



národní
úložiště
šedé
literatury

Toxicita mikroplastů a nanoplastů

Nechvátal, Marek; Klouda, Karel
2021

Dostupný z <http://www.nusl.cz/ntk/nusl-623439>


Dílo je chráněno podle autorského zákona č. 121/2000 Sb.

Tento dokument byl stažen z Národního úložiště šedé literatury (NUŠL).

Datum stažení: 14.08.2024

Další dokumenty můžete najít prostřednictvím vyhledávacího rozhraní [nusl.cz](http://www.nusl.cz) .

Toxicita mikroplastů a nanoplastů

 22.12.2021

TOXICITY OF MICROPLASTICS AND NANOPLASTICS

Marek Nechvátal^{1,2}, Karel Klouda^{1,2}

¹Výzkumný ústav bezpečnosti práce, v. v. i., nechvatal@vubp-praha.cz, klouda@vubp-praha.cz

²Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, Fakulta bezpečnostního inženýrství

mikroplasty

nanoplasty

nanočástice

ekotoxicita

Abstrakt

Článek souhrnně zpracovává poznatky o vlivu mikro a nanoplastů na složky životního prostředí. Pozornost je věnována komplexnímu souboru hlavních toxických účinků plastových částic na vybrané skupiny organismů životního prostředí, zejména novým informacím a interakcím s živými organismy, které mají potenciál vyvolat ekotoxikologické škody.

Klíčová slova: mikroplasty, nanoplasty, nanočástice, ekotoxicita

Abstract

The article deals with information about the impact of micro and nanoplastics on the environment. It focuses on a comprehensive set of the main toxic effects of plastic particles on selected groups of organisms in the environment, new information and interactions with living organisms that have the potential to cause ecotoxicological damage.

Keywords: microplastics, nanoplastics, nanoparticles, ecotoxicity

Přijat k publikování / Received for publication 27. 10. 2021

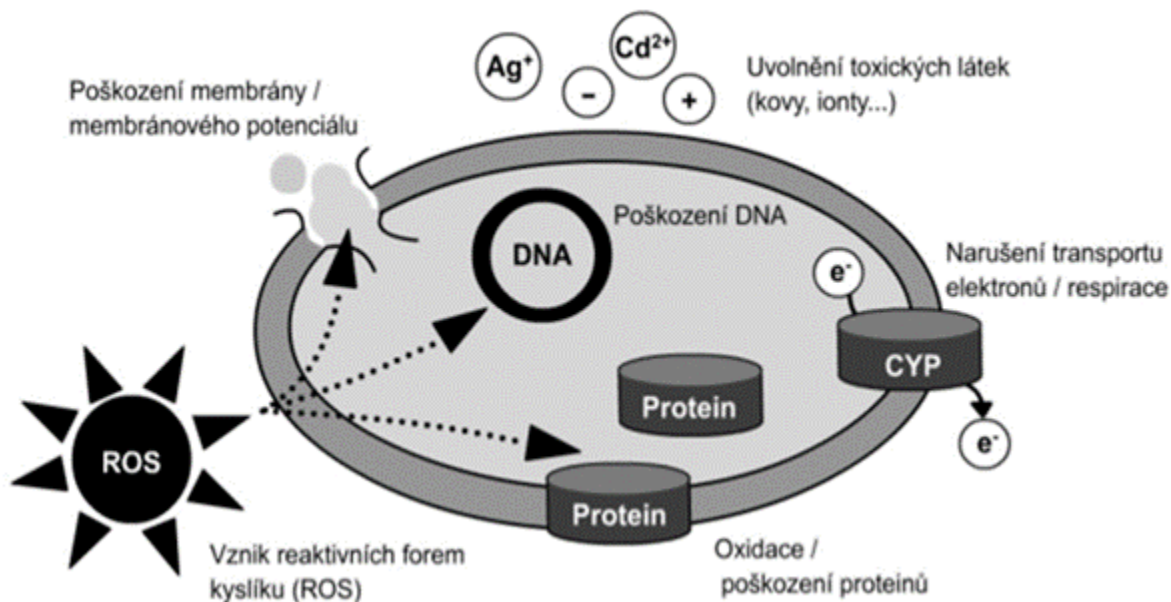
Úvod

Plasty a výrobky z nich jsou dnes všudypřítomné díky jejich obrovskému využití v průmyslu, službách, zemědělství, zdravotnictví, ale i v našem každodenním životě. Omezená biodegradovatelnost plastů však časem vyvolala celosvětové znečištění, mj. mikro- a nanoplasty. Tyto antropogenní znečišťující látky jsou buď průmyslově vyráběny v nano a mikroformě pro různá komerční využití, nebo vznikají v důsledku fragmentace plastů v životním prostředí. Mikroplasty a nanoplasty jsou v současnosti rozšířeny v oceánech, sladkovodních útvarech, na souši a dokonce jsou přítomny i v potravinách. Pochopení toxicity těchto materiálů může pomoci vymezit rizika pro lidské zdraví [1], [2].

(Eko)toxická nanoplastů

Znalosti o toxicitě nanoplastů jsou stále značně omezené. Testování se doposud soustředilo zejména na akvatické testy, které jsou mezinárodně uznávané (ISO normy apod.) a snadno proveditelné. Mechanismy toxického účinku a faktory, které toxicitu ovlivňují, nebyly doposud zcela objasněny [3], [4], [5]. Různé nanoplasty budou mít různé mechanismy účinku, který je často spojen s účelem, ke kterému slouží. Stejný nanoplast může navíc vykazovat i různé mechanismy účinku v závislosti na okolních podmínkách. Nejčastěji jsou zmiňovány tyto možné mechanismy účinku nanoplastů (obr. 1):

- poškození membrán a membránového potenciálu,
- poškození buněčných proteinů,
- genotoxicita, mutagenese,
- narušení transportu elektronů v buňce,
- vznik reaktivních forem kyslíku (ROS - Reactive Oxygen Species),
- uvolňování toxických látek.



Obr. 1: Možné mechanismy účinku nanomateriálů (CYP - cytochrom P) [6]

Toxicita plastových mikro- a nanočástic závisí na koncentraci, velikosti částic, délce expozice, charakteru částic, tvaru a typu polymeru. Dále o toxicitě rozhoduje pozadová kontaminace, dostupnost, druh organismu, vývojové stádium a pohlaví.

Expozice mikroplastům a nanoplastům má vliv především na [7]:

- růst těla a populace,
- energetický metabolismus,
- příjem potravy,
- pohybovou aktivitu,
- fyziologický stres,
- oxidační stres,
- zánětlivý proces,

- imunitní systém,
- hormonální regulaci,
- aberantní vývoj - buněčnou smrt,
- celkovou toxicitu,
- změnu metabolismu lipidů.

Mikroplasty a nanoplasty působí neurodegenerativně, hepatodegenerativně, renodegenerativně a enterodegenerativně. Narušují fotosyntetické procesy u fytoplanktonu. Plastové částice menší než 10 µm jsou toxičtější než částice větších rozměrů [7].

Kromě zjištění o toxicitě mikro- a nanoplastů pro konkrétní enzym, buňku, tkáň, orgány je škála toxických účinků pro různé druhy organismů vč. člověka velice široká. Lze je shrnout do několika oblastí, jako jsou [8]:

- změny v genové expresi,
- zánětlivé změny (střev, žaber, jater, ledvin a/nebo svalů),
- akumulace částic v tkáních (žaber, střev, jater, ledvin, žlučníku a/nebo pohlavních žláz),
- (lipidové) oxidační poškození v těle/orgánech,
- poruchy metabolismu,
- změny mechaniky pohybu a chování,
- iontové změny ve střevě a střevním mikrobiomu,
- snížení celkové kondice,
- zvýšení mortality.

Toxicita mikroplastů a nanoplastů - bakterie

I když v menší míře a kvůli prokázané nízké toxicitě polymerních materiálů byla studována také aplikace polymerních nanomateriálů. Například Casado et al. [9] prokázali, že u bakterie *Vibrio fischeri* nebyly žádné toxické účinky vzorků polyethyleniminových polystyrenových nanočástic (PS-PEI NP) (popsaných jako toxických pro několik organismů v bibliografii). V podobné výzkumné práci Naha et al. [10] testovali toxické účinky poly (*N*-isopropylakrylamidu), (PNIPAM) a *N*-isopropylakrylamidu/*N*-*tert*-butylakrylamidu (NIPAM/BAM) polymerních nanočástic v různých poměrech, za použití *Vibrio fischeri* jako modelu. Ačkoli vykazovaly vynikající vlastnosti jako nanosystémy pro biomedicínské účely, výsledky testů provedených autory na těchto bakteriích vedly po krátké době expozice k významnému toxickému účinku (5 minut: EC₅₀ = 40,5 mg/l pro 65 : 35 NIPAM/BAM poměr a 5 min: EC₅₀ = 25,7 mg/l pro poměr 50:50 NIPAM/BAM).

Amino-modifikovaný nanopolystyren (PS-NH 2) podporuje syntézu a uvolňování microcystinu z *Microcystis aeruginosa*, dominantního druhu sinice způsobujícího tzv. vodní květ. PS-NH 2 inhibuje činnost fotosystému II, redukuje organické látky fotosyntézy a vyvolává ROS, čímž zvyšuje syntézu microcystinu. Kromě toho PS-NH 2 podporuje extracelulární uvolňování microcystinu z *M. aeruginosa* prostřednictvím transportního proteinu a narušením integrity buněčné membrány. Přítomnost nanoplastů ve sladkovodních ekosystémech může zvýšit riziko eutrofizace povrchových vod, což představuje problém pro vodní ekologii a lidské zdraví [11].

Podle výsledků není dosažení obecného závěru o toxických účincích nanočástic na mikroorganismy vůbec snadný úkol, protože jejich vlastní toxicita se podstatně liší od sebe navzájem, mezi organismy a experimentálními podmínkami. Kromě toho vnitřní charakteristiky NP, jako je velikost, tvar, rozpustnost nebo povrchový náboj, se mohou měnit vlivem různých situací a změnou podmínek, například aglomerací částic v přítomnosti vodního roztoku. Přítomnost všech těchto proměnných zdůrazňuje potřebu přísných a standardizovaných protokolů hodnocení toxicity [12].

Toxicita mikroplastů a nanoplastů - vodní organizmy

Několik studií zkoumalo toxické účinky PS a PE v podobě mikro- a nanoplastů u bezobratlých, jako jsou hlístice, mlži a korýši. Expozice hlístice *Caenorhabditis elegans* pěti různými velikostmi sférických mikroplastů PS, (0,1 až 5 μm) s koncentrací v médiu (1 mg/l) měla za následek excitační toxicitu na lokomoci/motorické chování, sníženou míru přežití a snížení průměrné délky života, zejména po expozici 1,0 μm polystyrenové částici. Dále došlo k ovlivnění exprese různých neuronálních genů, což se shodovalo s poruchou cholinergních a GABAergních neuronů a oxidačním stresem. Bohužel nebyl nalezen žádný důkaz skutečného příjmu sférického polystyrenu v podobě mikroplastu od *C. elegans* [13].

Expozice sladkovodní slávky (*Dreissena polymorpha*) směsi dvou různých velikostí (1 μm a 10 μm) mikroperliček polystyrenu o koncentraci 1×10^6 a 4×10^6 MPs/l po dobu 6 dnů vedlo k jejich depozici v lumen střeva a následnému přenosu do tkáně a hemolymfy, jak prokázalo mikroskopování. Směs polystyrenových mikroperliček nepůsobila genotoxicky. Ačkoli expozice vyvolala zvýšenou hladinu dopaminu, hladiny serotoninu, glutamátu nebo aktivita monoaminoxidázy a AChE se nezměnily. Směs s nízkou dávkou byla schopna zvýšit aktivitu katalázy a snížit aktivitu glutathionperoxidázy, typické pro extrémní stres [14].

U mlžů druhu *Scrobicularia plana*, expozice mikroplastům - PS, (20 μm , 1 mg/l) - vedla k průniku částic do hemolymfy, žáber a trávicí soustavy. V žábrách po 7 dnech a v trávicí žláze po 14 dnech došlo k nárůstu aktivity superoxidodismutázy (SOD) a také zvýšení aktivity glutathionu-S-transferázy (GST) na konci expozice, připomínající oxidační stres [15].

Expozice mušle středomořské (*Mytilus galloprovincialis*) polystyrenovým mikroplastem kontaminovaným pyrenem (0,11 μm , 0,005-50 mg/l) po dobu 96 hodin vedla k významným změnám v expresi genů spojených s biotransformací, reakcí buněk na stres a imunitní reakcí v žábrách a trávicí žláze [16]. Expozice mušlí (*Mytilus galloprovincialis*) mikroplastům polyethylenu (PE) a polystyrenu (PS), (100 μm , 1,5 g/l) po dobu 7 dnů vedla k mikroskopické detekci plastových částic v hemolymfě, žábrách a střevech. Mikroplasty z PE a PS indukovaly jaderné změny a poškození DNA, navíc snižovaly aktivitu acetylcholinesterázy (AChE) v žábrách, ale ne v hemolymfě. Inhibice AChE nebyla zhoršena kontaminací pyrenem [17].

Expozice asijských sladkovodních škeblí (*Corbicula fluminea*) po dobu 96 hodin fluorescenčními polymerními mikrosférami (nezveřejněné složení; 1-5 μm , 0,2 mg/l nebo 0,7 mg/l) vedla k nálezům plastových částic ve střevě, lumen gestační žlázy, pojivové tkáni, hemolymfě a povrchu žáber [18]. Ve srovnatelné studii byl stejný druh vystaven po dobu 8 dnů mikrosférám fluorescenčního polymeru (1-5 μm , 0,13 mg/l), což vedlo k depozici částic v zažívacím traktu a žábrách. Expozicí polymerním mikrosférám se snížila aktivita cholinesterázy, což naznačuje oxidační poškození. Tyto efekty byly jen částečně reverzibilní po šesti dnech. Překvapivě, pozorované efekty byly zmírněny společnou expozicí rtuti [19].

Vystavení larev druhů *Amphibalanus ampitrite* a *Artemia franciscana* mikročásticím fluorescenčního polystyrenu do velikosti 0,1 μm (0,001-10 mg/l) po dobu 24 a 48 hodin vedlo k přítomnosti částic ve střevě. Není však jasné, zda částice byly schopny dosáhnout okolních tkání. Expozice o koncentraci ($c \geq 1$ mg/l) po dobu 48 hodin vyvolala změny v rychlosti plavání. Navíc expozice mikroplastům působila na aktivitu enzymů [20].

Mezi hlavní nežádoucí účinky mikroplastů a nanoplastů na plže/mlže patří snížený příjem potravy, nižší schopnost asimilace, zvýšená respirace a spotřeba energie a zpomalení (reverzibilní) biologických reakcí, což vede k retardaci růstu, omezení délky života a změnám ve vývoji potomstva [7].

Mezi hlavní nežádoucí účinky mikro a nanoplastů na zooplanktonové korýše patří abnormální embryonální vývoj, změna metabolismu lipidů, snížení příjmu potravy, energetická deplece, kratší délka života, zpomalení růstu, poruchy

reprodukce, prodloužení doby svlékání krunýře, abnormální způsob plavání a poškozené střevní mikroklky [7].

Expozice ryb *Oryzias latipes* fluorescenčním polystyrenovým nanoplastům (40nm, 10mg/l) po dobu 7 dnů ukázala přítomnost těchto částic primárně v žábřácích a střevech, ale také ve varlatech, játrech a krvi. Zejména jejich detekce v mozku naznačuje, že nanoplasty mají vrozenou schopnost překročit hematoencefalickou bariéru [21]. Podobně nanočástice PS byly nalezeny v lyofilizovaném střevě, žábřácích, játrech a mozkové tkáni dospělých ryb tilapie (*Oreochromis niloticus*) po 1-14 dnech expozice [22].

Studie s použitím dospělých zebříček (*Danio rerio*) vystavených fluorescenčnímu PE s vysokou hustotou v podobě mikroplastu (rozsah velikostí 10–22 µm až 500–600 µm; 11–1100 částic/l) vedlo k požití částic a jejich přítomnosti v žábřácích a střevech. Důležité je, že expozice (≥110 částic/l) měla za následek změny v pohybu ryb a dokonce vyvolávala záchvaty (1100 částic/l) [23]. Dále byly studovány toxické účinky polystyrenových nanočástic (70 nm) u zebříček (*Danio rerio*) v koncentracích mezi 0,025–0,2 µg/ml, které u nich vyvolaly zánět jater a hromadění mastných kyselin.

Mezi hlavní nežádoucí účinky mikro a nanoplastů na zdraví ryb patří kratší délka života, snížená aktivita neurotransmisního biomarkeru, AChE, snížené ukládání energie prostřednictvím glykogenu, poruchy energetického metabolismu jater, vliv na srdeční a tukovou tkáň a srdeční frekvenci, prodloužení příjmu potravy, zánětlivé procesy, oxidační poškození (ROS), nekrózy, kratší délka těla, jiné intestinální bakteriální složení a změna textury mozku a svalů včetně dopadu na vodní bilanci (v mozku) [7].

Expozice nanoplastům (0,1–50 µg/ml) po dobu 72 hodin inhibovala růst mořské rozsivky *Phaeodactylum tricorutum* [24]. U zelené řasy *Dunaliella tertiolecta* negativně ovlivnily mikroplasty její růst ve vysokých koncentracích (250 µg/ml). [25] Při dlouhodobé expozici (14 dní) nanoplastům byl růst *D. tertiolecta* inhibován tvorbou agregátů v nanoměřítku [26]. Guo a kol. [27] prokázali, že velikost částic je důležitým faktorem ovlivňujícím toxicitu v řasách a plastové částice v několika stech mikrometrech nemohou významně ovlivnit jejich růst. Naproti tomu malé nanoplasty mohou překročit biologickou bariéru a stát se překážkami, které brání pohybu řas [28], [29].

Expozice mikro a nanoplastům může ovlivnit chlorofyl a fotosyntézu řas. Obsah chlorofylu byl významně snížen již při nízkých koncentracích nanoplastů [30]. Snížený obsah chlorofylu v mořské řase *Tetraselmis chuii* byl pozorováno při expozici mikroplastům (0,9 a 3,1 µg/ml), ale při vyšších koncentracích nebyl pozorován žádný významný účinek [31]. Míra snížení obsahu chlorofylu v zelené řase *Scenedesmus obliquus* se zvyšovala se zvyšující se koncentrací nanoplastů a dosáhla 80 % po 96hodinové expozici [28]. Delší expozice mikroplastům vedla k větší rychlosti poklesu obsahu chlorofylu u sladkovodní řasy *Chlamydomonas reinhardtii* a proces stárnutí (degradace) mikroplastů zvýšil rychlost poklesu obsahu chlorofylu od 8,5 % do 15,6 % [32]. Expozice mikroplasty (1–1000 µg/ml) prokázala, že rychlost inhibice růstu a obsahu chlorofylu v zelené řase *Chlorella vulgaris* se zvyšovala konzistentně se zvyšující se koncentrací mikroplastů [33].

K poškození fotosyntetického systému, mitochondriální membrány a genotoxickému poškození rozsivky *Phaeodactylum tricorutum* došlo po 24 hodinové expozici meziproductu nanoplastu (1–10 µg/ml) [24]. Zanedbatelné účinky měla koncentrace nanoplastů do 250 µg/ml na fotosyntetickou činnost řasy *Dunaliella tertiolecta* [25], [26]. Bylo zjištěno, že mikroplasty potlačují fotosyntetické aktivity během celého období růstu jednobuněčné zelené řasy *Chlorella pyrenoidosa*, ale jejich inhibiční účinek klesal po dosažení maxima [34]. Účinnost fotosyntézy *Karenia mikimotoi* významně poklesla po 96 h nezávisle na expozičních koncentracích mikroplastů [29].

Vystavení *Chlorella sorokiniana* částicím PS (< 70 µm, 60 mg/l) vedlo ke změně esenciálních mastných kyselin. Tyto kyseliny tvoří hlavní strukturní sloučeniny v buněčných membránách řas, které mají důležité funkce při fotosyntéze [35].

Toxické účinky mikro a nanoplastů na řasy mají důsledky na jejich růst, fotosyntetickou aktivitu a morfologii. Mikro- a nanoplasty mají potenciál ovlivnit nejen kvalitativní ukazatele (např. metabolismus mastných kyselin a lipidů), ale rovněž ty kvantitativní (množství produkovaných řas) [36].

Toxicita mikroplastů a nanoplastů - rostliny

Mikro a nanoplasty vstupují do kořenů rýže a inhibují délku a váhu primárních kořenů [37]. Délka kořene cibule *Allium cepa* se zkrátila při expozici mikroplastům s vysokou koncentrací (400 µg/ml) po 72 hodinách [38]. Nanoplasty mění morfologii kořene hospodářských plodin (rýže, pšenice) [37], [39] a snižují poměr nadzemní části rostlin vůči kořenu (pšenice, cibule) [39], [40]. Mikro a nanoplasty inhibují růst výhonků rýže v laboratorních i polních podmínkách. Objem nadzemní části (biomasy) kukuřice se snížil po expozici mikrokuličkám PE [41]. Mikro a nanoplasty inhibují růst řeřichy *Lepidium sativum* [42] a okřešku *Lemna minor* [43].

Metabolismus uhlíku, který poskytuje energii pro růst rostlin, resp. biosyntézu, je důležitým ukazatelem růstu rostlin. Mikro a nanoplasty mohou ovlivnit růst nebo vývoj rostlin tím, že naruší metabolické dráhy [39]. Mikro a nanoplasty inhibují metabolismus uhlíku v sazenicích rýže [37]. Pozměněný metabolismus pšenice je charakterizován významným zvýšením obsahu dusíku a uhlíku v listech pšenice po expozici nanoplastům [39]. Kromě toho mohou nanoplasty vyvolat tvorbu ROS v sazenicích rýže, ovlivňující jejich vývoj [37]. Tento efekt byl také pozorován u bobu (*Vicia faba*) vlivem mikročástic PS [44]. Nanoplasty (100 nm) jsou akumulovány v kořenech a indukují ROS a působí genotoxicky [44].

Toxicita nanomateriálů - terestriální živočichové

Pro hodnocení rizika pro lidské zdraví, které představují mikro- a nanoplasty, existuje velké množství důkazů o translokaci plastových částic z umělých náhrad do lymfatických uzlin a jiných částí těla. Studie expozic v modelových systémech savců ukazují na potenciální absorpci mikro- a nanoplastů v různých orgánech. Mikro- a nanoplasty jsou cytotoxické pro lidské makrofágy. V lidských mozkových a epiteliálních buněčných liniích směs mikro- a nanočástic 40-250 nm PS, 10 µm PS a 100-600 nm PE a 3-16 µm PE, způsobila na dávce závislý nárůst oxidativního stresu (ROS). Aktivaci krevních destiček (in vitro) spustil aminovaný PS [45].

U myši denní orální dávky podávané sondou 5 a 20 µm fluorescenční mikroplastové částice PS vedly k akumulaci obou velikostí v játrech a ledvinách. Velmi vysoké dávky (od 2×10^4 až do $1,5 \times 10^6$ položky na zvíře/ den) vyvolaly zánět jater a metabolické změny naznačující vliv na (energetický) metabolismus lipidů, oxidační stres (ROS) a neurotoxické účinky. Myši krmené částicemi PS o velikosti 500 nm a 50 µm a koncentraci 1 mg/l vykazovaly snížení tělesné hmotnosti a změny jaterních a lipidových hodnot po pěti týdnech. Kromě toho došlo ke zvýšení sekrece hlenu, změně relativní početnosti, imunity a mikrobioty, změna exprese klíčových genů souvisejících s lipogenezí a syntézou triglyceridů v játrech. Díky tomu se snížily hladiny jaterních triglyceridů a celkového cholesterolu [45].

Provádění toxikokinetických a biodistribučních studií na zvířecích modelech je nezbytné pro korelaci potenciálních účinků nanočástic na člověka. Zkoumány jsou aspekty jako cytotoxicita, genotoxicita, tumorigeneze a reprodukční toxicita [46]. Většina vědeckých studií se však provádí in vitro kvůli obtížím s experimenty na zvířatech, protože ty jsou časově náročné (trvají měsíce až roky) a eticky konfliktní. Testy toxicity na zvířecích modelech jsou obvykle založeny na analýze krevních parametrů a jejich alteracích, genových expresích nebo orgánových modifikacích [47].

Závěr

Mikro- a nanoplasty jsou všudypřítomné ve vodním a suchozemském prostředí a byly pozorovány škodlivé biologické účinky na různé organismy, od bakterií a řas po rostliny a zvířata. Rychle rostoucí počet toxikologických studií uvádí různé reakce a širokou druhově závislou citlivost na expozici mikro a nanoplastům. Zatímco studiím dominují testy in vivo, naše chápání buněčné toxicity a odpovídajících mechanismů toxicity je stále omezené. To zpochybňuje řádné posouzení environmentálních a zdravotních rizik.

Obecně platí, že mechanismy toxicity mikro a nanoplastů závisí na jejich velikosti, povrchových charakteristikách, typu polymeru a také na typu buňky. Mezi pravděpodobné mechanismy toxicity patří především narušení membrány, narušení extracelulárních polymerních látek, tvorba ROS a poškození DNA.

Hlubší pochopení těchto klíčových mechanismů v různých taxonomických skupinách může pomoci zlepšit náš přístup k tomuto problému a zároveň je užitečné pro celkové hodnocení dopadu znečištění plasty na životní prostředí a lidské zdraví.

Literatura

- [1] PINTO DA COSTA, J.; ROCHA-SANTOS, T.; DUARTE, A. C. *The Environmental Impacts of Plastics and Micro-Plastics Use, Waste and Pollution: EU and National Measures*. European Union, 2020. 76 s.
- [2] TOUSSAINT, Brigitte ...[et al.]. Review of micro- and nanoplastic contamination in the food chain. *Food Additives & Contaminants: Part A*. 2019, vol. 36, no. 5, s. 639-673.
- [3] KLAINE, S. J. ...[et al.]. Nanomaterials in the environment: behavior, fate, bioavailability, and effects. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*. 2008, vol. 27, no. 9, s. 1825-1851.
- [4] FARRÉ, M. ...[et al.]. Ecotoxicity and analysis of nanomaterials in the aquatic environment. *Analytical and bioanalytical chemistry*. 2009, vol. 393, no. 1, s. 81-95.
- [5] BHATT, I.; TRIPATHI, B. N. Interaction of engineered nanoparticles with various components of the environment and possible strategies for their risk assessment. *Chemosphere*. 2011, vol. 82, no. 3, s. 308-317.
- [6] SOVOVÁ, T.; KOČÍ, V. Ecotoxicology of nanomaterials. *Chemické listy*. 2012, roč. 106, č. 2.
- [7] KÖGEL, T. ...[et al.]. Micro-and nanoplastic toxicity on aquatic life: Determining factors. *Science of the Total Environment*. 2020, vol. 709, no. 136050.
- [8] PRÜST, M.; MEIJER, J.; WESTERINK, R. H. (2020). The plastic brain: neurotoxicity of micro-and nanoplastics. *Particle and fibre toxicology*. 2020, vol. 17, s. 1-16.
- [9] CASADO, M. P.; MACKEN, A.; BYRNE, H. J. Ecotoxicological assessment of silica and polystyrene nanoparticles assessed by a multitrophic test battery. *Environ. Int.* 2013, vol. 51, s. 97-105.

- [10] NAHA, P. ...[et al.]. (2009). Preparation, characterization and ecotoxicological evaluation of four environmentally relevant species of N-isopropylacrylamide and N- isopropylacrylamide-co-N-tert-butylacrylamide copolymer nanoparticles. *Aquat. Toxicol.* 2009, vol. 92, s. 146-154.
- [11] FENG, L. J. ...[et al.]. (2020). Nanoplastics promote microcystin synthesis and release from cyanobacterial *Microcystis aeruginosa*. *Environmental science & technology*. 2020, vol. 54, no. 6, s. 3386-3394.
- [12] MARTÍNEZ, G. ...[et al.]. (2021). Environmental Impact of Nanoparticles' Application as an Emerging Technology: A Review. *Materials*. 2021, vol. 14, no. 1, s. 166.
- [13] LILI, Lei ...[et al.]. Polystyrene (nano) microplastics cause size-dependent neurotoxicity, oxidative damage and other adverse effects in *Caenorhabditis elegans*. *Environmental Science: Nano*. 2018, vol. 5, issue 8, s. 2009-2020.
- [14] MAGNI, S. ...[et al.]. Evaluation of uptake and chronic toxicity of virgin polystyrene microbeads in freshwater zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Mollusca: Bivalvia). *SciTotal Environ*. 2018, no. 631-632, s. 778-788.
- [15] RIBEIRO, F. ...[et al.]. Microplastics effects in *Scrobicularia plana*. *Mar Pollut Bull*. 2017, vol. 122, no. 1-2, s. 379-391.
- [16] BRANDTS, I. ...[et al.]. Effects of nanoplastics on *Mytilus galloprovincialis* after individual and combined exposure with carbamazepine. *Sci Total Environ*. 2018, vol. 643, s. 775-784.
- [17] AVIO, C. G. ...[et al.]. Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environ Pollut*. 2015, vol. 198, s. 211-222.
- [18] GUILHERMINO, L. ...[et al.]. Uptake and effects of the antimicrobial florfenicol, microplastics and their mixtures on freshwater exotic invasive bivalve *Corbicula fluminea*. *Sci Total Environ*. 2018, vol. 622-623, s. 1131-1142.
- [19] OLIVEIRA, P. ...[et al.]. Effects of microplastics and mercury in the freshwater bivalve *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): filtration rate, biochemical biomarkers and mercury bioconcentration. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2018, vol. 164, s. 155-163.
- [20] GAMBARDELLA, C. ...[et al.]. Effects of polystyrene microbeads in marine planktonic crustaceans. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2017, vol. 145, s. 250-257.
- [21] KASHIWADA, S. Distribution of nanoparticles in the see-through medaka (*Oryzias latipes*). *Environ Health Perspect*. 2006, vol. 114, no. 11, s. 1697-1702.
- [22] DING, J. ...[et al.]. Accumulation, tissue distribution, and biochemical effects of polystyrene microplastics in the freshwater fish red tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Environ Pollut*. 2018, vol. 238, s. 1-9.
- [23] MAK, C. W. ...[et al.]. Acute toxic effects of polyethylene microplastic on adult zebrafish. *Ecotoxicol Environ Saf*. 2019, vol. 182, no. 109442.
- [24] SENDRA, M. ...[et al.]. Are the primary characteristics of polystyrene nanoplastics responsible for toxicity and ad/absorption in the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum*? *Environmental Pollution*. 2019, vol. 249, s. 610-619.
- [25] SJOLLEMA, S. B. ...[et al.]. Do plastic particles affect microalgal photosynthesis and growth? *Aquatic toxicology*. 2016, vol. 170, s. 259-261.
- [26] BERGAMI, E. ...[et al.]. Long-term toxicity of surface-charged polystyrene nanoplastics to marine planktonic

- species *Dunaliella tertiolecta* and *Artemia franciscana*. *Aquatic toxicology*. 2017, vol. 189, s. 159-169.
- [27] GUO, S. ...[et al.]. Ultra-thermostable RNA nanoparticles for solubilizing and high-yield loading of paclitaxel for breast cancer therapy. *Nature communications*. 2020, vol. 11, no. 1, s. 1-11.
- [28] ZHAO, Z. Q. ...[et al.]. Object detection with deep learning: a review. *IEEE transactions on neural networks and learning systems*. 2019, vol. 30, no. 11, s. 3212-3232.
- [29] ZHAO, Z. Q. ...[et al.]. Deep learning and its applications to machine health monitoring. *Mechanical Systems and Signal Processing*. 2019, vol. 115, s. 213-237.
- [30] FENG, S. ...[et al.]. Effect of adjusting pH and chondroitin sulfate on the formation of curcumin-zein nanoparticles: Synthesis, characterization and morphology. *Carbohydrate Polymers*. 2020, vol. 250, no. 116970.
- [31] PRATA, J. C. Airborne microplastics: consequences to human health? *Environmental pollution*. 2018, vol. 234, s. 115-126.
- [32] WANG, Y. ...[et al.]. Ethylene enhances seed germination and seedling growth under salinity by reducing oxidative stress and promoting chlorophyll content via ETR2 pathway. *Frontiers in plant science*. 2020, vol. 11, s. 1066.
- [33] TUNALI, M. ...[et al.]. Effect of microplastics and microplastic-metal combinations on growth and chlorophyll a concentration of *Chlorella vulgaris*. *Science of The Total Environment*. 2020, vol. 743, s. 140479.
- [34] MAO, Y. ...[et al.]. Phytoplankton response to polystyrene microplastics: perspective from an entire growth period. *Chemosphere*. 2018, vol. 208, s. 59-68.
- [35] GUSCHINA, I. A.; HAYES, A. J.; ORMEROD, S. J. Polystyrene microplastics decrease accumulation of essential fatty acids in common freshwater algae. *Environmental Pollution*. 2020, vol. 263, s. 114425.
- [36] NAVA, V.; LEONI, B. A critical review of interactions between microplastics, microalgae and aquatic ecosystem function. *Water research*. 2021, vol. 188, no. 116476.
- [37] ZHOU, C. Q. ...[et al.]. Response of rice (*Oryza sativa* L.) roots to nanoplastic treatment at seedling stage. *Journal of Hazardous Materials*. 2021, vol. 401, no. 123412.
- [38] MAITY, S.; PRAMANICK, K. Perspectives and challenges of micro/nanoplastics-induced toxicity with special reference to phytotoxicity. *Global change biology*. 2020, vol. 26, no. 6, s. 3241-3250.
- [39] LIAN, J. ...[et al.]. Do polystyrene nanoplastics affect the toxicity of cadmium to wheat (*Triticum aestivum* L.)? *Environmental Pollution*. 2020, vol. 263, no. 114498.
- [40] DE SOUZA MACHADO, A. A. ...[et al.]. Microplastics can change soil properties and affect plant performance. *Environmental science & technology*. 2019, vol. 53, no. 10, s. 6044-6052.
- [41] URBINA, M. A. ...[et al.]. Adsorption of polyethylene microbeads and physiological effects on hydroponic maize. *Science of the Total Environment*. 2020, vol. 741, no. 140216.
- [42] BOSKER, T. ...[et al.]. Microplastics accumulate on pores in seed capsule and delay germination and root growth of the terrestrial vascular plant *Lepidium sativum*. *Chemosphere*. 2019, vol. 226, s. 774-781.

- [43] KALČÍKOVÁ, G. ...[et al.]. Impact of polyethylene microbeads on the floating freshwater plant duckweed Lemna minor. *Environmental Pollution*. 2017, vol. 230, s. 1108-1115.
- [44] JIANG, X. ...[et al.]. Ecotoxicity and genotoxicity of polystyrene microplastics on higher plant Vicia faba. *Environmental Pollution*. 2019, vol. 250, s. 831-838.
- [45] NOWACK, B. Evaluation of environmental exposure models for engineered nanomaterials in a regulatory context. *NanoImpact*. 2017, vol. 8, s. 38-47.
- [46] CHAKRABORTY, C. ...[et al.]. Zebrafish: a complete animal model to enumerate the nanoparticle toxicity. *J. Nanobiotechnol.* 2016, vol. 14, s. 65.
- [47] ARAMI, H. ...[et al.]. In vivo delivery, pharmacokinetics, biodistribution and toxicity of iron oxide nanoparticles. *Chem. Soc. Rev.* 2015, vol. 44, s. 8576-8607.

Vzorová citace

NECHVÁTAL, Marek; KLOUDA, Karel. Toxicita mikroplastů a nanoplastů. *Časopis výzkumu a aplikací v profesionální bezpečnosti* [online]. 2021, roč. 14, č. 4. Dostupný z: <https://www.bozpinfo.cz/josra/toxicita-mikroplastu-nanoplastu>. ISSN 1803-3687.

Autor článku:

[Ing. Marek Nechvátal](#)

[doc. Ing. et Ing. Karel Klouda, CSc., Ph.D., M.B.A.](#)