer D.R. Preparation and characterization challenges to understanding environmental and biological impacts of ceria nanoparticles // Surface and Interface Analysis. 2012. Vol. 44 (8). P. 882–889. doi: 10.1016/j.wasman.2009.10.012
3. Shah V., Shah S., Shah H., Rispoli F.J., McDonnell K.T., Workeneh S., Karakoti A.S., Kumar A., Seal S. Antibacterial activity of polymer coated cerium oxide nanoparticles // PLoS One. 2012. Vol. 7 (10). P. e47827. doi: 10.1371/journal.pone.0047827

4. Taylor N.S., Merrifield R., Williams T.D., Chipman J.K., Lead J.R., Viant M.R. Molecular toxicity of cerium oxide nanoparticles to the freshwater alga *Chlamydomonas reinhardtii* is associated with supra-environmental exposure concentrations // *Nanotoxicology*. 2016. Vol. 10 (1). P. 32–41. doi: 10.3109/17435390.2014.1002868
5. Sounderya N., Zhang Y. Use of core/shell structured nanoparticles for biomedical applications // *Recent Patents on Biomedical Engineering (Discontinued)*. 2008. Vol. 1 (1). P. 34–42. doi: 10.2174/1874764710801010034
6. Chiu W., Khiew P., Cloke M., Isa D. et al. Heterogeneous seeded growth: synthesis and characterization of bifunctional Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/ZnO core/shell nanocrystals // *The Journal of Physical Chemistry C*. 2010. Vol. 114 (18). P. 8212–8218
7. Ahn K.Y., Kwon K., Huh J., Kim G.T. et al. A sensitive diagnostic assay of rheumatoid arthritis using three-dimensional ZnO nanorod structure // *Biosensors and bioelectronics*. 2011. Vol. 28 (1). P. 378–385. doi: 10.1016/j.bios.2011.07.052
8. Ovissipour M., Roopesh S.M., Rasco B.A., Sablani S.S. Engineered nanoparticles (ENPs): Applications, risk assessment, and risk management in the agriculture and food sectors // *Food Chemical Hazard Detection: Development and Application of New Technologies*. 2014. P. 207–247. doi: 10.4172/2332-2608.1000e106
9. Dastjerdi R., Montazer M. A review on the application of inorganic nano-structured materials in the modification of textiles: focus on anti-microbial properties // *Colloids and surfaces B: Biointerfaces*. 2010. Vol. 79 (1). P. 5–18. doi: 10.1016/j.colsurfb.2010.03.029
10. Song W., Zhang J., Guo J., Zhang J. et al. Role of the dissolved zinc ion and reactive oxygen species in cytotoxicity of ZnO nanoparticles // *Toxicology letters*. 2010. Vol. 199 (3). P. 389–397. doi: 10.1016/j.toxlet.2010.10.003
11. Maurer-Jones M.A., Gunsolus I.L., Murphy C.J., Haynes C.L. Toxicity of engineered nanoparticles in the environment // *Analytical chemistry*. 2013. Vol. 85 (6). P. 3036–3049. doi: 10.1021/ac303636s
12. МУ 1.2.2634–10. Микробиологическая и молекулярно-генетическая оценка воздействия наноматериалов на представителей микробиоценоза : методические указания. М. : Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010. 58 с.
13. Моргалёв Ю.Н., Моргалёва Т.Г., Григорьев Ю.С. Методика определения индекса токсичности нанопорошков, изделий из наноматериалов, напыленных, отходов и осадков сточных вод, содержащих наночастицы, по изменению оптической плотности тест-культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris* Beijer). ФР.1.39.2010.09103.
14. Walz H. Phytoplankton Analyzer Phyto-PAM and Phyto-Win software V 1.45, System Components and Principles of Operation. Ó Heinz Walz GmbH, Germany, 2003. 135 S.
15. Моргалёв Ю.Н., Хоч Н.С., Моргалёва Т.Г., Дунаевский Г.Е., Моргалёв С.Ю. Безопасность методов биоанализа наночастиц и наноматериалов : методическое руководство. Томск, 2010. 56 с.
16. Моргалёв Ю.Н., Моргалёва Т.Г., Григорьев Ю.С. Методика определения индекса токсичности нанопорошков, изделий из наноматериалов, напыленных, отходов и осадков сточных вод, содержащих наночастицы, по смертности тест-организма *Daphnia magna* Straus. ФР 1.39.2010.09102.
17. OECD, Test No. 202: *Daphnia* sp. Acute Immobilisation Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2. Paris : OECD Publishing, 2004.
18. СТО ТГУ 143-2015. Наноматериалы и сверхтонкие материалы, отходы производства и потребления, осадок сточных вод, содержащий наночастицы. Водные дисперсные системы. Тест на индекс токсичности – смертности организма Данио Рерио. Томск, 2015.
19. OECD, Test No. 236: Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2. Paris : OECD Publishing, 2013.
20. Globally harmonized system of classification and labelling of chemicals (GHS). Eighth revised edition. United Nations, 2019. P. 227–249.
21. Приказ МПП России № 511 от 15 июня 2001 г. «Критерии отнесения опасных отходов к классу опасности для окружающей среды».
22. Morgalev S.Y., Morgaleva T.G., Morgalev Y.N., Gosteva I.A. Stability of disperse systems during bioassay of nanoeotoxicity with use of aquatic organisms // *Advanced Materials Research*. 2015. Vol. 1085. P. 424–429. doi: 10.4028/www.scientific.net/amr.1085.424
23. Morgaleva T., Morgalev Yu., Gosteva I., Morgalev S., Nesterenya D. Embryotoxicity of poorly soluble nanoparticles at various stages of Zebrafish Development // *AIP Conference Proceedings*. 2017. Vol. 1899 (1). Art. number 050004. P. 1–9. doi: 10.1063/1.5009867
24. Morgalev Y.N., Kurovsky A.V., Gosteva I.A., Morgaleva T.G., Morgalev S.Yu., Burenina A.A. Influence of Metal-Containing Nanoparticles on the Content of Photosynthetic Pigments of Unicellular Alga *Chlorella vulgaris* Baijer // *Nano Hybrids and Composites*. 2017. Vol. 13. P. 255–262. doi: 10.4028/www.scientific.net/NHC.13.255
25. Моргалёв Ю.Н., Моргалёва Т.Г., Моргалёв С.Ю. Передача маркерных наночастиц Pt в трехзвенной трофической цепи *Chlorella Beijer–Daphnia magna Straus–Cyprinus carpio* // *Российские нанотехнологии*. 2022. Т. 17, № 2. С. 225–233. doi: 10.56304/S199272322020145
26. Hoecke K.V., Quik J.T., Mankiewicz-Boczek J., Schampelaere K.A.D. et al. Fate and effects of CeO<sub>2</sub> nanoparticles in aquatic ecotoxicity tests // *Environmental science & technology*. 2009. Vol. 43(12). P. 4537–4546. doi: 10.1021/es9002444
27. Lopes S., Ribeiro F., Wojnarowicz J., Łojkowski W. et al. Zinc oxide nanoparticles toxicity to *Daphnia magna*: size dependent effects and dissolution // *Environmental toxicology and chemistry*. 2014. Vol. 33 (1). P. 190–198. doi: 10.1002/etc.2413
28. Liu J., Fan D., Wang L., Shi L.L.L., Ding J., Chen Y., Shen S. Effects of ZnO, CuO, Au, and TiO<sub>2</sub> nanoparticles on *Daphnia magna* and early life stages of zebrafish *Danio rerio* // *Environmental Protection Engineering*. 2014. Vol. 40 (1). P. 139–149. doi: 10.5277/epe140111
29. Aruoja V., Pokhrel S., Sihtmäe M., Mortimer M., Mädler L., Kahru A. Toxicity of 12 metal-based nanoparticles to algae, bacteria and protozoa // *Environmental Science: Nano*. 2015. Vol. 2(6). P. 630–644. doi: 10.1039/C5EN00057B
30. Pendashte H., Shariati F., Keshavarz A., Ramzanpour Z. Toxicity of zinc oxide nanoparticles to *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus dimorphus* algae species // *World Journal of Fish and Marine Sciences*. 2013. Vol. 5 (5). P. 563–570. doi: 10.5829/idosi.wjfm.2013.05.05.74127
31. Becaro A.A., Jonsson C.M., Puti F.C., Siqueira M.C. et al. Toxicity of PVA-stabilized silver nanoparticles to algae and microcrustaceans // *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*. 2015. Vol. 3. P. 22–29. doi: 10.1016/j.enmm.2014.11.002

32. Pakrashi S., Dalai S., Prathna T.C., Trivedi S. et al. Cytotoxicity of aluminium oxide nanoparticles towards fresh water algal isolate at low exposure concentrations // *Aquatic Toxicology*. 2013. Vol. 132. P. 34–45. doi: 10.1016/j.aquatox.2013.01.018
33. Xin Q., Rotchell J.M., Cheng J., Yi J., Zhang Q. Silver nanoparticles affect the neural development of zebrafish embryos // *Journal of Applied Toxicology*. 2015. Vol. 35 (12). P. 1481–1492. doi: 10.1002/jat.3164
34. Gong N., Shao K., Feng W., Lin Z., Liang C., Sun Y. Biototoxicity of nickel oxide nanoparticles and bio-remediation by microalgae *Chlorella vulgaris* // *Chemosphere*. 2011. Vol. 83 (4). P. 510–516. doi: 10.1016/j.chemosphere.2010.12.059
35. Griffitt R.J., Luo J., Gao J., Bonzongo J.C., Barber D.S. Effects of particle composition and species on toxicity of metallic nanomaterials in aquatic organisms // *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*. 2008. Vol. 27 (9). P. 1972–1978. doi: 10.1897/08-002.1
36. Kovrižnych J.A., Sotníková R., Zeljenková D., Rollerová E., Szabová E. Long-term (30 days) toxicity of NiO nanoparticles for adult zebrafish *Danio rerio* // *Interdisciplinary Toxicology*. 2014. Vol. 7 (1). P. 23–26. doi: 10.2478/intox-2014-0004
37. Mortimer M., Kasemets K., Kahru A. Toxicity of ZnO and CuO nanoparticles to ciliated protozoa *Tetrahymena thermophila* // *Toxicology*. 2010. Vol. 269 (2-3). P. 182–189. doi: 10.1016/j.tox.2009.07.007

## References

1. Brar, S.K., Verma, M., Tyagi, R.D. & Surampalli, R.Y. (2010) Engineered nanoparticles in wastewater and wastewater sludge—Evidence and impacts. *Waste Management*. 30(3). pp. 504–520. doi: 10.1016/j.wasman.2009.10.012
2. Karakoti, A.S., Munusamy, P., Hostetler, K., Kodali, V., Kuchibhatla, S., Orr, G., Pounds, J.G., Teeguarden, J.G., Thrall, B.D. & Baer, D.R. (2012) Preparation and characterization challenges to understanding environmental and biological impacts of ceria nanoparticles. *Surface and Interface Analysis*. 44(8). pp. 882–889. doi: 10.1016/j.wasman.2009.10.012
3. Shah, V., Shah, S., Shah, H., Rispoli, F.J., McDonnell, K.T., Workeneh, S., Karakoti, A.S., Kumar, A. & Seal, S. (2012) Antibacterial activity of polymer coated cerium oxide nanoparticles. *PLoS One*. 7(10). Art. № e47827. doi: 10.1371/journal.pone.0047827
4. Taylor, N.S., Merrifield, R., Williams, T.D., Chipman, J.K., Lead, J.R., Viant, M.R. (2016) Molecular toxicity of cerium oxide nanoparticles to the freshwater alga *Chlamydomonas reinhardtii* is associated with supra-environmental exposure concentrations. *Nanotoxicology*. 10(1). pp. 32–41. doi: 10.3109/17435390.2014.1002868
5. Sounderya, N. & Zhang, Y. (2008) Use of core/shell structured nanoparticles for biomedical applications. *Recent Patents on Biomedical Engineering (Discontinued)*. 1(1). 34–42. doi: 10.2174/1874764710801010034
6. Chiu, W., Khiew, P., Cloke, M., Isa, D., Lim, H., Tan, T., Huang, N., Radiman, Sh., Abd-Shukor, R., Abd. Hamdi, M.A. & Chia, C. (2010) Heterogeneous seeded growth: synthesis and characterization of bifunctional Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/ZnO core/shell nanocrystals. *The Journal of Physical Chemistry C*. 114(18). pp. 8212–8218.
7. Ahn, K.Y., Kwon, K., Huh, J., Kim, G.T., Lee, E.B., Park, D. & Lee, J. (2011) A sensitive diagnostic assay of rheumatoid arthritis using three-dimensional ZnO nanorod structure. *Biosensors and Bioelectronics*. 28(1). pp. 378–385. doi: 10.1016/j.bios.2011.07.052
8. Ovissipour, M., Roopesh, S.M., Rasco, B.A. & Sablani, S.S. (2014) Engineered nanoparticles (ENPs): Applications, risk assessment, and risk management in the agriculture and food sectors. *Food Chemical Hazard Detection: Development and Application of New Technologies*. pp. 207-247. doi: 10.4172/2332-2608.1000e106
9. Dastjerdi, R. & Montazer, M. (2010) A review on the application of inorganic nano-structured materials in the modification of textiles: focus on anti-microbial properties. *Colloids and surfaces B: Biointerfaces*. 79(1). pp. 5–18. doi: 10.1016/j.colsurfb.2010.03.029
10. Song, W., Zhang, J., Guo, J., Zhang, J., Ding, F., Li, L. & Sun, Z. (2010) Role of the dissolved zinc ion and reactive oxygen species in cytotoxicity of ZnO nanoparticles. *Toxicology letters*. 199(3). pp. 389–397. doi: 10.1016/j.toxlet.2010.10.003
11. Maurer-Jones, M.A., Gunsolus, I.L., Murphy, C.J. & Haynes, C.L. (2013) Toxicity of engineered nanoparticles in the environment. *Analytical chemistry*. 85(6). pp. 3036–3049. doi: 10.1021/ac303636s
12. *Federal Center of Hygiene and Epidemiology Rosпотребнадзор* (2010) MU 1.2.2634—10. Mikrobiologicheskaya i molekulyarnogeneticheskaya otsenka vozdeystviya nanomaterialov na predstaviteley mikrobiotsenoza. Metodicheskie ukazaniya [MR 1.2.2634-10. Microbiological and molecular genetic evaluation of the impact of nanomaterials on the representatives microbiocenosis. Guidelines]. Moscow.
13. Morgalev, Yu.N., Morgaleva, T.G. & Grigoriev, Yu.S. (n.d.) *Metodika opredeleniya indeksa toksichnosti nanoporoshkov, izdeliy iz nanomaterialov, nanopokrytiy, otkhodov i osadkov stochnykh vod, sodержashchikh nanochastitsy, po izmeneniyu opticheskoy plotnosti test-kul'tury vodorosli khlorella (Shlorella vulgaris Beijer)*. FR.1.39.2010.09103 [Method of determining the toxicity index nanopowders products from nanomaterials, nano-coatings, waste and sewage sludge containing nanoparticles to modify the optical density of the test culture algae *Chlorella* (*Chlorella vulgaris* Beijer), FR.1.39.2010.09103].
14. Walz, H. (2003). *Phytoplankton Analyzer Phyto-PAM and Phyto-Win software V 1.45, System Components and Principles of Operation*. Ó Heinz Walz GmbH, Germany.
15. Morgalev, Yu.N., Khoch, N.S., Morgaleva, T.G., Dunaevsky, G.E. & Morgalev, S.Yu. (2010) *Bezopasnost' metodov bioanaliza nanochastits i nanomaterialov* [Bioassay methods safety of nanoparticles and nanomaterials]. Methodological Guide. Tomsk.
16. Morgalev, Yu.N, Morgaleva, T.G. & Grigoriev, Yu.S. (n.d.) *Metodika opredeleniya indeksa toksichnosti nanoporoshkov, izdeliy iz nanomaterialov. Nanopokrytiy, otkhodov i osadkov stochnykh vod, sodержashchikh nanochastitsy, po smertnosti test-organizma Daphnia magna Straus*. FR.1.39.2010.09102 [Method of determining the toxicity index nanopowders products from nanomaterials, nano-coatings, waste and sewage sludge containing nanoparticles mortality test organism *Daphnia magna* Straus. FR.1.39.2010.09102].
17. OECD. (2004) Test No. 202: *Daphnia* sp. Acute Immobilisation Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2. OECD Publishing, Paris.
18. TSU (2015) STO TGU 143-2015. Nanomaterialy i sverkh-tonkie materialy, otkhody proizvodstva i potrebleniya, osadok stochnykh vod, sodержashchikh nanochastitsy. Vodnye dispersnyye sistemy. Test na indeks toksichnosti- smertnost' organizma *Danio rerio* [STO TSU 143-2015. Nanomaterials and superfine materials, production and consumption waste, sewage sludge containing of nanoparticles. Aquatic disperse systems. Index toxicity test-organism mortality *Danio rerio*]. Tomsk.

19. OECD. (2013) Test No. 236: Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2. OECD Publishing, Paris.
20. United Nations. (2019) Globally harmonized system of classification and labelling of chemicals (GHS). Eighth revised edition. pp. 227–249.
21. n.a. (2001) *Prikaz MPR Rossii № 511 ot 15 iyunya 2001 g. "Kriterii otneseniya opasnykh otkhodov k klassu opasnosti dlya okruzhayushchey sredy"* [Order of the Russian Ministry of Natural Resources № 511 on June 15, 2001. The criteria for classifying hazardous waste hazard class for the environment].
22. Morgalev, S.Y., Morgaleva, T.G., Morgalev, Y. & Gosteva, I.A. (2015) Stability of disperse systems during bioassay of nanoecotoxicity with use of aquatic organisms. *Advanced Materials Research*. 1085. pp. 424–429. doi: 10.4028/www.scientific.net/amr.1085.424
23. Morgaleva, T., Morgalev, Yu., Gosteva, I., Morgalev, S. & Nesterenya, D. (2017) Embryotoxicity of poorly soluble nanoparticles at various stages of Zebrafish Development. *AIP Conference Proceedings*. 1899. Art. № 050004, 1-9. doi: 10.1063/1.5009867
24. Morgalev, Y.N., Kurovsky, A.V., Gosteva, I.A., Morgaleva, T.G., Morgalev, S.Yu. & Burenina, A.A. (2017) Influence of Metal-Containing Nanoparticles on the Content of Photosynthetic Pigments of Unicellular Alga *Chlorella vulgaris* Baijer. *Nano Hybrids and Composites*. 13. pp. 255–262. doi: 10.4028/www.scientific.net/NHC.13.255
25. Morgalev, S.Y. Morgaleva, T. G. & Morgalev, Y.N. (2022) Transfer of Pt Marker Nanoparticles in a Three-Link Trophic Chain *Chlorella Beijer–Daphnia magna Straus–Cyprinus carpio*. *Nanobiotechnology Reports*. 17(2). pp. 202–210. doi: 10.1134/S2635167622020148
26. Hoecke, K.V., Quik, J.T., Mankiewicz-Boczek, J., et al. (2009). Fate and effects of CeO<sub>2</sub> nanoparticles in aquatic ecotoxicity tests. *Environmental Science & Technology*. 43(12). pp. 4537–4546. doi: 10.1021/es9002444
27. Lopes, S., Ribeiro, F., Wojnarowicz, J., Łojkowski, W., Jurkschat, K., Crossley, A., Soares, A.M.V.M. & Loureiro, S. (2014) Zinc oxide nanoparticles toxicity to *Daphnia magna*: size-dependent effects and dissolution. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 33(1). pp. 190–198. doi: 10.1002/etc.2413
28. Liu, J., Fan, D., Wang, L., Shi, L. I. L. I., Ding, J., Chen, Y. & Shen, S. (2014) Effects of ZnO, CuO, Au, and TiO<sub>2</sub> nanoparticles on *Daphnia magna* and early life stages of zebrafish *Danio rerio*. *Environment Protection Engineering*. 40(1). pp. 139–149. doi: 10.5277/epe140111
29. Aruoja, V., Pokhrel, S., Sihtmäe, M., Mortimer, M., Mädlar, L. & Kahru, A. (2015) Toxicity of 12 metal-based nanoparticles to algae, bacteria and protozoa. *Environmental Science: Nano*. 2(6). pp. 630–644. doi: 10.1039/C5EN00057B
30. Pendashte, H., Shariati, F., Keshavarz, A. & Ramzanpour, Z. (2013). Toxicity of zinc oxide nanoparticles to *Chlorella vulgaris* and *Scenedesmus dimorphus* algae species. *World Journal of Fish and Marine Sciences*. 5(5). pp. 563–570. doi: 10.5829/idosi.wjfm.2013.05.05.74127
31. Becaro, A.A., Jonsson, C.M., Puti, F.C., Siqueira, M.C., Mattoso, L.H., Correa, D.S. & Ferreira, M.D. (2015) Toxicity of PVA-stabilized silver nanoparticles to algae and microcrustaceans. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*. 3. pp. 22–29. doi: 10.1016/j.enmm.2014.11.002
32. Pakrashi, S., Dalai, S., Prathna, T.C., Trivedi, S., Myneni, R., Raichur, A.M., Chandrasekaran, N. & Mukherjee, A. (2013) Cytotoxicity of aluminium oxide nanoparticles towards fresh water algal isolate at low exposure concentrations. *Aquatic Toxicology*. 132. pp. 34–45. doi: 10.1016/j.aquatox.2013.01.018
33. Xin, Q., Rotchell, J.M., Cheng, J., Yi, J. & Zhang, Q. (2015) Silver nanoparticles affect the neural development of zebrafish embryos. *Journal of Applied Toxicology*. 35(12). pp. 1481–1492. doi: 10.1002/jat.3164
34. Gong, N., Shao, K., Feng, W., Lin, Z., Liang, C. & Sun, Y. (2011) Biototoxicity of nickel oxide nanoparticles and bio-remediation by microalgae *Chlorella vulgaris*. *Chemosphere*. 83(4). pp. 510–516. doi: 10.1016/j.chemosphere.2010.12.059
35. Griffitt, R.J., Luo, J., Gao, J., Bonzongo, J.C. & Barber, D.S. (2008) Effects of particle composition and species on toxicity of metallic nanomaterials in aquatic organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*. 27(9). pp. 1972–1978. doi: 10.1897/08-002.1
36. Kovřížnych, J.A., Sotníková, R., Zeljenková, D., Rollerová, E. & Szabová, E. (2014) Long-term (30 days) toxicity of NiO nanoparticles for adult zebrafish *Danio rerio*. *Interdisciplinary Toxicology*. 7(1). pp. 23–26. doi: 10.2478/intox-2014-0004
37. Mortimer, M., Kasemets, K. & Kahru, A. (2010) Toxicity of ZnO and CuO nanoparticles to ciliated protozoa *Tetrahymena thermophila*. *Toxicology*. 269(2-3). pp. 182–189. doi: 10.1016/j.tox.2009.07.007

#### Информация об авторах:

**Моргалёв Юрий Николаевич** – кандидат биологических наук, инженер-исследователь Центра биотестирования безопасности нанотехнологий и наноматериалов научного управления Национального исследовательского Томского государственного университета (Томск, Россия). E-mail: yu.morgalev@gmail.com

**Моргалёв Сергей Юрьевич** – инженер-исследователь Центра биотестирования безопасности нанотехнологий и наноматериалов научного управления Национального исследовательского Томского государственного университета (Томск, Россия). E-mail: s.morgalev2@gmail.com

**Кондратова Оксана Владимировна** – старший лаборант Центра биотестирования безопасности нанотехнологий и наноматериалов научного управления Национального исследовательского Томского государственного университета (Томск, Россия). E-mail: kov-2710@yandex.ru

**Моргалёва Тамара Григорьевна** – кандидат биологических наук, старший научный сотрудник Центра биотестирования безопасности нанотехнологий и наноматериалов научного управления Национального исследовательского Томского государственного университета (Томск, Россия). E-mail: tg.morgaleva@gmail.com

*Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.*

**Information about the authors:**

**Morgalev Yuri N.**, Cand. Sc. (Biology), engineer-researcher, National Research Tomsk State University (Tomsk, Russian Federation).  
E-mail: yu.morgalev@gmail.com

**Morgalev Sergey Yu.**, engineer-researcher, National Research Tomsk State University (Tomsk, Russian Federation).  
E-mail: s.morgalev2@gmail.com

**Kondratova Oksana V.**, senior laboratory assistant, National Research Tomsk State University (Tomsk, Russian Federation).  
E-mail: kov-2710@yandex.ru

**Morgaleva Tamara G.**, Cand. Sc. (Biology), senior researcher, National Research Tomsk State University (Tomsk, Russian Federation).  
E-mail: tg.morgaleva@gmail.com

***The authors declare no conflicts of interests.***

*Статья поступила в редакцию 4.10.2023; одобрена после рецензирования 26.10.2023; принята к публикации 13.11.2023*

*The article was submitted 4.10.2023; approved after reviewing 26.10.2023; accepted for publication 13.11.2023*