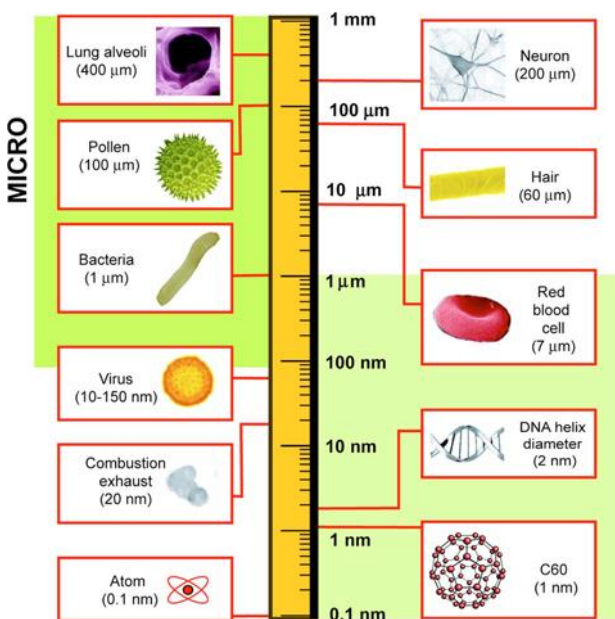


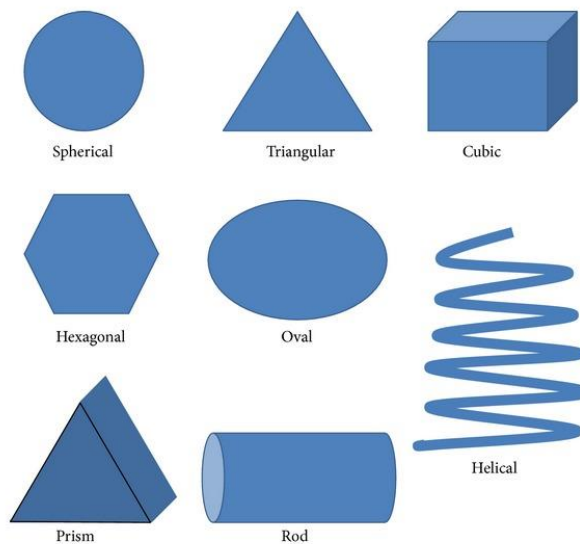
Nanočástice ve sladkovodních ekosystémech

Úvod

Nanočástice a nanomateriály jsou v posledních několika letech poměrně často diskutovaným tématem napříč vědními obory, na které vzniká i celá řada odborných publikací. Důvodů je hned několik. Nanomateriály mohou představovat nové možnosti v celé řadě technologických aplikací, jako jsou nové technologie solárních panelů, výkonnější operační paměti pro výpočetní zařízení, zobrazovací technologie s ULTRA HD rozlišením, kvalitnější baterie a mnoho dalšího. Velký význam možná teprve čeká nanomateriály v lékařství, kde je vývoj nových metod s jejich použitím v plném proudu. Nyní jsou již používány, jako transportéry léku do cílového místa působení, kterým může být např. nádor.² Nanočástice stříbra mohou být např. použity jako antivirotika nebo také jako lék proti různým druhům rakoviny, např. rakovině plic nebo leukémii.³ U nanočástic stříbra jsou rovněž prokázány antibakteriální účinky⁴, čehož se již dnes využívá v komerčních produktech nebo službách.^{1p, 1} Co jsou to vlastně nanočástice a nanomateriály? „Nano“ obecně rozlišujeme podle velikosti, jak můžete vidět na obrázku č. 1. O nano materiálech mluvíme, pokud jejich velikost menší než 1 μm . Na obrázku č. 3 můžete vidět srovnání velikostí lidského vlasu a nanočástic. Tvar nanočástic je další podstatnou vlastností, která ovlivňuje i jejich chování v životním prostředí. Na obrázku č. 2 můžete vidět základní tvary nanomateriálů. I přes to, že jsou nanočástice aktuálním tématem, rozhodně to není forma hmoty, se kterou bychom se nesetkali v minulosti. Nanočástice se vyskytují v přírodě běžně. Za to, že se nyní těší velké pozornosti, může technologický pokrok, díky kterému je můžeme efektivně zkoumat. V tomhle ohledu je důležité znát jejich vliv na životní prostředí a jejich osud v něm.

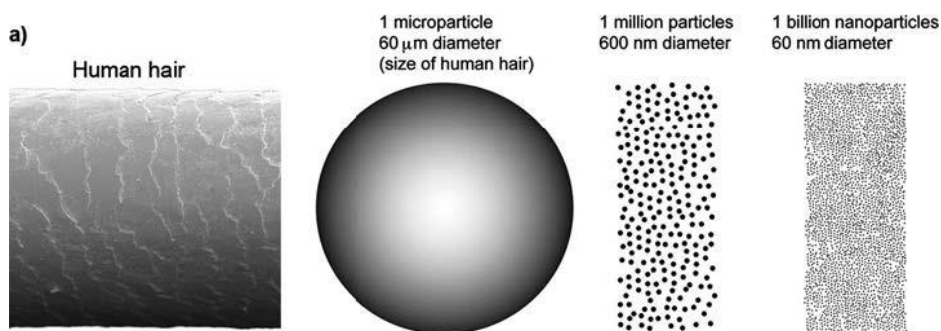


Obrázek č. 1. Srovnání velikostí nanomateriály a biologických komponent.¹



Obrázek č. 2 Schéma různých tvarů nanočástic⁵

¹ Oblečení s nanostříbrem, aplikace desinfekčního přípravku s nanostříbrem do interiéru vozidel.



Obrázek č. 3. Schéma ilustrující mikročástici o průměru lidského vlasu a počty nanočástic o průměru 600 a 60 nm mající stejnou hmotnost jako ilustrovaná mikročástice.¹

Zdroje nanočástic

Nanočástice mohou být jak přírodního tak antropogenního původu. Často převládá domněnka, že celkové množství produkováných nanočástic je majoritně původem z lidské činnosti. Pravda je taková, že 90 % všech nanočástic, které jsou na světě vyprodukovány jsou původu přírodního.¹ Graficky znázorněné zdroje nanočástic naleznete na obrázku č. 4.

Přírodní zdroje

Částice nano rozměrů vznikají v přírodě např. při lesních požárech, obecně lze říci hořením biomasy, kde jsou součástí kouře. Velké množství nanočástic produkují sopečné erupce. Největším přírodním zdrojem nanočástic jsou ovšem písečné bouře. Je odhadováno, že až 50 % aerosolových částic v troposféře je původem z pouští. Velikost částic produkováných při písečných bouřích je od 100 nm až po několik µm. Mezi další přirozené zdroje patří různé fotochemické reakce nebo prostá eroze.

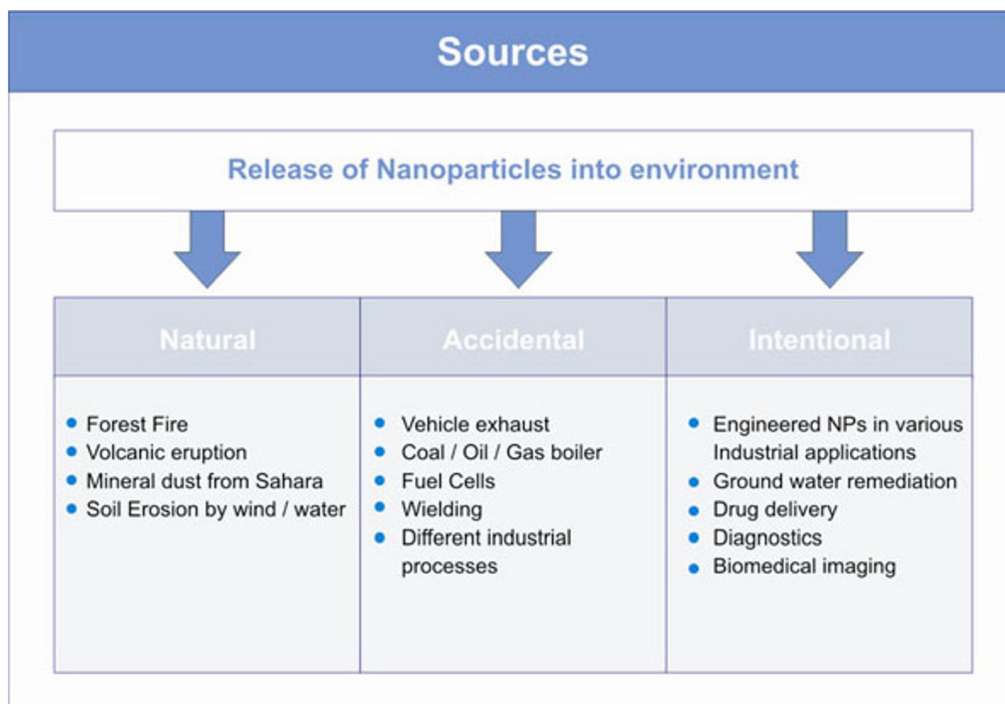
Antropogenní zdroje

Neúmyslná produkce

Člověk vytváří nanočástice již od dob, kdy začal používat oheň a to jako vedlejší produkty prostého spalování nebo přípravy jídla. Spalování obecně je velmi významným zdrojem nanočástic, jde o spalování fosilních paliv (automobilová doprava, tepelné elektrárny, letecká doprava, lodní doprava a podobně) nebo spalování odpadů.

Úmyslná produkce

Mezi další lidské zdroje nanočástic patří chemické závody. Podstatná je výroba uhlíkových sazí pro výrobu pneumatik. Za poslední dobu člověk vytvořil celou řadu nanomateriálů záměrně pro jejich vlastnosti, které jsou využívány v kosmetice, sportovním vybavení, v oděvním průmyslu, naleznete je i v zubních pastách nebo aditivech do potravin a v dalších aplikacích.¹ Produkty z těchto oblastí jsou součástí odpadů a tak i potenciálním zdrojem nanomateriálů pro životní prostředí. Specifické nanomateriály, jako jsou např. uhlíkové nanotrubičky a další fullereny, oxid titaničitý nebo např. nanočástice stříbra rovněž patří mezi relevantní používané látky v mnoha aplikacích, které mohou představovat potenciální nebezpečí pro životní prostředí.^{6,7} Podstatným zdrojem nanočástic pro akvatické ekosystémy jsou rovněž odpadní vody do nichž se dostávají ze zmiňovaných produktů denní potřeby, jako jsou oděvy s obsahem nanočástic stříbra, z kosmetiky atp. Podstatnou otázkou je zda nanočástice, které se dostávají do odpadů apod. jsou stále nanočástice. Kvůli jejich rychlé agregaci se totiž dá předpokládat, že v reálných podmínkách velmi rychle vytvoří klastry a tím se toxicita způsobená nano rozměry vytrácí.



Obrázek č. 4 Zdroje nanočástic pro životní prostředí?

Vstup nanočástic do sladkovodního ekosystému

Cesta nanočástic do sladkovodního ekosystému závisí na jejich původu. Přírodní nanočástice a částice emitované do ovzduší např. spalovacími procesy (paliva odpady...) se prostřednictvím mokré i suché depozice mohou dostávat do povrchových vod. Tím stejným způsobem deponují nanočástice na povrch půdy nebo rostlin. Splachem těchto povrchů se nanočástice opět mohou dostávat do povrchových vod. Vzhledem k tomu, že celá řada nanomateriálů je používána v různých produktech denní potřeby, budou nanomateriály z nich přítomny na skládkách odkud mohou být luhovány do povrchových vod. Nanočástice se mohou do sladkovodního ekosystému dostat také půdní erozí. Zatím bohužel neznáme reálné environmentální koncentrace jednotlivých nanočástic ale pouze jejich odhady. Jisté je, že tím, jak se rozmáhá použití nanomateriálů v různých aplikacích, tím se bude zvyšovat i jejich koncentrace v životním prostředí.

Vliv na životní prostředí a mechanismy toxicity

Nanočástice samotné díky své velmi malé velikosti mohou relativně snadno pronikat hluboko do organismů a to až na buněčné úrovni, kdy mohou pronikat cytoplazmatickou membránou buněk již prostou difúzí nebo zprostředkovanou difúzí.¹³ Toxicita nanomateriálů je závislá na jejich tvaru, velikosti, povrchovém náboji, ploše, krystalické struktuře a v neposlední řadě na jejich tendenci agregovat.⁵ Agregace, tedy schopnost nebo tendence tvořit klastry je velmi významná neboť vznikem větších částic klesá jejich schopnost proniknout membránami. Je důležité říci, že je třeba posuzovat vliv jednotlivých nanočástic samostatně a ne nanočástice jako celek, protože se od sebe různé nanočástice mohou dramaticky odlišovat a to jak ve tvaru, velikosti, tak schopnosti bioakumulace nebo tvorby agregátů. To dokazuje i rozdílný vliv na chování korýše *Daphnia magna* fullerenu C60 a TiO₂.¹⁰ Předpokládá se, že většina nanočástic není schopná výrazné migrace jednotlivými složkami životního prostředí neboť se intenzivně adsorbují na površích.⁹

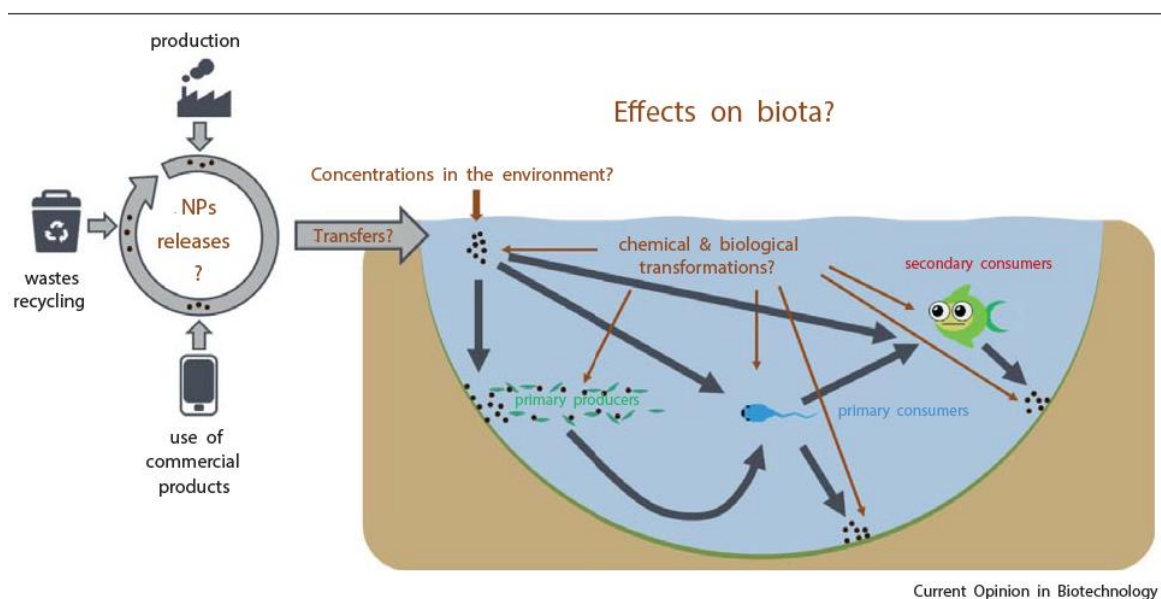
Nanočástice deponující z atmosféry nemusí být nebezpečné jen sami o sobě. Problémem je, že nanočástice mají obrovský povrch, což lze odvodit již z obrázku č. 3. Díky tomu na nich může probíhat adsorpce celé řady látek nebo mikroorganismů přítomných v atmosféře např. POPs, virů nebo bakterií apod. V atmosféře dochází vlivem reakce nanočástic s hydroxylovými radikály ke snížení jejich množství a tím ke snižování degradace organických látek, to vede ke zvyšování množství skleníkových plynů v atmosféře. Nanočástice

mohou rovněž ovlivňovat srážky. V Asii přímo ovlivňují staleté monzunové cykly a to má katastrofální dopad na zemědělství. Efekt je takový, že jsou oblasti, kde je extrémní sucho a na druhou stranu oblasti, kde jsou povodně.⁸ Nanočástice často produkují kyslíkové radikály (ROS), které jsou známé svou toxicitou.

Potencionální účinky a rizika v akvatických ekosystémech

Efekty nanočástic, které se dostanou do vodního ekosystému jsou velmi různorodé, neboť opět není možné generalizovat. Velmi záleží na parametrech vody, do které se nanočástice dostanou a jejich vlastnostech. Vstup a osud nanočástic je popsán na obrázku č. 5.

Důležitost konkrétních vlastností vody v ekosystému dokazuje provedená ekotoxikologická studie toxicity nanočástic stříbra na korýši *Daphnia magna* ve vodách s rozdílnými vlastnostmi (rozpuštěný organický uhlík, celkové stravitelné živiny, poměry C:N a C:P). V této studii byla prokázána závislost efektu AgNPs nebo jeho míry na složení testovacího media.¹¹ Nanočástice často mohou za produkci kyslíkových radikálů, kdy tyto jsou významným toxikantem pro sladkovodní ekosystém. Různé nanomateriály byly ekotoxikologicky testovány na jednobuněčných řasách, kde byl prokázán jejich negativní vliv. Nejčastějším mechanismem toxicity byl oxidativní stres způsobený právě generovanými ROS, jak ukazuje tabulka č. 1. ROS jsou velmi reaktivní a krátkodobé radikály, které okamžitě reagují. Jejich účinek je tedy rovněž velmi závislý na složení vody, protože např. ve vodě s vysokým obsahem organických látek mohou ROS reagovat spíše s těmito látkami na místo s živými organismy. Mezi velmi často používanými patří nanočástice stříbra. V souvislosti s tímto typem nanočástic se můžeme často setkat s faktem, že jsou z produktů v nichž jsou obsaženy vymývány.¹¹ To představuje riziko pro akvatické ekosystémy neboť nanočástice stříbra jsou toxické napříč taxonomickými skupinami, z velké části, jak při akutní tak chronické expozici. Nanomateriály včetně těch ze stříbra se často využívají pro potahování povrchů, na obrázku č. 6. můžete vidět potahované filtrační materiály po expozici v růstovém médiu, bohužel i tady bylo pozorováno vymývání. Jako příklad uvádím studii, která měla za cíl stanovit HC (hazardous concentration) pro AgNPs (nanočástice stříbra), akutní expozice byla testována na bakteriích, jednobuněčných řasách, bičíkovicích, korýších a rybách. Chronická expozice byla testována na všech zmíněných skupinách s výjimkou bakterií.¹⁴ Použité druhy a sledované endpointy můžete vidět v tabulce č. 2.



Obrázek č. 5. Vstup a osud nanočástic v akvatickém ekosystému¹²



Obrázek č. 6 Filtry potahované nanočásticemi stříbra

Tabulka č. 1 Vybrané příklady průmyslových nanomateriálů indukujících oxidativní stres nebo poškození jednobuněčných řas.¹³

ENM	Algae	Media	Mechanism	Reference
TiO ₂	<i>C. reinhardtii</i>	SE	Generation of ROS by photocatalysis	[31]
TiO ₂ and UV light	<i>C. reinhardtii</i>	Lake water and MOPS buffer		[32]
TiO ₂	<i>Chlorella</i> sp.	OECD	Generation of intracellular ROS by HA	[33]
CdTe/CdS	<i>C. reinhardtii</i>	MES, MOPS, HEPES	Oxidative stress	[34]
Al ₂ O ₃ , SiO ₂ , ZnO and TiO ₂	<i>Chlorella</i> sp.	SE	ROS may not be the dominant mechanism for algal growth inhibition	[35]
Ag	<i>C. vulgaris</i> , <i>Dunaliella tertiolecta</i>	Growth medium BG-11	ROS induced lipid peroxidation and a decrease of cell viability	[36]
Pt	<i>C. reinhardtii</i> <i>P. subcapitata</i>	ISO 8692 medium and 4-fold diluted tris-acetate-phosphate medium	Substantial oxidative stress and negligible membrane damage; significant growth inhibition	[30]
Coated and uncoated CuO	<i>C. reinhardtii</i>	High salt medium	ROS formation may be the primary toxicity mechanism	[37]
CeO ₂	<i>P. subcapitata</i>	Standard US EPA	The oxidative activity is mediated by OH and initiation of lipid peroxidation	[38]
Core-shell CuO	<i>C. reinhardtii</i>	High salt growth medium	ROS are responsible for chlorophyll deterioration, significant decrease of PSII primary photochemistry	[39]
CuO	<i>C. reinhardtii</i>	Various media, lake water	Oxidative stress and damage of membrane integrity	[40]
CuO and light	<i>C. reinhardtii</i>	Synthetic fresh water	Chlorophyll bleaching, oxidative stress and membrane damage; CuO and UV-light has synergistic effect	[41]
TiO ₂ , CdTe and QDs	<i>C. reinhardtii</i>	CM growth medium	Lipid peroxidation induced by oxidative stress, QDs and TiO ₂ exhibit different mechanisms	[42]

Tabulka č. 2 Data akutní toxicity nanočástic stříbra. Poměr akutní a chronické expozice (ACR) byl počítán, jako poměr akutní efektivní koncentrace způsobující 50% inhibici růstu (EC50) k chronické koncentraci, která nezpůsobila žádný efekt (NOEC) pro 4 testovací druhy.¹⁴

Test species	Duration	Endpoint	Effect	Endpoint interim value (mg/L)	
				Value	95% confidence interval
Acute					
<i>B. subtilis</i>	12 h	EC50	Growth inhibition	138 (TSK) ^a	127–148
				138 (Probit) ^b	130–150
<i>E. coli</i>	12 h	EC50	Growth inhibition	102 (TSK)	90–117
				107 (Probit)	91–128
<i>C. infusioenum</i>	72 h	EC50	Growth inhibition	0.68 (TSK)	0.60–0.78
				0.61 (Probit)	0.39–0.86
<i>C. reinhardtii</i>	72 h	EC50	Growth inhibition	13.53 (TSK)	10.98–16.67
				14.31 (Probit)	12.31–16.70
<i>E. gracilis</i>	72 h	EC50	Growth inhibition	1.98 (TSK)	1.97–1.99
				2.03 (Probit)	1.88–2.16
<i>D. magna</i>	48 h	EC50	Immobilization	0.045 (TSK)	0.043–0.046
				0.044 (Probit)	0.033–0.056
<i>O. latipes</i>	7 dpf	EC50	Abnormality	2.89 (TSK)	2.63–3.18
				3.19 (Probit)	2.58–4.12
<i>D. rerio</i>	48 hpf	EC50	Abnormality	1110 (TSK)	1021–1208
				NC (Probit) ^c	NC
Chronic					
<i>C. infusioenum</i>	72 h	EC10 ^c	Growth inhibition	0.10	0.02–0.21
		NOEC ^d	Growth inhibition	<0.2	–
<i>C. reinhardtii</i>	72 h	EC10 ^c	Growth inhibition	2.15	1.38–2.94
		NOEC ^d	Growth inhibition	1	–
<i>E. gracilis</i>	72 h	EC10 ^c	Growth inhibition	1.125	0.959–1.268
		NOEC ^d	Growth inhibition	1	–
<i>D. magna</i>	21 d	EC10 ^c	Reproduction	NC ^e	NC
		NOEC ^d	Reproduction	0.001	–
<i>O. latipes</i>	16 dpf	EC10 ^c	Abnormality	0.608	0.001–1.154
		NOEC ^d	Abnormality	0.05	–
<i>D. rerio</i>	168 hpf	EC10 ^c	Abnormality	0.398	0.054–0.969
		NOEC ^d	Abnormality	0.2	–
ACR					
<i>C. reinhardtii</i>	–	–	–	13.53 ^f	–
<i>E. gracilis</i>	–	–	–	1.98 ^f	–
<i>D. magna</i>	–	–	–	44.80 ^f	–
<i>O. latipes</i>	–	–	–	57.80 ^f	–
<i>D. rerio</i>	–	–	–	5550 ^f	–
FACR	–	–	–	–	–
–	–	–	–	52.13 ^f	–

^aEC₅₀ estimated by Trimmed Spearman-Kärber program.

^bEC₅₀ estimated by Probit program. These values were not used for SSD.

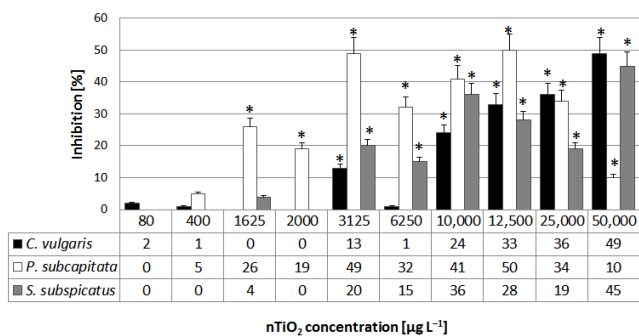
^cEC₁₀ estimated by Probit program.

^dNOEC estimated by Dunnett' program.

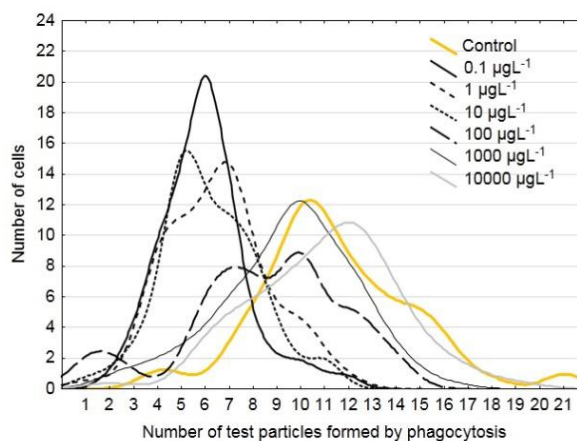
^eNC = Not Calculable.

^fIndicates a ratio.

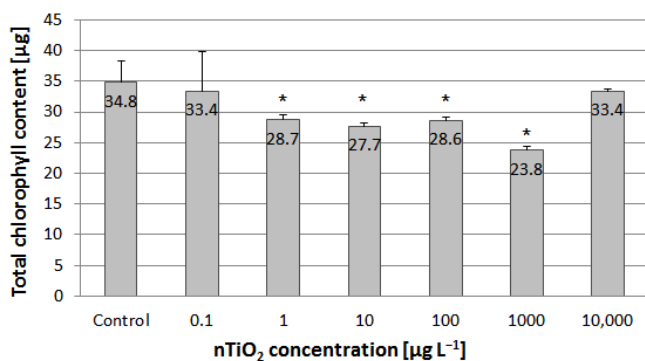
Dalším velmi známým nanomateriálem je oxid titaničitý TiO₂. Je využíván v různorodých aplikacích a jeho hlavní výhodou je jeho barevná stabilita při vystavení UV záření. Bohužel jeho negativní vliv na organizmy ve sladkovodním ekosystému byl rovněž prokázán. Oxid titaničitý byl např. testován na bakterii *Aliivibrio fischeri* (inhibice bioluminiscence), řase *Pseudokirchneriella subcapitata* (inhibice růstu), *Scenedesmus subspicatus* (inhibice růstu) a *Chlorella vulgaris* (inhibice růstu). Dále pak na nálevníkovi *Tetrahymena pyriformis* (fagocytická aktivita) vodní rostlině *Lemna minor* (celkový chlorofyl) a korýši *Daphnia magna* (frekvence srdečního tepu). U všech testovaných druhů působil TiO₂ negativně na jejich fyziologii. Výsledky této studie může vidět na grafech č. 1 – 4.¹⁶



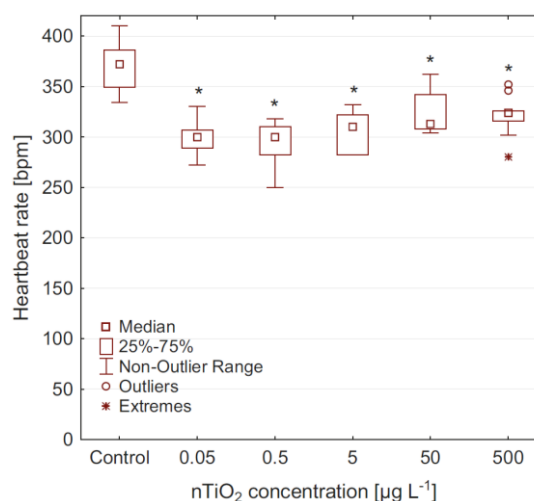
Graf č. 1 Efekt testované suspenze nTiO₂ na sladkovodní řasy, vyjádřený inhibicí růstu v %. Signifikantní inhibice je označena hvězdičkou (*)¹⁶



Graf č. 2 Distribuce částic vzniklých fagocytózou za použití Gaussovského jádra. Výsledky jsou vyneseny na základě počtů v 80 buňkách.¹⁶



Graf č. 3 Efekt nTiO₂ na *Lemna minor*, vyjádřený celkovým chlorofylem. Signifikantní úbytek chlorofylu je označen hvězdičkou (*).¹⁶



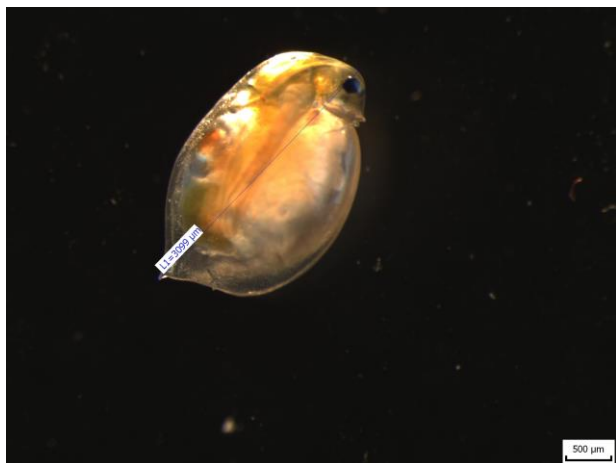
Graf č. 4 Diagram vyjadřující efekt testované suspenze nTiO₂ na frekvenci tepu srdce *Daphnia magna* za dobu seldování 24 hod. Statisticky významné snížení frekvence tepu ve srovnání s kontrolou je označeno hvězdičkou (*). Středové body znázorňují průměr, horní a spodní čáry obdélníka znázorňují percentil 25 a 75 distribuce, respektive; úsečky reprezentují průměr ± SD¹⁶

Závažným rizikem pro sladkovodní ekosystémy a ne jen pro ně je předpoklad bioakumulace nanočástic v potravních řetězcích, která hrozí díky jejich chemii, tvaru, velikosti a možné nebiodegradabilní stavbě.^{14,15}

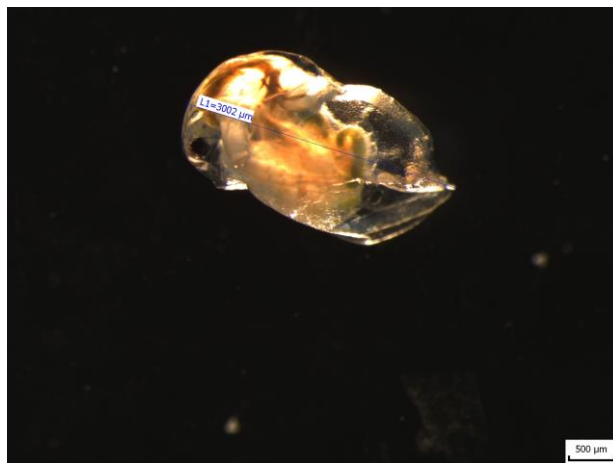
Standardizace testování

V literatuře je možné se setkat s výsledky testování toxicity konkrétních materiálů, problémem je, že výsledky jsou často nereprodukovatelné a výsledky testování stejné látky ale od jiného vědeckého týmu se často liší. Konkrétně mohou zmínit nanočástice TiO₂ nebo CeO₂, kdy se ukázalo, že problémem při testování je složení média ve kterém jsou nanočástice suspendovány a poté jsou v něm inkubovány testovací organizmy. Složení tohoto média je velmi rozdílné od reálných podmínek, což má za následek značně zkreslené výsledky. V reálném recipientu může totiž docházet k maskování toxicity látkami přítomnými ve vodě. Cílem standardizace by mělo být přiblížení složení testovacích médií reálným podmínkám.^{17,18}

Dalším problémem při testování nanočástic je jejich samotná příprava, kdy velká část z nich rychle podléhá agregaci, pokud nejsou stabilizovány, což není žádoucí, když chceme testovat opravdu nanočástice. Pokud nanočástice stabilizujeme, zastavíme nebo zpomalíme agregaci, ale samotné stabilizační činidlo může vykazovat toxický efekt nebo nějakým způsobem spolupůsobit s nanočásticemi. Jako příklad takové situace mohu uvést stabilizované nanočástice stříbra. Tyto nanočástice se stabilizují želatinou, aby nedocházelo k jejich agregaci. Želatina je sama o sobě známá, jako netoxická látka. Nicméně při testování na korýši *Daphnia magna* se prokázalo, že želatina působí na *Daphnie* toxicky tím, že jim znehybní hrudní nožky a *Daphnie* se následně udusí. Na tuto skutečnost jsem přišel tak, že jsem pro vyhodnocení akutního biotestu s tímto korýšem používal binokulární lupu s kamerou a softwarovým měřením jejich délky. Imobilizované *Daphnie* vykazovali rozdíly. Korýš usmrcený nanočásticemi stříbra měl poškozený krunyř, kdežto ten usmrcený želatinou nikoliv. Viz obrázky č. 6 a 7.



Obrázek č. 6 *Daphnie* imobilizovaná želatinou, zdroj: vlastní archiv



Obrázek č. 7 *Daphnie* imobilizovaná nanočásticemi stříbra, zdroj: vlastní archiv.

Osud nanočástic ve sladkovodním ekosystému

Osud nanočástic v životním prostředí a konkrétně v akvatických ekosystémech je stále detailně neprozkoumán. Víme, že nanočástice jsou deponovány, vymývány nebo jinak transportovány do akvatických ekosystémů. Předpokládá se, že nanomateriály jsou schopny bioakumulace. Biodegradace je tedy spíše nemyslitelná, nicméně u některých z nich, jako jsou uhlíkové nanotrubičky a další uhlíkové nanomateriály víme, že jsou biodegradovatelné specifickými druhy bakterií.¹⁹ Některé nanomateriály podléhají také fotochemickým reakcím, díky kterým dochází k jejich chemické přeměně.⁵

Závěr

Nanočástice nejsou pro svět nové, nicméně díky technologickému pokroku je nyní dokážeme využít. Je důležité k nanočásticím přistupovat individuálně. Je sice pravdou, že z velikosti nanočástic obecně vychází jisté vlastnosti, nicméně celá řada dalších vlastností je dána hlubší charakteristikou jednotlivých typů nanočástic. Objevuje se celá řada nových nanomateriálů u kterých neznáme jejich působení ani osud v životním prostředí. Rovněž s rozvojem nanotechnologií narůstá množství produkovaných nanomateriálů, což logicky povede ke zvýšení jejich koncentrace ve složkách životního prostředí. Efekty nanočástic ve sladkovodním ekosystému jsou komplexní a dané mnoha proměnnými. Testování nanomateriálů je problematické a výsledky různých studií se liší. V tomto ohledu je třeba pracovat na standardizaci metod pro testování nanomateriálů. I přes problémy v testování již dnes víme, že celá řada nanočástic a nanomateriálů vykazují toxický efekt na celou řadu organismů z různých trofických úrovní sladkovodního ekosystému. Osud nanočástic v životním prostředí není zcela objasněn a předpokládá se jejich bioakumulace. Nanomateriály jsou cesta kterou se ubírá celá řada oborů a ekotoxikologie musí být mezi nimi, aby bylo možné životní prostředí efektivně chránit.

Reference

1. BUZEA, Cristina, Ivan I. PACHECO a Kevin ROBBIE. Nanomaterials and nanoparticles: Sources and toxicity. *Biointerphases*. 2007, **2**(4), MR17-MR71. DOI: 10.1116/1.2815690. ISSN 1934-8630. Dostupné také z: <http://avs.scitation.org/doi/10.1116/1.2815690>
2. HALEY, Barbara a Eugene FRENKEL. Nanoparticles for drug delivery in cancer treatment. *Urologic Oncology: Seminars and Original Investigations*. 2008, **26**(1), 57-64. DOI: 10.1016/j.urolonc.2007.03.015. ISSN 10781439. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1078143907000907>
3. WEI, Liuya, Jingran LU, Huizhong XU, Atish PATEL, Zhe-Sheng CHEN a Guofang CHEN. Silver nanoparticles: synthesis, properties, and therapeutic applications. *Drug Discovery Today*. 2015, **20**(5), 595-601. DOI: 10.1016/j.drudis.2014.11.014. ISSN 13596446. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1359644614004681>
4. TRAN, Quang Huy, Van Quy NGUYEN a Anh-Tuan LE. Silver nanoparticles: synthesis, properties, toxicology, applications and perspectives. *Advances in Natural Sciences: Nanoscience and Nanotechnology*. 2013, **4**(3), 033001-. DOI: 10.1088/2043-6262/4/3/033001. ISSN 2043-6262. Dostupné také z: <http://stacks.iop.org/2043-6262/4/i=3/a=033001?key=crossref.d8981ba42bf922920ec3657457f86140>
5. GATOO, Manzoor Ahmad, Sufia NASEEM, Mir Yasir ARFAT, Ayaz MAHMOOD DAR, Khusro QASIM a Swaleha ZUBAIR. Physicochemical Properties of Nanomaterials: Implication in Associated Toxic Manifestations. *BioMed Research International*. 2014, **2014**, 1-8. DOI: 10.1155/2014/498420. ISSN 2314-6133. Dostupné také z: <http://www.hindawi.com/journals/bmri/2014/498420/>
6. Toxicity of nanoparticles in aquatic environments. *Nanowerk* [online]. Honolulu, USA: Nanowerk, 2017 [cit. 2017-12-09]. Dostupné z: <https://www.nanowerk.com/spotlight/spotid=2491.php>
7. SMITA, Suchi, Shailendra K GUPTA, Alena BARTONOVA, Maria DUSINSKA, Arno C GUTLEB a Qamar RAHMAN. Nanoparticles in the environment: assessment using the causal diagram approach. *Environmental Health*. 2012, **11**(Suppl 1), S13-. DOI: 10.1186/1476-069X-11-S1-S13. ISSN 1476-069x. Dostupné také z: <http://ehjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/1476-069X-11-S1-S13>
8. *Atmospheric Brown Cloud* [online]. Thailand: Asian Institute of Technology, 2013 [cit. 2017-12-10]. Dostupné z: <http://www.rrcap.ait.asia/abc/Pages/default.aspx>
9. YANG, Sheng-Tao, Xiang WANG, Guang JIA, et al. Long-term accumulation and low toxicity of single-walled carbon nanotubes in intravenously exposed mice. *Toxicology Letters*. 2008, **181**(3), 182-189. DOI: 10.1016/j.toxlet.2008.07.020. ISSN 03784274. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0378427408011995>
10. LOVERN, Sarah B., J. Rudi STRICKLER a Rebecca KLAPER. Behavioral and Physiological Changes in *Daphnia magna* when Exposed to Nanoparticle Suspensions (Titanium Dioxide, Nano-C 60, and C 60 HxC 70 Hx). *Environmental Science and Technology*. 2007, **41**(12), 4465-4470. DOI: 10.1021/es062146p. ISSN 0013-936x. Dostupné také z: <http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es062146p>
11. CONINE, Andrea L., Daniel C. REARICK, Marguerite A. XENOPOULOS a Paul C. FROST. Variable silver nanoparticle toxicity to *Daphnia* in boreal lakes. *Aquatic Toxicology*. 2017, **192**, 1-6. DOI: 10.1016/j.aquatox.2017.09.004. ISSN 0166445x. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0166445X17302424>
12. MOTTIER, Antoine, Florence MOUCHET, Éric PINELLI, Laury GAUTHIER a Emmanuel FLAHAUT. Environmental impact of engineered carbon nanoparticles: from releases to effects on the aquatic

- biota. *Current Opinion in Biotechnology*. 2017, **46**, 1-6. DOI: 10.1016/j.copbio.2016.11.024. ISSN 09581669. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0958166916302130>
13. SANTSCHI, Christian, Nadia VON MOOS, Volodymyr B. KOMAN, Vera I. SLAVEYKOVA, Paul BOWEN a Olivier J. F. MARTIN. Non-invasive continuous monitoring of pro-oxidant effects of engineered nanoparticles on aquatic microorganisms. *Journal of Nanobiotechnology*. 2017, **15**(1), -. DOI: 10.1186/s12951-017-0253-x. ISSN 1477-3155. Dostupné také z: <http://jnanobiotechnology.biomedcentral.com/articles/10.1186/s12951-017-0253-x>
 14. KWAK, Jin Il, Rongxue CUI, Sun-Hwa NAM, Shin Woong KIM, Yooeun CHAE a Youn-Joo AN. Multispecies toxicity test for silver nanoparticles to derive hazardous concentration based on species sensitivity distribution for the protection of aquatic ecosystems. *Nanotoxicology*. 2015, **10**(5), 521-530. DOI: 10.3109/17435390.2015.1090028. ISSN 1743-5390. Dostupné také z: <http://www.tandfonline.com/doi/full/10.3109/17435390.2015.1090028>
 15. STERN, Stephan T. a Scott E. MCNEIL. Nanotechnology Safety Concerns Revisited. *Toxicological Sciences*. 2008, **101**(1), 4-21. DOI: 10.1093/toxsci/kfm169. ISSN 1096-6080. Dostupné také z: <https://academic.oup.com/toxsci/article/1655301/Nanotechnology>
 16. FEKETE-KERTÉSZ, Idlikó, Gergő MAROS, Katalini GRUIZ a Mónika MOLNÁR. The Effect of TiO₂ Nanoparticles on the Aquatic Ecosystem: A Comparative Ecotoxicity Study with Test Organisms of Different Trophic Levels. *Periodica Polytechnica Chemical Engineering*. 2016, **60**(4), 231-243. DOI: 10.3311/PPch.8869. ISSN 03245853. Dostupné také z: <https://pp.bme.hu/ch/article/view/8869>
 17. CERRILLO, Cristina, Gotzone BARANDIKA, Amaya IGARTUA, Olatz AREITIOAURTENA a Gemma MENDOZA. Towards the standardization of nanoecotoxicity testing: Natural organic matter 'camouflages' the adverse effects of TiO₂ and CeO₂ nanoparticles on green microalgae. *Science of The Total Environment*. 2016, **543**, 95-104. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2015.10.137. ISSN 00489697. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969715309530>
 18. CERRILLO, Cristina, Gotzone BARANDIKA, Amaya IGARTUA, Olatz AREITIOAURTENA a Gemma MENDOZA. Key challenges for nanotechnology: Standardization of ecotoxicity testing. *Journal of Environmental Science and Health, Part C*. 2017, **35**(2), 104-126. DOI: 10.1080/10590501.2017.1298361. ISSN 1059-0501. Dostupné také z: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10590501.2017.1298361>
 19. CHEN, Ming, Xiaosheng QIN a Guangming ZENG. Biodegradation of Carbon Nanotubes, Graphene, and Their Derivatives. *Trends in Biotechnology*. 2017, **35**(9), 836-846. DOI: 10.1016/j.tibtech.2016.12.001. ISSN 01677799. Dostupné také z: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167779916302049>