

POTENCIÁLNĚ NEGATIVNÍ DOPAD DLOUHODOBÉHO POUŽÍVÁNÍ NANOČÁSTIC STŘÍBRA VE VODNÍM HOSPODÁŘSTVÍ

PAVLÍNA ČIHÁKOVÁ, JANA ZUZÁKOVÁ a JANA ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ

Ústav technologie vody a prostředí, Fakulta technologie ochrany prostředí, Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Technická 5, 166 28 Praha 6
 cihak.pavlina@gmail.com, jana.zuzakova@vscht.cz, jana.ambrozova@vscht.cz

Došlo 31.3.21, přijato 18.8.21.

Klíčová slova: stříbro, nanočástice stříbra (AgNP), ionty stříbra, organismy, vodní hospodářství

Obsah

1. Úvod
2. Působení stříbra a jeho nanočástic na organismy
 - 2.1. Vliv na prokaryotické organismy
 - 2.2. Vliv na eukaryotické organismy
 - 2.3. Vliv na přírodní biofilmy
3. Rizika spojená s používáním nanočástic stříbra
4. Závěr

1. Úvod

Neustále zvyšující se životní úroveň současné společnosti je bezpochyby spojena s využitím moderních technologií a materiálů. Velký význam má v tomto směru nanotechnologie, a to zejména výroba a aplikace nanokompozitů a kovových nanočástic, které nabízejí zcela nové a specifické vlastnosti, zejména antimikrobiální účinky. Široké spektrum využití mají nanočástice stříbra (AgNP), které se uplatňují v mnoha oborech, ať už jako součást nových materiálů, dezinfekčních a antimikrobiálních přípravků, nátěrových hmot anebo v systémech komplexních ekologických aplikací¹. AgNP se stejně, jako např. stříbrné ionty a sloučeniny stříbra, používají v různých biomedicínských oborech, kde jsou součástí obvazových materiálů, dezinfekčních prostředků, antimikrobiálních filtrů atd. V potravinářském průmyslu slouží např. k výrobě obalů či spotřebičů na uchování potravin (lednice, mrazáky) a doplňují se rovněž do kosmetických přípravků². AgNP se používají při úpravě povrchu různých elektronických zařízení, jako jsou např. myčky nádobí, pračky, počítačové klávesnice, mobilní telefony, klimatizace, které jsou vystavené určitému potenciálnímu riziku mikrobiální kontaminace. V textilním průmyslu slouží k výrobě prádla odolného

vůči zápachům, kde impregnované AgNP na oblečení eliminují přítomné bakterie³. Neméně významným využitím AgNP je jejich aplikace v ochraně objektů památek a budov, jejichž povrchy (fasády) jsou vystaveny biodeterioraci⁴. Barvy a nátěry s obsahem AgNP mohou být použity na různých materiálech (dřevo, sklo, ocel a různé polymery), čímž se zabráňuje sekundárnímu množení organismů. AgNP postupně nachází uplatnění i ve vodním hospodářství, kdy se aplikují v systémech s úpravou pitné vody např. v rozvojových zemích.

Referát se věnuje problematice působení stříbra na mikroorganismy různých buněčných úrovní (prokaryotické a eukaryotické), jednotlivé buňky, populace a společenstva vodního prostředí (biocenózy, biofilmy).

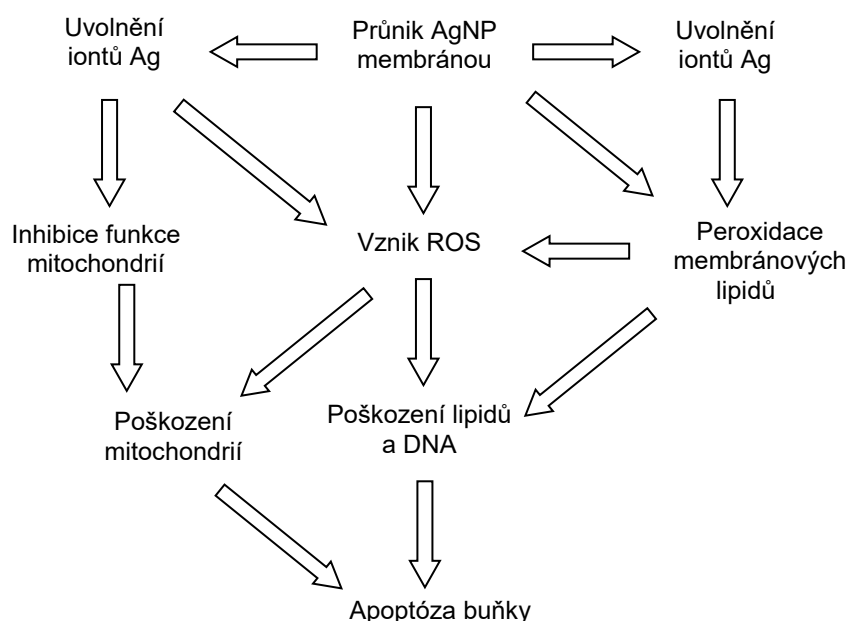
2. Působení stříbra a jejich nanočástic na organismy

Antivirový mechanismus AgNP nebyl dosud plně prozkoumán, avšak podle dosavadních studií se AgNP jeví jako potenciální antivirové látky. AgNP interagují v závislosti na jejich velikosti prostřednictvím preferenční vazby na exponované zbytky nesoucí síru. Virus pak není schopen navázat se na hostitelskou buňku³.

2.1. Vliv na prokaryotické organismy

AgNP ovlivňují růst, metabolismus sacharidů, translaci proteinů, tvorbu antioxidantů, fotosyntézu a dýchání. Tyto mechanismy se účinněji projevují u prokaryotických organismů než u eukaryotických organismů⁵ (viz obr. 1). Zatímco ionty stříbra působí inhibičně na všechny buněčné organismy (ve smyslu metabolismu a redukce počtu), u AgNP byly pozorovány nejen značné rozdíly v účinku na organismy, ale i snižující se účinek v závislosti na trofické úrovni organismu⁶. Ionty stříbra jsou schopny interagovat prostřednictvím elektrostatické přitažlivosti s negativně nabitou buněčnou membránou bakterií⁷, silně interagují s thiolovými skupinami vitálních enzymů (bílkovin) a deaktivují je. Působení iontů stříbra na bakteriální buňky se významně liší od působení AgNP. V případě účinku iontů stříbra na bakterii dochází k tomu, že bakterie aktivují obranné mechanismy na ochranu své DNA. Při interakci s AgNP nejsou takovéto formace pozorovány⁸.

Pro AgNP se nabízí dva možné mechanismy působení na bakteriální buňku. Při prvním mechanismu AgNP poskytují dostatečně velký povrch pro styk s bakterií, což může umožnit částicím přichytit se k buněčné membráně a snadno proniknout dovnitř bakteriální buňky. Druhou možností je interference AgNP, popřípadě uvolnění iontů stříbra s respiračním řetězcem, což se projeví letálními účinky na bakterie⁹. Působení AgNP významně závisí



Obr. 1. Mechanismus toxického účinku AgNP na buňku

na velikosti částic⁸. Další otázkou, která není uspokojivě vysvětlená, je úloha uvolněných iontů stříbra z AgNP v antibakteriální aktivitě⁹. Někteří autoři se domnívají, že působení AgNP je dáno pouze uvolněnými ionty stříbra¹⁰ a specifické chování AgNP je zanedbatelné^{9,11}. Teorii podporuje i poznatek, že za anaerobních podmínek nebylo toxické působení AgNP na bakterie pozorováno, ale antibakteriální aktivity bylo dosaženo až po dodání kyslíku do systému. Výsledky poukazují na vliv přítomné povrchové vrstvy Ag₂O na toxicitu AgNP. Bylo prokázáno, že oxidace AgNP a jejich následné rozpouštění za vzniku iontů stříbra je významnou příčinou pozorované toxicity AgNP na některých organismech¹². Mechanismus antibakteriální aktivity závisí na specifické vazbě s buněčným povrchem a s membránovými strukturami. Radzig a spol.¹³ připisují antibakteriální účinek AgNP právě iontům stříbra na základě pozorování průchodů iontů stříbra a AgNP (velikost méně než 8 nm) skrze porinové proteiny v buněčné stěně bakterie *Escherichia coli*. Vlastnosti bakteriální buněčné stěny mohou hrát rozhodující roli při difuzi AgNP v maticích biofilmu¹⁴. Gramnegativní bakterie jsou více citlivé vůči AgNP než grampozitivní bakterie, které vykazují vyšší odolnost vůči AgNP (cit.^{15,16}). Antibakteriální aktivita AgNP o různých velikostech byla testována na gramnegativních bakteriích *Escherichia coli*, *Escherichia coli* O157:H7 a *Klebsiella pneumoniae* a na grampozitivních bakteriích *Staphylococcus aureus*¹⁷. U menších AgNP bylo zjištěno, že mají významně vyšší antibakteriální aktivitu. Tyto výsledky ukázaly, že AgNP mohou být použity jako účinné inhibitory růstu v různých biologických systémech. Vyšší citlivost gramnegativních bakterií k AgNP souvisí

s koncentrací klíčové složky membrány, peptidoglykanu, jehož hlavní strukturální rysy jsou lineární glykanové řetězce zesíťované krátkými peptidy, které jsou tvořeny aminokyselinami. Právě morfologické změny na membráně, zvýšení propustnosti a uvolnění iontů stříbra hrají klíčovou roli v působení AgNP (cit.^{6,11,18}). Silnější vrstva peptidoglykanu v buněčné stěně grampozitivních bakterií má velký význam při ochraně buněk před pronikáním iontů stříbra do cytoplazmy⁶. Dalším faktorem, podílejícím se na antibakteriální aktivitě AgNP, je rychlost růstu a schopnost exprese genů odpovědných za stres¹⁴.

2.2. Vliv na eukaryotické organismy

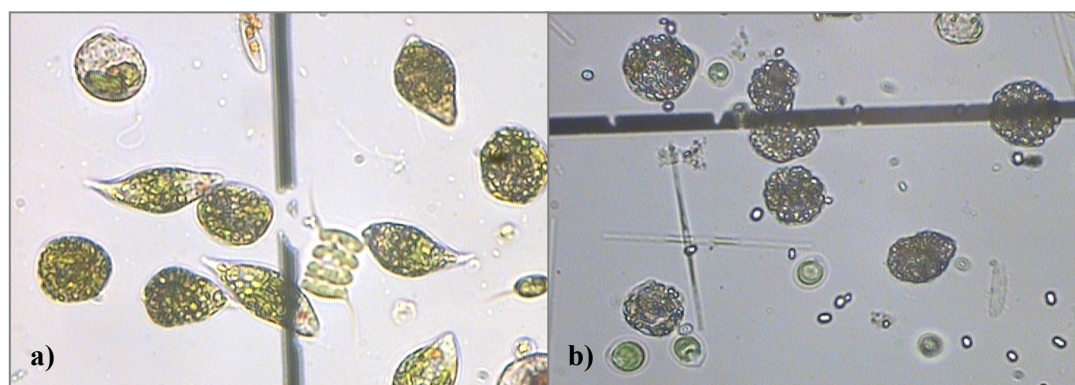
Eukaryotické buňky jsou vůči působení AgNP mnohem odolnější než vůči působení iontů stříbra¹⁹. Například řasy mají mimořádný akumulací potenciál. Pokud je stříbro adsorbováno na povrch buňky, není možné ho z buněčné stěny odstranit mechanickým narušením, enzymatickou degradací, ani snížením hodnoty pH v prostředí. Proces adsorpce probíhá rychle a vede k vytvoření relativně silné vazby mezi stříbrem a povrchem buňky. Adsorpce je však možná pouze s nabitými nebo polárními sloučeninami stříbra²⁰. Ionty stříbra snižují především činnost fotosystému II a rychlost přenosu elektronů²¹. Pokud dojde k adsorpci AgNP na buněčnou stěnu, dochází k narušení buněčné membrány, snižuje se absorpce živin anebo dochází ke stínicímu efektu, díky kterému je ovlivněn proces fotosyntézy^{10,22}. Stříbro má vysokou afinitu ke skupinám sulfhydrylů, proto se váže převážně s proteiny²⁰. Uvnitř buňky AgNP indukuje

jí posttranslační modifikace, které ovlivňují fyziologii buněk. AgNP mají negativní vliv na enzymy, které se účastní procesu fotosyntézy, ovlivňují jaderné dělení a to následně vede k chromozomálním aberacím²². Právě u řas existuje předpoklad, že je toxicita AgNP zprostředkována uvolněnými ionty stříbra z částice při kontaktu s buňkou^{20,23}. Vzhledem k tomu, že stříbrné ionty vznikají oxidací AgNP, nelze přesně určit, zda k tvorbě iontů dochází při styku s povrchem buňky nebo reakcí s metabolity řas. Jedním z metabolitů řas je i peroxid vodíku, který oxiduje AgNP na ionty stříbra^{10,23}. Například ke snížení růstu laboratorních řasových kultur *Chlamydomonas eugametos*, *Chlorella vulgaris*, *Haematococcus capensis* a *Scenedesmus acuminatus* došlo při koncentraci iontů stříbra 0,01 mg l⁻¹. Sladkovodní zelená řasa druhu *Chlorella vulgaris* zastavila růst při koncentraci 0,05 mg l⁻¹ iontů stříbra²⁴ a v případě AgNP zastavila růst při koncentraci 1 mg l⁻¹. U tohoto druhu sladkovodní řasy byl po 24 h expozice AgNP pozorován vznik buněčných agregátů. AgNP s průměrnou velikostí 50 nm nebyly schopné projít skrze buněčnou stěnu, ale naopak podporovaly tvorbu agregátů, jež inhibovaly další buněčný růst²⁵. Obr. 2 dokládá pozorovatelný negativní vliv AgNP o velikosti 5 nm na buňky zelených řas rodu *Euglena* a možný stínící efekt naakumulovaných AgNP na buněčnou stěnu. Obr. 3 uvádí v porovnání vliv AgNP na fototrofní prokaryotické buňky sinic a fototrofní eukaryotické buňky řas.

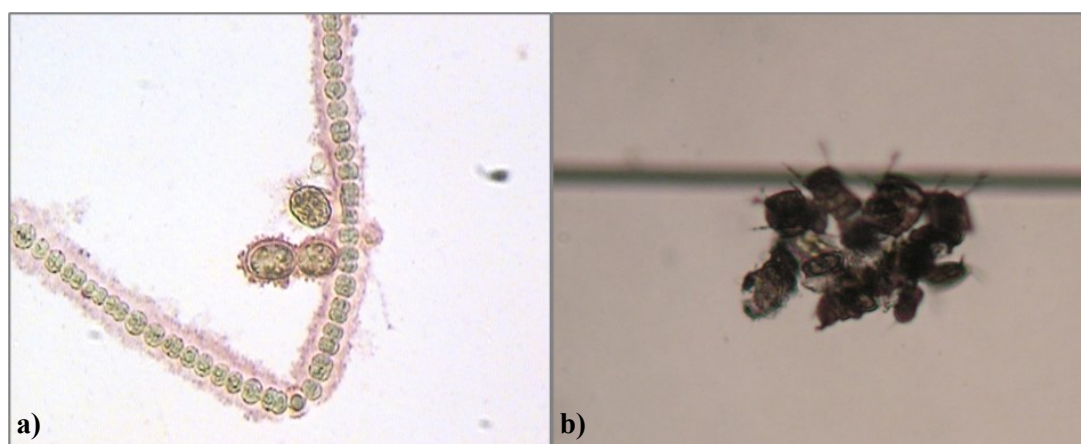
AgNP narušují svým působením růst a vývoj rostlin²⁶. Toxické působení AgNP vede k významnému snížení růstové rychlosti kořene, ke změnám v jeho buněčné struktuře a morfologii, hyperakumulace stříbra rostlinami zatím pozorovány nebyly^{27,28}. Pokud dojde k průniku přes epidermis, mohou se AgNP přes xylém dostat až do nadzemních částí rostliny²⁹. Uvnitř rostlin AgNP indukují chromozomální aberace, což vede k negativnímu vlivu na buněčné dělení (dochází ke snížení mitotického indexu). U rostlin byla většinou pozorována vakuolizace kortikálních buněk, buněčná apoptóza, porušení epidermis a kořene. Mutace na chromozomální úrovni byly pozorovány v rostlinných

buňkách *Allium cepa* a *Vicia faba*^{30,31}. Ionty stříbra mohou u rostlin ovlivňovat i vodní režim. Vzájemné působení mezi stříbrem a transmembránovými proteiny vede ke stažení nebo neprůchodnosti kanálků a následnému zamezení transportu přijímané vody. Na přítomnost stříbra reagují rostliny syntézou různých obranných sloučenin, mezi které patří fytochelatiny, které se uplatňují při chelataci a detoxikaci kovů³².

Toxické účinky AgNP byly testovány i v rámci jednodruhových testů toxicity na zástupcích zooplanktonu, jmenovitě korýších druhu *Daphnia magna* a *Thamnocephalus platyurus*^{11,33}. Jednotlivé testy akutní toxicity na korýších vykazovaly vysoký toxický účinek AgNP a AgNO₃. Toxicita AgNP byla až 10krát nižší než toxicita rozpustné stříbrné soli AgNO₃. EC50 (efektivní koncentrace s 50% účinkem úmrtnosti) pro AgNP byly pro *Daphnia magna* 15–17 µg ml⁻¹ a pro *Thamnocephalus platyurus* 20–27 µg ml⁻¹. Významným zjištěním této studie byl fakt 8násobného zmírnění toxického účinku studovaných sloučenin stříbra postupně zvyšovanou koncentrací rozpuštěného organického uhlíku (5–35 mg C na litr), přidávaného do zředěovacího živného média. Testy chronické 21denní toxicity AgNP na *Daphnia magna* zjistily spíše vyšší úmrtnost dospělců v testu, než samotné ovlivnění natality (porodnosti). Toxický vliv na neonátní jedince (čerstvě vylíhlá mláďata) byl minimální. Výsledky těchto studií poukazují na nutnost studia účinku AgNP v širším kontextu a uspořádání. Toxicita AgNP a dalších stříbrných sloučenin se bude významně lišit od účinku v jednodruhovém testu a následně ve vícedruhovém testu. Realističtější experimenty s dopadem vlivu AgNP na populace fytoplanktonu, bakterioplanktonu a vliv predace zooplanktonu uskutečnili Baptista a spol.³⁴. Účinky se neprojevovaly při relativně nízkých koncentracích stříbra, které jsou často toxické pro jednotlivé druhy bakterií a jiných organismů. Toto naznačuje, že dopady expozice AgNP nemusí být patrné při koncentracích relevantních pro životní prostředí v důsledku kompenzačních procesů na úrovni biocenózy. Koncentrace AgNP ≥ 500 µg ml⁻¹ významně ovlivnila fotosyn-



Obr. 2. Vliv AgNP na metabolickou aktivitu a vitalitu buněk řas rodu *Euglena*. Vzhled buněk v kontrolním vzorku (a) a ve vzorku s nadávkovanými AgNP o velikosti 5 nm a jejich koncentraci 18,5 mg l⁻¹ (b). Snímky byly pořízeny na rastru počítací komůrky Cyrus I při 400× celkovém zvětšení mikroskopu



Obr. 3. Vliv AgNP a jejich akumulace na slizový obal buněk sinic rodu *Dolichospermum* (a) a na buněčnou stěnu řas rodu *Desmodesmus* (b)

tetickou aktivitu fytoplanktonu a následně došlo ke kaskádovému účinku v trofické pyramidě vodní biocenózy snížením rychlosti predačního tlaku zooplanktonu.

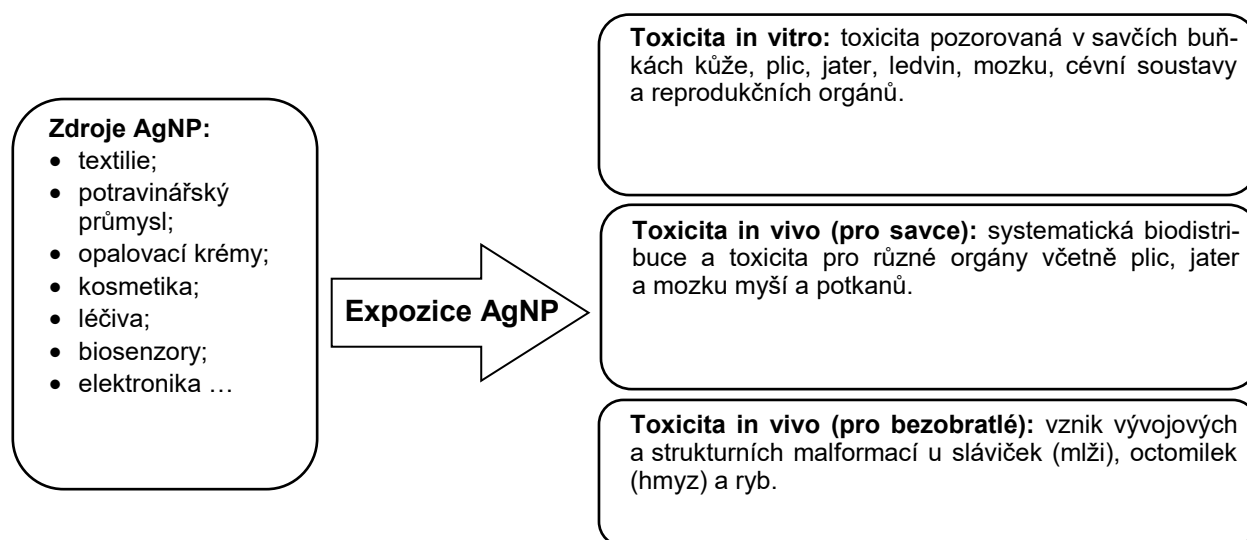
2.3. Vliv na přírodní biofilmy

Dalším seskupením mikroorganismů (biocenózou), na kterém se mohou toxicky projevit AgNP a ionty stříbra, jsou přírodní biofilmy. Přírodní biofilmy jsou většinou vrstevnaté struktury mikroorganismů, které jsou zakotvené v matrici extracelulárních polymerních látek. Je pravděpodobné, že mikroorganismy přítomné v biofilmech jsou všeobecně tolerantnější k toxickému účinku spíše než jako volné planktonní mikroorganismy. Při vytváření struktury biofilmu hrají důležitou roli fyzikálně-chemické vlastnosti mikroprostředí uvnitř biofilmu. Z tohoto důvodu může být vliv AgNP na biofilm významně odlišný od jeho vlivu na planktonní mikroorganismy. AgNP mohou ovlivnit aktivitu biofilmů v závislosti na přítomnosti mikroorganismu, jeho schopnosti produkovat extracelulární polymery, jeho rychlost růstu a vzájemné interakce, které mezi mikroorganismy probíhají³⁵. Např. AgNP s průměrnou velikostí $8,3 \pm 1,9$ nm stabilizované hydrolyzovanými kaseinovými peptidy inhibovaly tvorbu biofilmu u gramnegativních bakterií *Escherichia coli* AB1157, *Pseudomonas aeruginosa* PAOI a *Serratia proteamaculans* 94 v koncentracích 4–5, 10 a 10–20 $\mu\text{g ml}^{-1}$. Iontové stříbro ve formě AgNO_3 silněji potlačovalo růst testovaných bakterií v porovnání s AgNP. Při porovnání působení AgNP a AgNO_3 současný pokles růstu bakterií a tvorby biofilmu naznačuje, že bakteriální buňky tvořící biofilmy jsou inhibovány podobným způsobem jako planktonní buňky¹³. Přesto však pro inhibici bakteriálních buněk v biofilmu je zapotřebí vyšších koncentrací AgNP. Bakterie *Escherichia coli* v biofilmu byly přibližně 25krát odolnější vůči AgNP než planktonní buňky. Podobný účinek zvýšené rezistence buněk *E. coli* v biofilmu byl také popsán v případě AgNP

o průměrné velikosti 15–21 nm, kdy buňky biofilmu byly vůči AgNP asi 4krát odolnější³⁶. Sheng a spol.³⁵ testovali účinky AgNP na biofilmech odpadních vod a porovnávali je s AgNP na jednotlivé izolované kmeny bakterií z těchto biofilmů. Vysvětlení, proč jsou mikroorganismy v biofilmu tolerantnější vůči působení AgNP, se nabízí několik. Samotný biofilm slouží jako fyzická bariéra proti nepříznivým vlivům okolního prostředí. Význam extracelulárních polymerů potvrzují ve své studii také Qui a spol.³⁷, kteří zaznamenali zvýšenou produkci extracelulárních polymerů jako reakci na ochranu před toxickými účinky AgNP. Pomocí transmisní elektronové mikroskopie byly pozorovány shluky živých a mrtvých buněk (působením AgNP došlo k lyzi) s vrstvou extracelulárních polymerů. Analýza denaturační gradientové gelové elektroforézy (DGGE, denaturing gradient gel electrophoresis) prokázala, že toxický účinek AgNP měl za následek zánik citlivých druhů za současné dominance vysoce rezistentních druhů. Přestože došlo ke změně struktury bakteriálního společenstva biofilmu, rozmanitost bakterií nebyla významně ovlivněna, a i přes působení AgNP nebyl proces čištění významně ovlivněn³⁷. Struktura biofilmu ve své podstatě odpovídá i struktura heterogenní suspenze bakteriálních vloček aktivovaného kalu. Případný negativní vliv AgNP na biochemickou aktivitu mikroorganismů přítomných v aktivovaném kalu není v současné době významně monitorován.

3. Rizika spojená s používáním AgNP

Vzhledem ke svým unikátním vlastnostem a vysoké antimikrobiální aktivitě představují AgNP určité nebezpečí pro životní prostředí i pro člověka (viz obr. 4). Samotné ionty stříbra nejsou schopny proniknout přes hematoencefalickou bariéru a jsou odstraňovány detoxikačními mechanismy, ovšem v případě AgNP nejsou odborné studie



Obr. 4. Zdroje AgNP a známé účinky expozice AgNP na organismy

tak jasné. Bylo prokázáno, že částice s průměrnou velikostí částic $25 \pm 7,1$ nm byly schopny proniknout po 24 h expozice do vrstvy pokožky *stratum corneum* i při velice nízkých koncentracích ($70 \mu\text{g cm}^{-2}$)³⁸.

Chování nanočástic v životním prostředí závisí na podmínkách okolního prostředí. Transformace AgNP v prostředí, jako je agregace, oxidační stav, sorpce organických i anorganických sloučenin, silně ovlivňují povrchové vlastnosti a následně transport, reaktivitu a toxicitu ve vodním prostředí a v půdě¹². Při agregaci nanočástic v prostředí dochází ke ztrátě jejich vysoké reaktivity snížením specifické plochy povrchu³⁹. Agregace nanočástic v prostředí ovlivňuje antimikrobiální účinky AgNP a rovněž i případné environmentální dopady⁴⁰. Ve všech vodních roztocích dochází k agregaci nanočástic. V mořské vodě může rozptýlení nanočástic bránit vysoká iontová síla⁴¹, ve sladké vodě zase přispívá ke stabilizaci přírodní organická hmota⁴⁰. Agregace má v konečných účincích AgNP velký význam, vzniklé shluky AgNP se chovají odlišně v porovnání s rozptýlenými AgNP, proto je nutná jejich stabilizace proti agregaci⁴¹. Mechanismus agregace a stabilita AgNP je ovlivněna zvolenou metodou přípravy a použitými stabilizačními činidly⁴². AgNP podléhají oxidační reakci za přítomnosti kyslíku, a to i navzdory přítomnosti organických povrchově aktivních látek¹². Oxidační a redukční reakce výrazně ovlivňují formy výskytu stříbra a jeho transport v prostředí, oxidace a vznik Ag_2O může mít vliv na toxické chování AgNP, protože právě uvolněné ionty mohou hrát zásadní roli v působení nanočástic. Dalšími faktory prostředí, které mají vliv na chování, je přítomnost specifických iontů, ligandů a přirozené organické hmoty⁴². Kovové stříbro je termodynamicky nestabilní a reaguje s ligandy v prostředí, s přítomnými sulfidy, chloridy i s přírodní organickou hmotou¹². Přírodní organická hmota (NOM, natural organic matter) ovlivňuje biologickou

dostupnost nanočástic (potenciál přenosu AgNP z prostředí do organismu) a povrchový náboj. Povrchový náboj AgNP hraje velkou roli v inhibici růstu bakterií⁴².

4. Závěr

Stříbro a AgNP vykazují výrazné antimikrobiální vlastnosti, díky kterým se využívají v mnoha technologiích a do jisté míry nabízejí efektivnější alternativu stávajícím technologiím. S používáním AgNP bezesporu vyvstává otázka, jaký je následně osud AgNP v ekosystémech vodního prostředí. Celkové hodnocení vlivu AgNP na životní prostředí je značně komplikované, protože do posuzování toxicity, inhibičního účinku a případných rizik je zapotřebí zahrnout charakter prostředí, okolní vlivy, případné interakce a výskyt mikroorganismů. Testy s čistými kulturami organismů vykazují poměrně vysokou citlivost vůči působení všech forem stříbra, ale při aplikaci na reálné vzorky se již účinnost v takové míře neprojevuje. Většina norem pro posuzování toxických účinků je založena na využití klasických jednodruhových testů, což komplikuje interpretaci výsledků pro reálné prostředí. Testy toxicity prováděné na směsné kultuře (jako vícedruhové testy) vystihují případný vliv toxické látky na daný ekosystém lépe než jednodruhové testy. V dlouhodobém uspořádání je těchto studií jen velmi málo, důvodem obvykle bývá jejich časová a ekonomická náročnost. Neméně složité je posouzení získaných výsledků, jelikož toxicita i zjištěná inhibice mohou být ovlivněny řadou faktorů, které není možné komplexně postihnout. V posledních letech se AgNP využívají v technologiích úpravy vody, kde se tento proces jeví jako vysoce perspektivní a nabízí alternativu stávajícím technologiím.

Seznam zkratek

AgNP	nanočástice stříbra
ČOV	čistírna odpadních vod
DGGE	elektroforéza v gradientovém denaturačním gelu (denaturing gradient gel electrophoresis)
EC50	efektivní středně účinná koncentrace pro 50 % testovaných organismů
KTJ	kolonie tvořící jednotky
NOM	přírodní organická hmota (natural organic matter)
ROS	reaktivní formy kyslíku (reactive oxygen species)

LITERATURA

- Siegel J., Staszek M., Kaimlová M., Švorčík V.: Chem. Listy 114, 41 (2020).
- Wang D., An J., Luo Q., Li X., Yan L., v knize: *Nano-Antimicrobials*, str. 47. Springer, 2012.
- Tran Q. H., Le A.-T.: Adv. Nat. Sci.: Nanosci. Nanotechnol. 4, 033001 (2013).
- Říhová Ambrožová J., Adámková P., Škopová V.: Chem. Listy 108, 660 (2014).
- Qian H., Zhu K., Lu H., Lavoie M., Chen S., Zhou Z., Deng Z., Chen J., Fu Z.: Sci. Total Environ. 572, 1213 (2016).
- Mirzajani F., Ghassempour A., Aliahmadi A., Esmaceli M. A.: Res. Microbiol. 162, 542 (2011).
- Hwang E. T., Lee J. H., Chae Y. J., Kim Y. S., Kim B. C., Sang B. I., Gu M. B.: Small 4, 746 (2008).
- Morones J. R., Elechiguerra J. L., Camacho A., Holt K., Kouri J. B., Ramirez J. T., Yacaman M. J.: Nanotechnology 16, 2346 (2005).
- Durán N., Durán M., De Jesus M. B., Seabra A. B., Fávoro W. J., Nakazato G.: Nanomedicine (N. Y., NY, U. S.) 12, 789 (2016).
- Navarro E., Piccapietra F., Wagner B., Marconi F., Kaegi R., Odzak N., Sigg L., Behra R.: Environ. Sci. Technol. 42, 8959 (2008).
- Ivask A., Kurvet I., Kasemets K., Blinova I., Aruoja V., Suppi S., Vija H., Kähkönen A., Titma T., Heinlaan M.: PloS One 9, e102108 (2014).
- Levard C., Hotze E. M., Lowry G. V., Brown Jr G. E.: Environ. Sci. Technol. 46, 6900 (2012).
- Radzig M., Nadtochenko V., Koksharova O., Kiwi J., Lipasova V., Khmel I.: Colloids Surf., B 102, 300 (2013).
- Hajipour M. J., Fromm K. M., Ashkarran A. A., de Aberasturi D. J., de Larramendi I. R., Rojo T., Serpooshan V., Parak W. J., Mahmoudi M.: Trends Biotechnol. 30, 499 (2012).
- Gurunathan S., Han J. W., Kwon D.-N., Kim J.-H.: Nanoscale Res. Lett. 9, 1 (2014).
- Greulich C., Braun D., Peetsch A., Diendorf J., Siebers B., Epple M., Köller M.: RSC Adv. 2, 6981 (2012).
- Mansor A., Kamyar S., Majid D., Wan M., Nor A. I., Azizah A. H., Mohsen Z.: Res. J. Biol. Sci. 4, 1032 (2009).
- Sondi I., Salopek-Sondi B.: J. Colloid Interface Sci. 275, 177 (2004).
- Filipová Z., Kukutschová J., Mašláň M.: *Rizika nanomateriálů*. Univerzita Palackého, 2012.
- Miao A.-J., Schwehr K. A., Xu C., Zhang S.-J., Luo Z., Quigg A., Santschi P. H.: Environ. Pollut. 157, 3034 (2009).
- Wang Z., Chen J., Li X., Shao J., Peijnenburg W. J.: Environ. Toxicol. Chem. 31, 2408 (2012).
- Dash A., Singh A. P., Chaudhary B. R., Singh S. K., Dash D.: Nano-Micro Lett. 4, 158 (2012).
- Miao A.-J., Luo Z., Chen C.-S., Chin W.-C., Santschi P. H., Quigg A.: PloS one 5, e15196 (2010).
- Ratte H. T.: Environ. Toxicol. Chem. 18, 89 (1999).
- Oukarroum A., Bras S., Perreault F., Popovic R.: Ecotoxicol. Environ. Saf. 78, 80 (2012).
- Handy R. D., Owen R., Valsami-Jones E.: Ecotoxicology 17, 315 (2008).
- Harris A. T., Bali R.: J. Nanopart. Res. 10, 691 (2008).
- Yin L., Cheng Y., Espinasse B., Colman B. P., Auffan M., Wiesner M., Rose J., Liu J., Bernhardt E. S.: Environ. Sci. Technol. 45, 2360 (2011).
- Cyrusová T., Podlipná R., Vaněk T.: Chem. Listy 109, 276 (2015).
- Kumari M., Mukherjee A., Chandrasekaran N.: Sci. Total Environ. 407, 5243 (2009).
- Abdel-Azeem E. A., Elsayed B. A.: NY Sci. J 6, 148 (2013).
- Křížková S., Adam V., Kizek R.: Chem. Listy 103, (2009).
- Blinova I., Niskanen J., Kajankari P., Kanarbik L., Kähkönen A., Tenhu H., Penttinen O.-P., Kahru A.: Environ. Sci. Pollut. Res. 20, 3456 (2013).
- Baptista M. S., Miller R. J., Halewood E. R., Hanna S. K., Almeida C. M. R., Vasconcelos V. M., Keller A. A., Lenihan H. S.: Environ. Sci. Technol. 49, 12968 (2015).
- Sheng Z., Liu Y.: Water Res. 45, 6039 (2011).
- Choi O., Yu C.-P., Fernández G. E., Hu Z.: Water Res. 44, 6095 (2010).
- Qiu G., Wirianto K., Sun Y., Ting Y.-P.: J. Cleaner Prod. 130, 137 (2016).
- Pradeep T.: Thin Solid Films 517, 6441 (2009).
- Li Q., Mahendra S., Lyon D. Y., Brunet L., Liga M. V., Li D., Alvarez P. J.: Water Res. 42, 4591 (2008).
- Chen S.-F., Zhang H.: Adv. Nat. Sci.: Nanosci. Nanotechnol. 3, 035006 (2012).
- Kvítek L., Prucek R., Panáček A., Soukupová J.: Nanocon 20, 10 (2009).
- Dwivedi A. D., Dubey S. P., Sillanpää M., Kwon Y.-N., Lee C., Varma R. S.: Coord. Chem. Rev. 287, 64 (2015).

P. Čiháková, J. Zuzáková, and J. Říhová Ambrožová (*Department of Water Technology and Environmental Engineering, Faculty of Environmental Technology, University of Chemistry and Technology Prague*): **Potentially Negative Impact of Long-term Use of Silver Nanoparticles in Water Management**

One of the reasons for the intensive application of silver nanoparticles (AgNP) in a wide range of various fields, such as healthcare, food industry, cosmetics, textiles, electrotechnical industry, and engineering, are their significant antimicrobial effects. They are also promising for water treatment, where they could contribute to water disinfection in the form of thin layers applied on various materials, and thus reduce chlorine dosage or membrane

fouling. However, their widespread use may pose certain risks to the environment, in particular to aquatic ecosystems. Despite transforming into different forms (Ag^+ , Ag_2O , Ag_2S) depending on environmental conditions, there is a risk that AgNP released from the surface of materials could affect vulnerable biological proceeding also taking place in wastewater treatment plants (WWTPs). The toxic effect of AgNP varies greatly being dependent on organism complexity, while AgNP size and surface charge also play an important role. The article summarizes the existing knowledge about AgNP effects on organisms, their possible use and risks in water management.

Keywords: silver, silver nanoparticles (AgNP), silver ions, organisms, water management